

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

PAULA APARECIDA FEDERICHE BORGES

Influência do cultivo experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus* - Pisces, Cichlidae) em tanques-rede na qualidade da água de dois braços do reservatório da UHE Rosana: ênfase na comunidade fitoplanctônica

Maringá  
2009

PAULA APARECIDA FEDERICHE BORGES

Influência do cultivo experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus* -  
Pisces, Cichlidae) em tanques-rede na qualidade da água de dois braços do  
reservatório da UHE Rosana: ênfase na comunidade fitoplanctônica

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação  
em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais  
do Departamento de Biologia, Centro de Ciências  
Biológicas da Universidade Estadual de Maringá,  
como parte dos requisitos para a obtenção do título  
de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof. Dr.<sup>a</sup> Sueli Train

Maringá  
2009

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

B732i

Borges, Paula Aparecida Federiche, 1981-

Influência do cultivo experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus* – (Pisces, Cichlidae) em tanques-rede na qualidade da água de dois braços do reservatório da UHE Rosana: ênfase na comunidade fitoplanctônica / Paula Aparecida Federiche Borges. -- Maringá, 2009.

107 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2009.

Orientador: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Sueli Train

1. Fitoplâncton – Comunidades, Dinâmica de – Tanques-rede – Paranapanema, Rio, Bacia. 2. *Oreochromis niloticus* (Pisces, Cichlidae) “tilápia do nilo” - Fitoplâncton – Aqüicultura - Paranapanema, Rio, Bacia. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. -579.8178809816  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

## FOLHA DE APROVAÇÃO

PAULA APARECIDA FEDERICHE BORGES

Influência do cultivo experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus* -  
Pisces, Cichlidae) em tanques-rede na qualidade da água de dois braços do  
reservatório da UHE Rosana: ênfase na comunidade fitoplanctônica

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

### COMISSÃO JULGADORA

Profª Drª Sueli Train  
Universidade Estadual de Maringá/Nupélia (Presidente)

Profª Drª Lucia Helena Sampaio da Silva  
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Profª Drª Célia Leite Sant'Anna  
Instituto de Botânica (IBT)

Profª Drª Liliana Rodrigues  
Universidade Estadual de Maringá/Nupélia

Prof. Dr. Luis Felipe Machado Velho  
Universidade Estadual de Maringá/Nupélia

Aprovada em: 19 de junho de 2009.

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

*Aos meus pais, Paulo e Maria,*

*e ao meu Marido, Maikison,*

*Dedico*

## **Agradecimentos**

*Nesta página muito especial deste trabalho, gostaria de agradecer a algumas pessoas, dentre as muitas que me ajudaram a realizá-lo.*

*Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, em especial a Aldenir Cruz Oliveira;*

*A CAPES pela concessão da bolsa e aos órgãos financiadores CNPq/Pronex, Nupélia, UEM.*

*Aos amigos da biblioteca setorial do Nupélia, Maria Salete e João pelo carinho;*

*Aos membros da banca, Dr<sup>a</sup>. Lílíana Rodrigues (UEM), Dr. Luiz Felipe Machado Velho (UEM), Dr<sup>a</sup>. Lúcia Helena Sampaio da Silva (UFRJ) e Dr<sup>a</sup>. Célia Leite Sant'Anna (IBT) por aceitarem prontamente o convite para avaliação deste trabalho.*

*À Prof. Dr<sup>a</sup>. Sueli Train, pela orientação desde os primeiros passos na pesquisa científica, pelo incentivo, paciência, apoio, compreensão e amizade, por seu exemplo profissional e principalmente, muito obrigada pela confiança;*

*À Dr<sup>a</sup>. Luzia Cleide Rodrigues (Lu), minha madrinha, pelo carinho, amizade, paciência, apoio, auxílio e incentivos constantes, não só durante a execução deste trabalho, mas por uma grande parte da minha vida, saiba que lhe admiro muito e lhe tenho como exemplo profissional e (especialmente) pessoal;*

*À Dr<sup>a</sup>. Susicley Jati (Susi) pela amizade, carinho, incentivo constante, e especialmente por sua maneira amorosa de acolher, cuidar e se preocupar com todas as pessoas, uma de suas características que eu admiro muito;*

*À Msc Vânia Mara Bovo Scomparin (Vaninha), minha madrinha, pela amizade, carinho, apoio, palavras de incentivo, por ser exemplo de superação e perseverança e principalmente, por sempre me acolher em seu lar, em sua própria família;*

*Aos amigos que conquistei no laboratório de fitoplâncton, os quais nunca esquecerei, Grazielle, Evelise, Sayuri, Bianca, Carla, Paula, Claudinéia e Johannes, obrigada pelo carinho, apoio e incentivo;*

*À todos os professores, biólogos, técnicos e alunos que formam a "família" Nupélia, pela amizade e carinho, especialmente, Líka, Claudinha, Fê, Cíntia, Jane, Ângelo, Luís, Rose, Érica, Juliana, Iraúza, Lurdinha, Chiquinho, Dani, Nati, João e Yara;*

*Aos pesquisadores dos laboratórios de Zooplactologia e Limnologia Básica do Nupélia, pela amizade e pela disponibilização dos dados de zooplâncton e atributos físicos e químicos utilizados para a elaboração dos trabalhos desta tese de doutorado;*

*Ao Professor Dr. João Sarkis Yunes da Universidade Federal do Rio Grande (FURG/RS) e sua equipe, pelas análises das cianotoxinas;*

*Aos amigos Maria do Carmo (Du), Natália (Nati), Valmir (Gazo), Celso (Celsão) e Valdenir (seu Nê), pelo carinho, amizade, auxílio nas coletas de campo e análises de laboratório, pelas risadas... saibam que sem vocês este trabalho não seria possível... muito obrigada de coração!!!*

*As minhas grandes e inesquecíveis amigas do grupo “Blush” Dayani, Geuza, Josilaine, Fernanda, Michele, Cintia, Sandra e Elaine, pelos momentos maravilhosos que passamos juntas, e que apesar da distância, jamais serão esquecidos.*

*Aos amigos de Cianorte, especialmente a Rosângela, Wagner, Viviane, Noemi, Cássio, Sr. João e família, Sr. Wilson e família, Sr. Aristeo e família; e a amiga/irmã Patrícia, entre tantos que sempre me apoiaram a continuar os estudos, pelas palavras de incentivo, carinho, orações e momentos de descontração;*

*Às minhas companheiras de república, que fizeram os momentos longe da família parecer menos difíceis, especialmente, Vanessa, Francieli, Michely, Dayane e Luana;*

*Aos novos amigos da Universidade Federal do Paraná, pela amizade e incentivo;*

*À toda a minha família que, direta ou indiretamente, me ajudaram a concluir este trabalho, avós, tios, tias, cunhadas, primos, primas, por todo carinho, apoio, incentivo e orações, muito obrigada!!!*

*Aos meus sogros, Rubens e Ivone Bassi, e a minha cunhadinha Maiara, pelo apoio, carinho, orações, incentivo, por cuidarem de meu marido e de minha casa quando estive ausente, agradeço a Deus por ter me incluído em uma família tão linda e unida;*

*Ao meu querido irmão Leandro F. Borges, por seu apoio, carinho, e que mesmo a distância sempre foi um grande exemplo e um incentivador nato dos meus estudos, e principalmente por, nos meus momentos de dúvida, “crise” sempre me dizer: “você nadou até aqui, agora não pode morrer na praia” obrigada, Te Amo;*

*Aos meus pais, Paulo S. Borges e Maria A. Federiche Borges, minha eterna gratidão pela formação do meu caráter, pelo exemplo de pessoas que vocês são, guerreiros para superar todas as adversidades... muito obrigada pelo apoio, incentivo, dedicação e especialmente por todo amor gratuito que sempre recebi de vocês, saibam que se eu consegui chegar até aqui hoje, a culpa é de vocês!!! eu lhes Amo Muito!!*

*Ao meu marido, Maikison Jesus Bassi, razão do meu viver, pelo amor incondicional, amizade, carinho, incentivo, apoio, dedicação, enorme paciência e compreensão em todos os momentos, por entender as minhas ausências, meus momentos de nervosismo, por sempre aparar minhas lágrimas, por ser meu porto seguro, onde sei que sempre poderei ancorar... Mas principalmente, por me fazer acreditar que “no final, tudo dá certo” Te Amo Marido!!!*

*À Deus, pois tudo posso naquele que me fortalece.*

*E por fim, gostaria de dizer a todos os meus amigos e familiares que: “O destino une e separa as pessoas, mas nenhuma força é tão grande para fazer esquecer pessoas, que por algum motivo um dia nos fizeram felizes.”*

*“Posso ter defeitos, viver ansioso e ficar irritado algumas vezes,  
mas não esqueço de que minha vida é a maior empresa do mundo.  
E que posso evitar que ela vá à falência.  
Ser feliz é reconhecer que vale a pena viver  
apesar de todos os desafios, incompreensões e períodos de crise.  
Ser feliz é deixar de ser vítima dos problemas e  
se tornar um autor da própria história.  
É atravessar desertos fora de si, mas ser capaz de encontrar  
um oásis no recôndito da sua alma.  
É agradecer a Deus a cada manhã pelo milagre da vida.  
Ser feliz é não ter medo dos próprios sentimentos.  
É saber falar de si mesmo.  
É ter coragem para ouvir um 'não'.  
É ter segurança para receber uma crítica, mesmo que injusta.  
Pedras no caminho?  
Guardo todas, um dia vou construir um castelo...”*

*(Fernando Pessoa)*



Influência do cultivo experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus* - Pisces, Cichlidae) em tanques-rede na qualidade da água de dois braços do reservatório da UHE Rosana: ênfase na comunidade fitoplanctônica

### RESUMO

O objetivo do presente estudo foi avaliar a influência do cultivo experimental de tilápia em tanques-rede instalados em dois braços do reservatório da UHE Rosana (ribeirões do Corvo e Guairacá) para a qualidade da água, especialmente quanto aos atributos da comunidade fitoplanctônica (composição, riqueza de espécies, equitabilidade, diversidade de Shannon-Wiener, diversidade beta, densidade e biomassa). Durante o experimento foram cultivadas tilápias do Nilo (*O. niloticus*) em 15 tanques-rede para cada ribeirão, dispostos transversalmente em três baterias de cinco, com diferentes densidades de estocagens de peixes. As amostragens foram realizadas entre os meses de abril e agosto de 2006, antes e após o início do cultivo, e foram estabelecidos pontos de coleta próximos a cada bateria de tanques-rede e a 100 e 400 metros à montante e à jusante do local de instalação dos mesmos, para cada braço. As concentrações de fósforo e nitrogênio total foram, em geral, maiores nas amostragens realizadas após o início da criação dos peixes para ambos os ribeirões e as de fósforo solúvel reativo foram menores. O nitrato aumentou do ribeirão do corvo e diminuiu no Guairacá. Foram inventariados 159 táxons de algas fitoplanctônicas, e os principais grupos foram Chlorophyceae e Cyanobacteria. Os valores de riqueza de espécies, equitabilidade e diversidade de Shannon-Wiener foram, em geral, baixos para os dois ribeirões, especialmente para o ribeirão do Corvo. Constatou-se aumento da densidade e biomassa fitoplanctônica ao longo do tempo, o que pode ser atribuído, possivelmente, à incorporação de nutrientes advindos do cultivo das tilápias. Os resultados evidenciaram as alterações ocorridas ao longo do experimento tanto para as variáveis abióticas, quanto para os atributos da comunidade fitoplanctônica e abundância do zooplâncton, entretanto, estas variações apresentaram pouca magnitude, provavelmente devido ao pequeno número de tanques e peixes utilizados, estações do ano monitoradas (outono/inverno) e hidrodinâmica dos biótopos. Quanto à escala espacial, a similaridade observada pode ter sido influenciada pela hidrodinâmica dos biótopos, que apresentaram extensa zona de mistura, forte ação dos ventos, influência lótica dos ribeirões nos braços, além da maior influência das águas do reservatório de Rosana no caso do ribeirão Guairacá. Considerando o biovolume fitoplanctônico, o estado trófico variou de oligotrofia até estados hipereutróficos no decorrer do experimento. Os altos valores de densidade e biovolume de cianobactérias, registrados após a instalação dos tanques-rede, ultrapassaram o valor máximo fixado para estes parâmetros biológicos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de Classe 2, destinadas, entre outros fins, à aquicultura e à atividade de pesca. Como agravante, foram detectadas microcistinas na coluna de água. Os grupos funcionais fitoplanctônicos foram ferramentas importantes para a caracterização dos ambientes. Foi registrada diminuição dos valores de abundância da comunidade zooplanctônica após o aumento da densidade de cianobactérias, provavelmente devido à ocorrência de espécies coloniais de elevado tamanho e com ampla mucilagem, além de terem sido registradas cepas tóxicas. Sugere-se que outros estudos experimentais sejam realizados com um número de tanques-rede maior do que o adotado neste experimento, tendo em vista que o acúmulo maior e constante de resíduos, resultante do grande número de peixes dos cultivos comerciais pode acelerar o processo de eutrofização. Ressalta-se que a aquicultura deve ser desenvolvida de maneira sustentável, respeitando-se a capacidade de suporte dos ecossistemas.

**Palavras-chave:** Fitoplâncton. Aquicultura. Eutrofização. Grupos funcionais. Capacidade de suporte. Zooplâncton. Brasil.

Influence of experimental cultivation of tilapia (*Oreochromis niloticus* - Pisces, Cichlidae) in net cages on the water quality of two Rosana Reservoir arms: emphasis on phytoplankton community

### ABSTRACT

The present study evaluated the influence of experimental cultivation of tilapia in net cages placed in two lateral arms from Rosana Reservoir (Corvo and Guairacá streams) on the water quality, especially to attributes of phytoplankton community (species composition, richness, evenness, Shannon-Wiener diversity, beta diversity, density and biomass). During the study, Nile tilapia (*O. niloticus*) were cultivated at 15 net cages in each stream, transversally placed in three sets of five net cages, with different densities of fishes. Samplings were accomplished between April and August, 2006, before and after the beginning of cultivation; the sampling stations were located next to each set of net cages and at 100 and 400 m upstream and downstream from them, in each lateral arm. The concentrations of total nitrogen and total phosphorus were, in general higher after the beginning of fish farming in both streams and soluble reactive phosphorus were lower. Nitrate increase in Corvo Stream and decrease in Guairaca Stream. One hundred and fifty-nine taxa were identified, and the main groups were Chlorophyceae and Cyanobacteria. The values of species richness, evenness and Shannon-Wiener diversity were, in general, low for both streams, especially the Corvo Stream. An increase in the density and biomass of phytoplankton were also verified over time, which can be ascribed, possibly, to the absorption of nutrients arisen from tilapia cultivation. The results evidenced changes occurring over the experiment for abiotic variables, attributes from phytoplankton community and zooplankton abundance, however, these variations presented small magnitude, probably due to the small number of net cages and fishes utilized, the year seasons monitored (Autumn / Winter) and to streams hydrodynamics. Regarding the spatial scale, the observed similarity may be influenced by biotope hydrodynamic which presented extended mixture zone, strong action of winds, lotic influence from streams to the lateral arms, besides the higher influence of water from Rosana Reservoir, in case of Guairacá Stream. In relation to phytoplankton biovolume, the trophic state varied from oligotrophy to hypereutrophy states throughout the experiment. The high values of density and biovolume of Cyanobacteria, recorded after the net cages installation, exceeded the maximum value for these biological parameters set by CONAMA Resolution nº 357/2005 for Class 2 water that is used, among other purposes, for aquaculture and fisheries. We also detected microcystin in the water column. The phytoplankton functional groups were important tools for the environmental characterization. A decrease in the zooplankton abundance was observed after the increase of Cyanobacteria density, probably due to the occurrence of colonial species with large size and mucilage sheath, besides toxic strains. We suggest that other experimental studies need to be performed with a number of net cages higher than the adopted in this study, since the great and constant accumulation of waste, resulting from the large number of fishes used in commercial cultivations, may accelerate the eutrophication process. We also emphasize that the aquaculture should be developed in a sustainable way, respecting the support capacity of ecosystems.

**Keywords:** Phytoplankton. Aquaculture. Eutrofication. Functional groups. Carrying capacity. Zooplankton. Brazil.

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Hydrobiologia*. Disponível em: <[http://www.springer.com/cda/content/document/cda\\_downloaddocument/instr\\_print\\_10750.060427.pdf?SGWID=0-0-45-127451-p35762444](http://www.springer.com/cda/content/document/cda_downloaddocument/instr_print_10750.060427.pdf?SGWID=0-0-45-127451-p35762444)>

## SUMÁRIO

### **Capítulo I** - Diversidade fitoplanctônica de dois braços do reservatório da UHE Rosana sob influência do cultivo experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede

Resumo.....	11
Abstract.....	12
Introdução.....	13
Área de estudo.....	14
Materiais e métodos.....	16
Resultados.....	19
Discussão.....	31
Referências.....	37

### **Capítulo II** - Impacto da piscicultura experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede sobre a biomassa fitoplanctônica e qualidade da água em um reservatório subtropical, Brasil

Resumo.....	44
Abstract.....	45
Introdução.....	46
Área de estudo.....	48
Materiais e métodos.....	49
Resultados.....	53
Discussão.....	65
Referências.....	74

### **Capítulo III** - Relações entre a densidade da comunidade fitoplanctônica e as variáveis abióticas e o zooplâncton em um braço de reservatório subtropical sob influência do cultivo experimental de tilápias em tanques-rede.

Resumo.....	81
Abstract.....	82
Introdução.....	83
Área de estudo.....	84
Materiais e métodos.....	86
Resultados.....	88
Discussão.....	96
Referências.....	101

## **Capítulo I – Diversidade fitoplanctônica de dois braços do reservatório da UHE Rosana sob influência do cultivo experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede**

### **Resumo**

O cultivo de peixes em tanques-rede pode promover a eutrofização artificial, que constitui um processo de surgimento rápido e com efeitos prejudiciais aos ecossistemas. O presente experimento foi realizado em dois braços do reservatório de Rosana (PR/SP), entre os meses de abril e agosto de 2006. Foram estabelecidos pontos de amostragem próximos a cada bateria de tanques-rede (com densidades de estocagem de tilápia de  $50 \text{ kg.m}^{-3}$ ,  $75 \text{ kg.m}^{-3}$  e  $100 \text{ kg.m}^{-3}$ ) e a 100 e 400 metros (montante e jusante) do local de instalação dos tanques. As concentrações de fósforo e nitrogênio total foram, em geral, maiores nas amostragens realizadas após o início da criação dos peixes para ambos os ribeirões e as de fósforo solúvel reativo foram menores. O nitrato aumentou do ribeirão do corvo e diminuiu no Guairacá. Foram inventariados 159 táxons, sendo Chlorophyceae e Cyanobacteria os grupos mais bem representados. Foram registradas alterações na composição florística e demais atributos de diversidade da comunidade fitoplanctônica ao longo do cultivo. Em geral, os valores de riqueza de espécies, equitabilidade e diversidade de Shannon-Wiener foram baixos, nos dois biótopos, durante todo o período de estudo. Quanto à escala espacial, não foram observadas nítidas diferenças para as concentrações de nutrientes e atributos de diversidade do fitoplâncton analisados, o que pode ser atribuído à hidrodinâmica dos ribeirões, ou seja, elevada influência do vento e correntes que propiciaram mistura da coluna de água e favoreceram a similaridade espacial entre os pontos amostrados. Foi observada diminuição significativa da riqueza de espécies do fitoplâncton após o início do experimento somente para o ribeirão do Corvo. Foi observada diminuição da diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade do fitoplâncton após o início do cultivo para ambos os ribeirões, porém diferença significativa ocorreu somente para a equitabilidade do ribeirão Guairacá. Os resultados do experimento quanto às variações dos atributos de diversidade fitoplanctônica ao longo do tempo sugerem que a criação de tilápias em tanques-rede apresentou certa influência sobre esta comunidade, embora a magnitude destas variações ainda seja pequena, provavelmente devido ao pequeno número de tanques e peixes utilizados, estações do ano monitoradas (outono/inverno) e hidrodinâmica dos biótopos. Sugere-se que outros estudos experimentais sejam realizados para avaliar o efeito do cultivo de tilápias em tanques-rede sobre a diversidade fitoplanctônica com um número de tanques-rede maior do que o adotado neste experimento, tendo em vista que o acúmulo maior e constante de resíduos, resultante do grande número de peixes dos cultivos comerciais, provavelmente cause real declínio da diversidade fitoplanctônica.

**Palavras-chave:** Fitoplâncton, eutrofização, aquicultura, reservatório subtropical, biodiversidade.

## **Chapter I – Phytoplankton diversity in two Rosana Reservoir arms impacted with experimental net cages culture of tilapia (*Oreochromis niloticus*)**

### **Abstract**

The fish farming in net cages may promote the artificial eutrophication which is a process of fast emergence with harmful effects on ecosystems. The present experiment was developed in two lateral arms from Rosana Reservoir (PR/SP), between April and August, 2006. Sampling stations were established next to each set of net cages (with tilapia densities of 50 kg.m<sup>-3</sup>, 75 kg.m<sup>-3</sup> and 100 kg.m<sup>-3</sup>) and at 100 and 400 m (upstream and downstream) from the net cages installation. The concentrations of total nitrogen and total phosphorus were, in general higher after the beginning of fish farming in both streams and soluble reactive phosphorus were lower. Nitrate increase in Corvo Stream and decrease in Guairaca Stream. One hundred and fifty-nine taxa were identified, and the best represented groups were Chlorophyceae and Cyanobacteria. Changes in species composition and the other diversity attributes of phytoplankton community were verified over the study. In general, the values of species richness, evenness and Shannon-Wiener diversity were low, in both streams, during the entire experiment. Considering the spatial scale, clear differences were not detected in attributes of phytoplankton diversity, which may be associated to streams hydrodynamics, i.e., the high influence of the wind and currents that provided the water column mixture favoring the spatial similarity among the sampling stations. Significant decrease in species richness after the beginning of fish farming was observed only in Corvo Stream. Evenness and Shannon-Wiener diversity also decrease in both streams along time, but only evenness in Guairaca Stream show significant difference. The results of the experiment as for the variations of the attributes of phytoplankton diversity along the time suggest that experimental cultivation of fishes in net cage presented certain influence on this community, although the magnitude of these variations is still small, probably due to the small number of net cages and fishes utilized, the year seasons monitored (Autumn / Winter) and to streams hydrodynamics. We suggest that other experimental studies need to be undertaken to evaluate the effect of tilapia cultivation in net cages on the phytoplankton diversity with a number of net cages higher than the adopted in this study, since the great and constant accumulation of waste, coming from the large number of fishes used in commercial cultivations, probably cause a real decrease in phytoplankton diversity.

**Keywords:** Phytoplankton, eutrophication, aquaculture, subtropical reservoir, biodiversity.

## INTRODUÇÃO

No Brasil, a aquicultura em tanques-rede é uma realidade recente, que data da década de 80 e tem sido praticada, em geral, em reservatórios de usinas hidrelétricas. Atualmente, este sistema de cultivo vem crescendo em larga escala, inclusive com incentivos governamentais (Alves e Baccarin, 2005; Ayrosa et al., 2006; Júnior e Latini, 2006). Na região do Médio Paranapanema esta atividade é apontada como sendo a primeira em produtividade e a segunda em produção de peixes no Estado de São Paulo, estimando-se que nessa região haja mais de trinta produtores de tilápia do Nilo, totalizando cerca de 800 tanques-rede (Ayrosa et al., 2005a, 2005b).

Durante o cultivo intensivo em tanques-rede os resíduos provenientes das rações utilizadas na alimentação, somados aos excretas dos peixes, são despejados diretamente nos biótopos aquáticos, com conseqüente aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna de água, resultando assim, na eutrofização do ambiente (Stirling e Dey, 1990; Kubtiza, 1999; Diaz et al., 2001; Guo e Li, 2003; Figueiredo e Giani, 2005; Alves e Baccarin, 2005; Guo et al., 2009). A eutrofização artificial constitui um processo de surgimento rápido e com efeitos prejudiciais, que ocasiona alterações nas condições físicas e químicas da água, bem como em todas as comunidades planctônicas do ecossistema. Inclusive, pode ocorrer substituição de espécies dominantes e a redução da diversidade local em virtude do desaparecimento de algumas espécies (Esteves, 1998; Ferreira et al., 2005; Huszar et al., 2005; Sant'Anna et al., 2006; Crossetti et al., 2008).

Atualmente, as políticas públicas no cenário mundial, e também no Brasil (Programa Fome zero) têm se preocupado com a diminuição da fome da população carente, sem levar devidamente em consideração as perdas da biodiversidade em função da superexploração dos recursos naturais. Na prática, os benefícios provenientes da conservação da diversidade biológica são ignorados e as decisões político-econômicas visando sua conservação têm tido pouca relevância. Isso se deve, muitas vezes, à falta de bases teórico-científicas sólidas para sua proteção (Sturmbauer, 2005; Meester e Declerk, 2005). Portanto, são necessárias pesquisas ecológicas a respeito da biodiversidade, inclusive com a aplicação de diversos índices que sumarizam estas informações e direcionem as decisões políticas a favor da sustentabilidade (Harrison et al., 1992; Paranjpe e Gore, 1997; Meester e Declerk, 2005; Sturmbauer, 2005).

A comunidade fitoplanctônica constitui um discriminador ambiental eficaz no diagnóstico das condições ambientais, sendo o conhecimento de sua estrutura e dinâmica

uma ferramenta importante para avaliar os impactos das alterações antrópicas nos ecossistemas aquáticos (Reynolds, 1988; 1997; Huszar et al., 1998; 2000; Reynolds et al., 2002; Padisák et al., 2006; 2009). Assim, tendo em vista a ausência de estudos sobre o impacto do cultivo intensivo de peixes em tanques-rede para a biodiversidade do fitoplâncton no Brasil, o objetivo geral do presente trabalho foi avaliar as alterações nos atributos de diversidade dessa comunidade em resposta ao cultivo experimental de tilápias em tanques-rede instalados nos braços do reservatório da UHE Rosana.

As hipóteses testadas foram de que o sistema intensivo de criação de tilápias (i) promove alterações na composição da comunidade fitoplanctônica ao longo do espaço e do tempo, e (ii) reduz a riqueza de espécies, a equitabilidade e a diversidade de Shannon-Wiener desta comunidade ao longo do período de cultivo, principalmente próximo aos tanques-rede.

## **ÁREA DE ESTUDO**

O rio Paranapanema é formado a partir de várias nascentes existentes na Serra do Paranapiacaba, dentro de uma mata cerrada. Após percorrer 60 Km ao longo dessa serra, entra em uma região de campos, onde amplia sua largura, e tem um leito raso coberto de pedras soltas. Apresenta 930 Km de curso até sua foz no rio Paraná, tendo às suas margens, matas, campos cultivados e áreas de preservação ambiental. Este rio constitui a divisa natural entre os Estados do Paraná e de São Paulo (Duke-Energy, 2005). O clima da região é do tipo subtropical úmido, sem estação seca e com verão quente, com média anual de 22 °C e precipitação anual média de 1.300 mm (Maack, 1981).

O reservatório de Rosana (22°36' S; 52°49' W) possui área de 220 km<sup>2</sup>, com comprimento total de 116,00 km, volume de 1.920 10<sup>6</sup> km<sup>3</sup> e vazão média anual de 1.203 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (Figura 1). Apresenta área inundada de 27.600 ha e tempo teórico de residência da água de 18,6 dias (CESP, 1998). Neste reservatório encontra-se uma das oito usinas hidrelétricas que compõem o conjunto de operação da Duke Energy, Geração Paranapanema, sendo estas: Jurumirim, Chavantes, Canoas I e II, Capivara, Taquaruçu, Salto Grande e Rosana.

Por ser o último de uma cadeia, o reservatório de Rosana apresenta maiores valores de transparência da água, alcalinidade e reduzidas concentrações de fósforo e nitrogênio totais, sendo classificado como oligotrófico por Nogueira et al. (2002) e Pagioro et al. (2005). Constitui ainda, um reservatório raso, do tipo fio d'água, com amplas áreas



marginais. O presente trabalho foi realizado em dois braços localizados na margem esquerda da zona lacustre do reservatório de Rosana, formados pelos ribeirões do Corvo e Guairacá, no Estado do Paraná.



Figura 1 - Mapa do reservatório de Rosana, com a localização dos braços formados pelos ribeirões do Corvo e Guairacá. Pontos indicam os locais de instalação dos tanques-rede.

O braço formado pelo ribeirão do Corvo (Figura 2a) apresenta as margens com gramíneas e estágios iniciais de reflorestamento, possui bancos de macrófitas aquáticas, com predomínio de *Egeria najas* Planch. e *Eichhornia azurea* Kunth. e sofre grande influência do vento, assim como todo o reservatório de Rosana. Às margens do ribeirão do Corvo, próximo ao local da instalação dos tanques-rede, existe uma feccularia.

O braço formado pelo ribeirão Guairacá (Figura 2b) apresenta as margens com gramíneas e predomínio do cultivo de cana de açúcar, possui bancos de macrófitas aquáticas, com destaque para bancos de *Egeria najas* Planch., *Egeria densa* Planch. e *Eichhornia azurea* Kunth. Assim como o ribeirão do Corvo, apresenta influência do vento. Destaca-se ainda, a proximidade do local de instalação dos tanques à foz deste ribeirão no reservatório de Rosana, o que permite forte influência das águas do rio Paranapanema neste braço.

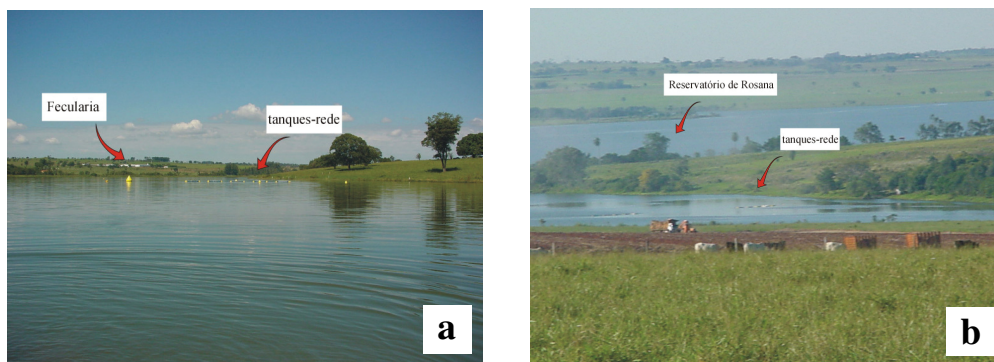


Figura 2 - Vista geral dos braços formados pelos ribeirões do Corvo (a) e Guairacá (b), destacando os locais de instalação dos tanques-rede.

## MATERIAL E MÉTODOS

Durante o experimento foram utilizados 30 tanques-rede (2 x 2 x 1,7m), com 6,0 m<sup>3</sup> de volume, instalados nos ribeirões do Corvo e Guairacá (15 tanques em cada ribeirão). Os tanques foram dispostos transversalmente, em três baterias de cinco, sendo que em cada conjunto de tanques-rede foram estocadas diferentes densidade de peixes (50 kg.m<sup>-3</sup> ou 100 peixes.m<sup>-3</sup>, 75 kg.m<sup>-3</sup> ou 150 peixes.m<sup>-3</sup>, e 100 kg.m<sup>-3</sup> ou 200 peixes.m<sup>-3</sup>). Foram utilizados 27000 alevinos juvenis mais 10 % considerando-se a mortalidade, totalizando 29.700 alevinos juvenis com 21 a 45 g de peso vivo de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), submetidos a processo de reversão sexual (UEM/Nupélia/Pronex, 2006).

Para a dieta alimentar dos peixes foram utilizadas dois tipos de ração comercial extrusada. Na primeira fase, a ração era composta por 28 % de proteína bruta (PB) e diâmetro de 5 mm, enquanto que para a segunda fase, a ração apresentou 22 % de PB e diâmetro de 8 mm. A quantidade inicial de ração foi calculada em 10 % da biomassa total de peixes em cada tanque. O manejo alimentar foi estabelecido pela técnica de fornecimento *ad libitum*, e foi regulado através das observações do consumo de toda a ração na primeira hora após o fornecimento. Os peixes receberam ração duas vezes por dia, de manhã e à tarde (UEM/Nupélia/Pronex, 2006).

Para a análise das variáveis limnológicas e da comunidade fitoplanctônica foram coletadas amostras de água, em réplicas, diretamente com frascos à subsuperfície da zona pelágica. A primeira amostragem foi realizada uma semana antes da instalação dos tanques-rede (antes), em três locais para cada ribeirão, correspondentes ao local onde seriam instalados os tanques (Ponto 2) e a montante (Ponto 1) e jusante (Ponto 3) deste local. As demais coletas foram realizadas, durante o período compreendido entre abril e agosto de 2006, após 15, 30, 60, 90 e 120 dias da instalação dos tanques-rede.

Foram estabelecidos pontos de amostragem próximos a cada bateria de tanque (com densidades de estocagem de tilápia de 50 kg.m<sup>-3</sup>, 75 kg.m<sup>-3</sup> e 100 kg.m<sup>-3</sup>) e a 100 e 400 metros (montante e jusante) do local de instalação dos tanques-rede, em cada um dos braços do reservatório de Rosana (Figura 3). As variáveis limnológicas e atributos fitoplanctônicos analisados e suas respectivas metodologias estão listadas na Tabela 1.

O sistema de classificação adotado por Reviere (2003) foi utilizado para o enquadramento taxonômico das algas ao nível de Classe. Para o enquadramento dos táxons de Cyanobacteria seguiu-se Komárek e Anagnostidis (1989, 1998, 2005). Os valores de precipitação pluviométrica foram fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA) e

utilizou-se os registros de uma estação pluviométrica localizada no Município de Diamante do Norte – PR.

Tabela 1 – Metodologias utilizadas, no presente estudo, para a determinação das variáveis físicas e químicas e dos atributos da comunidade fitoplanctônica.

Variáveis / Atributos	Método / Equipamento	Autor
Velocidade do vento (Ven)	Anemômetro portátil	
Profundidade (Prof)	Sonda para profundidade - Hondex PS-7/LCD	
Temperatura da água (Tag)	Termômetro acoplado a oxímetro	
Oxigênio dissolvido (O <sub>2</sub> )	Oxímetro digital portátil	
Zona eufótica (Zeu)	2,7 vezes a profundidade de extinção do disco de secchi	Cole (1994)
Zona de mistura (Zm)	Estimada de acordo com os perfis de temperatura da coluna de água	
Razão zona eufótica e zona de mistura (Zeu:Zm)	Índice de disponibilidade luminosa na zona de mistura	Jensen et al. (1994)
Condutividade elétrica (Con)	Condutímetro digital portátil	
pH	pH metro digital portátil	
Turbidez (tur)	Turbidímetro	
Fósforo total (PT)	Espectrofotômetro	Golterman et al. (1978)
Fósforo solúvel reativo (PSR)	Espectrofotômetro	Golterman et al. (1978)
Nitrogênio total (NT)	Espectrofotômetro	Mackereth et al. (1978)
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	Espectrofotômetro	Giné et al. (1980)
Amônio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Espectrofotômetro	Koroleff (1976)
Razão nitrogênio e fósforo (N:P)	Razão molar entre nitrogênio (NO <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ) e fósforo (PSR)	
Densidade fitoplanctônica	Contagem em campos aleatórios (média de 100 campos por amostra), em microscópio invertido.	Utermöhl (1958) e APHA (1995)
Biomassa fitoplanctônica	Biovolume fitoplanctônico obtido por meio da multiplicação da densidade populacional pelo volume dos indivíduos.	
Volume celular	Fórmulas estereométricas adequadas à forma das células algais	Wetzel e Likens (2000); Sun e Liu (2003)
Riqueza de espécies	Número de táxons por amostra	
Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equitabilidade	Calculados com base nos dados de biovolume	Shannon e Weaver (1963)

As variáveis abióticas foram sintetizadas utilizando-se uma Análise de Componentes Principais (PCA), e os eixos significativos desta análise foram selecionados segundo o critério de Broken Stick (Jackson, 1993). Foi aplicada uma análise de variância (ANOVA bifatorial) para testar se existiram diferenças significativas para os valores médios dos nutrientes (PT, PO<sub>4</sub>, NT, NO<sub>3</sub> e NH<sub>4</sub>) nos diferentes tratamentos (tanques, jusante e montante; fator 1) e períodos de coleta (antes e depois do início do cultivo; fator 2). Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade da ANOVA foram avaliados pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente, e quando foram identificadas diferenças significativas (p<0,05), foi aplicado o teste de Tukey *a posteriori*. Para esta análise os valores dos nutrientes foram logaritimizados.

Para sumarizar os dados de composição fitoplanctônica foi utilizada a Análise de Correspondência com Remoção do Efeito de Arco (DCA - Gauch Jr., 1986; Jongman et al., 1995). Essa análise foi efetuada com os dados transformados em presença (1) e ausência

(0) das espécies nos diferentes locais e períodos de estudo. Os dois primeiros eixos foram retidos para interpretação por explicarem a maior variabilidade dos dados.

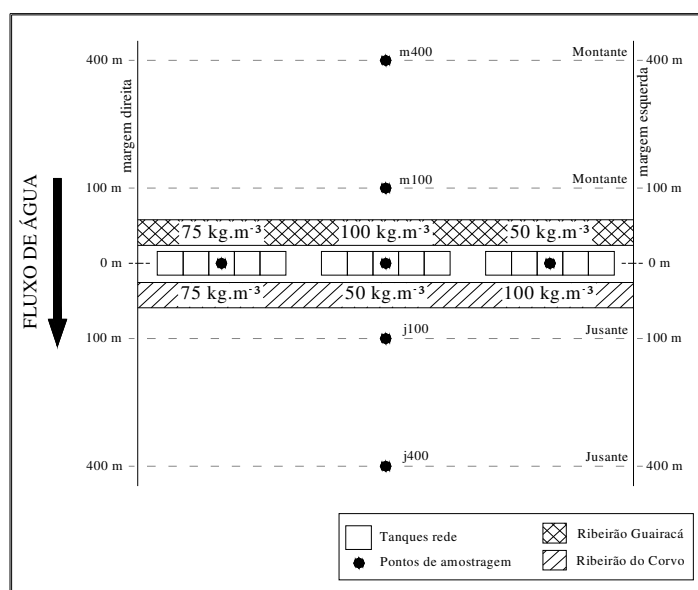


Figura 3 - Diagrama da distribuição dos tanques-rede e suas diferentes densidades de estocagem das tilápias do Nilo, nos braços formados pelos ribeirões do Corvo e Guairacá, reservatório de Rosana. Pontos indicam os locais de coleta, que foram realizadas próximas a cada bateria de tanques, e a 100 e 400 metros a montante (m100 e m400) e jusante (j100 e j400) dos tanques-rede.

Para testar se existiram diferenças significativas foi aplicada uma análise de variância (ANOVA bifatorial), para a composição de espécies, sumarizadas pelas médias dos escores dos eixos da DCA retidos para interpretação, e para as médias dos atributos da comunidade fitoplanctônica (riqueza de espécies,  $H'$  e equitabilidade) nos diferentes tratamentos (tanques, jusante e montante; fator 1) e períodos de coleta (antes e depois do início do cultivo; fator 2). Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade da ANOVA foram avaliados pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente, e quando foram identificadas diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), foi aplicado o teste de Tukey *a posteriori*. Para esta análise os valores de  $H'$  e equitabilidade foram logaritimizadas e os de riqueza de espécies transformados por raiz quadrada.

As variáveis abióticas que formaram os eixos das análises de componentes principais (PCA) foram correlacionadas através do coeficiente de Pearson, com os escores dos eixos 1 e 2 derivados da DCA, para avaliar a influência das variáveis ambientais sobre a composição da comunidade fitoplanctônica. Correlações de Pearson também foram efetuadas para verificar a influência das variáveis ambientais sobre a variação dos atributos

de diversidade do fitoplâncton (riqueza de espécies, equitabilidade e  $H'$ ). Foram consideradas significativas as correlações que apresentaram  $p < 0,05$ .

As análises de variância e correlações de Pearson foram realizadas com auxílio do programa Statistica versão 7.1 (StatSoft Inc., 2005), enquanto que os atributos riqueza de espécies, equitabilidade,  $H'$  e as análises numéricas (DCA e PCA) foram obtidos por meio do programa Pc-Ord 4.0 (MacCune e Mefford, 1999).

## RESULTADOS

Os valores de precipitação pluviométrica foram baixos durante o período do experimento realizado nos ribeirões do Corvo e Guairacá, e os maiores valores desta variável abiótica foram observados antes do início do experimento. No decorrer do presente estudo foi registrado diminuição da profundidade da zona de mistura, aumento da zona eufótica e conseqüente aumento da disponibilidade de luz na zona de mistura (Tabela 2).

A profundidade total média dos pontos de amostragem nos ribeirões do Corvo e Guairacá apresentou pouca alteração durante o período de estudo, com valores médios entre 6,67 e 8,29 m. O pH apresentou valores próximos à neutralidade durante o período estudado e o maior valor médio desta variável (8,1) foi registrado no ribeirão Guairacá após 15 dias do início do cultivo. A temperatura da água diminuiu entre a primeira e a última amostragem, assim como a turbidez (Tabela 2). Os valores de coeficiente de variação mostraram que a precipitação pluviométrica, a velocidade do vento, a turbidez e as concentrações de amônia foram as variáveis abióticas que apresentaram maior variabilidade ao longo do período de estudo (Tabela 2).

Em geral, as concentrações de nitrogênio e fósforo totais apresentaram uma tendência de aumento após a instalação dos tanques-rede, porém, apenas para nitrogênio total ( $F=13,7$ ,  $p < 0,05$ ) no ribeirão Guairacá foi observada diferença significativa entre os períodos analisados. O maior valor médio de fósforo total foi  $18,57 \mu\text{g.L}^{-1}$  para o ribeirão Guairacá (15 dias) e  $19,99 \mu\text{g.L}^{-1}$  para o ribeirão do Corvo (30 dias). Quanto ao nitrato, foram observadas diferenças significativas entre os períodos analisados, sendo que, para o ribeirão do Corvo as maiores concentrações foram registradas após o início do experimento ( $F=84,1$ ;  $p < 0,05$ ), ao contrário do observado para o ribeirão Guairacá ( $F=71,8$ ;  $p < 0,05$ ).

Os valores de  $\text{NH}_4$ , assim como para o  $\text{NO}_3$ , apresentaram diferenças significativas entre os períodos analisados. No ribeirão Guairacá as concentrações de  $\text{NH}_4$  aumentaram

após o início do cultivo ( $F=7,5$ ;  $p<0,05$ ), enquanto que para o ribeirão do Corvo as concentrações deste nutriente foram menores ( $F=38,7$ ;  $p<0,05$ ). Para ambos os ribeirões os valores de fósforo solúvel reativo foram menores após o início do cultivo, e esta diferença foi significativa (Corvo:  $F=19,7$ ;  $p<0,05$ ; Guairacá:  $F=18,1$ ;  $p<0,05$ ). Para todos os nutrientes avaliados e em ambos os ribeirões não foram verificadas diferenças significativas entre os tratamentos (tanques, jusante e montante).

Tabela 2 – Principais variáveis abióticas registradas nos ribeirões do Corvo e Guairacá durante o período de estudo. Valores médios por tempo de coleta e coeficiente de variação (CV) para todo o período. Precipitação pluviométrica (pre), demais códigos disponíveis na tabela 1.

Corvo	Variáveis	Antes	15 dias	30 dias	60 dias	90 dias	120 dias	CV (%)
	Pre (mm)	16,4	0	0	0,9	0	0	212,6
	Prof (m)	7,09	7,26	7,25	7,26	7,07	6,92	19,01
	Zeus (m)	5,70	6,19	6,57	7,10	7,07	6,92	17,51
	Zm (m)	7,09	3,64	4,20	4,50	3,63	5,28	23,10
	Zeus/Zm	0,82	1,78	1,63	1,65	2,10	1,43	27,20
	Ven ( $m.s^{-1}$ )	9,00	2,65	3,19	4,08	2,66	1,24	54,03
	Tag ( $^{\circ}C$ )	25,97	26,64	22,44	21,79	20,71	22,30	9,63
	O <sub>2</sub> ( $mg.L^{-1}$ )	5,90	6,58	7,70	7,82	7,70	7,83	9,74
	Tur (NTU)	4,38	6,19	5,23	2,67	2,31	2,05	46,34
	pH	7,00	7,23	7,20	6,52	6,64	6,85	4,71
	Con ( $uS.cm^{-1}$ )	36,59	49,00	53,87	52,20	46,20	46,29	13,18
	NT ( $\mu g.L^{-1}$ )	458,23	451,85	709,84	555,87	435,03	712,16	29,02
	NO <sub>3</sub> ( $\mu g.L^{-1}$ )	186,07	224,96	238,17	244,55	214,31	223,11	9,19
	NH <sub>4</sub> ( $\mu g.L^{-1}$ )	31,29	7,87	12,00	14,93	12,70	26,05	57,50
	PT ( $\mu g.L^{-1}$ )	14,11	16,58	19,99	15,26	13,75	14,39	22,61
	PSR ( $\mu g.L^{-1}$ )	6,71	4,26	5,71	4,32	3,82	4,55	42,76
	N:P	70,17	98,34	82,54	108,51	112,12	135,82	37,68
Guairacá								
	Pre (mm)	16,4	0	0	0,9	0	0	212,6
	Prof (m)	6,67	7,87	8,29	7,83	7,66	7,59	17,16
	Zeus (m)	4,97	5,31	7,24	7,07	6,63	7,50	19,79
	Zm (m)	6,67	3,19	1,69	6,14	3,02	3,82	34,20
	Zeus/Zm	0,76	1,88	2,58	1,41	2,40	2,07	36,40
	Ven ( $m.s^{-1}$ )	6,30	2,09	2,58	3,56	3,57	4,80	53,26
	Tag ( $^{\circ}C$ )	26,12	27,01	23,87	22,26	21,40	22,50	8,87
	O <sub>2</sub> ( $mg.L^{-1}$ )	6,65	7,25	7,06	7,85	8,75	7,52	9,12
	Tur (NTU)	6,66	7,63	4,98	4,74	4,93	2,55	34,74
	pH	7,31	8,10	7,16	7,15	7,58	7,12	5,62
	Con ( $uS.cm^{-1}$ )	58,54	67,87	58,74	61,45	58,38	61,61	5,78
	NT ( $\mu g.L^{-1}$ )	522,01	449,02	601,60	723,41	732,89	615,39	28,01
	NO <sub>3</sub> ( $\mu g.L^{-1}$ )	368,15	286,01	309,49	291,53	245,12	253,46	12,78
	NH <sub>4</sub> ( $\mu g.L^{-1}$ )	4,73	6,64	8,59	6,32	8,78	12,09	44,01
	PT ( $\mu g.L^{-1}$ )	14,73	18,57	15,73	12,82	16,23	11,61	22,93
	PSR ( $\mu g.L^{-1}$ )	8,80	5,20	5,50	4,85	8,63	4,26	37,48
	N:P	67,10	102,83	100,27	105,95	49,80	107,45	33,75

As análises de componentes principais (PCAs) efetuadas para as variáveis limnológicas explicaram 47,5 e 51% da variabilidade total dos dados para os ribeirões do Corvo e Guairacá, respectivamente (Figuras 4a,b). A dispersão dos escores dos locais-períodos de amostragem ao longo dos dois primeiros eixos das PCAs evidenciou claramente a distinção entre os tempos de coleta para ambos os ribeirões, especialmente em relação à amostragem anterior a instalação dos tanques rede e os tempos finais do experimento. Porém, quanto aos locais (tratamentos), não foi possível observar diferenças nítidas no diagrama quanto às variáveis abióticas analisadas.

No ribeirão do Corvo (Figura 4a), as variáveis turbidez (-0,43), temperatura da água (-0,43), pH (-0,38), oxigênio dissolvido (0,36), razão N:P (0,32) e zona eufótica (0,28) foram as mais correlacionadas com o eixo 1, que explicou 24,3% da variabilidade dos dados, e discriminou, à esquerda do diagrama, o período anterior à instalação dos tanques-rede e as primeiras amostragens, que apresentaram maior turbidez, temperatura da água e pH. O segundo eixo da PCA feita para o ribeirão do Corvo explicou 23,2% da variabilidade dos dados, sendo a zona de mistura (-0,43), condutividade (0,43), razão Zeu:Zm (0,37),  $\text{NH}_4$  (-0,41) e  $\text{NO}_3$  (0,26) as principais variáveis que influenciaram a formação deste segundo eixo, o qual discriminou, na parte superior do diagrama, os dias de coleta após a instalação dos tanques-rede, que apresentaram maiores valores de condutividade elétrica,  $\text{NO}_3$ , disponibilidade de luz na zona de mistura e menores concentrações de  $\text{NH}_4$  e extensão da zona de mistura.

No ribeirão Guairacá (Figura 4b), o eixo 1 da PCA explicou 30,3% da variabilidade total dos dados e as principais variáveis correlacionadas com este eixo foram turbidez (-0,40), zona eufótica (0,38), pH (-0,35), NT (0,29), condutividade (-0,29) e  $\text{NH}_4$  (0,26), que discriminaram, à esquerda do diagrama, o período anterior à instalação dos tanques-rede e o período imediatamente após a instalação dos mesmos, tempos estes que apresentaram os maiores valores de condutividade elétrica, turbidez e pH. O segundo eixo, por sua vez, explicou 20,6% da variabilidade dos dados, sendo que oxigênio dissolvido (0,45), zona de mistura (-0,42), razão Zeu:Zm (0,37), nitrato (-0,38), razão N:P (-0,35) e PSR (0,29) foram as principais variáveis que influenciaram a formação deste segundo eixo, o qual discriminou, principalmente, na porção superior direita do diagrama, os pontos amostrados após 90 dias da instalação dos tanques-rede, com os maiores valores de fósforo solúvel reativo, oxigênio dissolvido e maior disponibilidade de luz na zona de mistura.

Foram inventariados 159 táxons (Tabela 3) distribuídos em 9 grupos taxonômicos: Chlorophyceae (55), Cyanobacteria (41), Bacillariophyceae (29), Euglenophyceae (10), Zygnemaphyceae (7), Chrysophyceae (7), Cryptophyceae (7), Dinophyceae (2) e Xantophyceae (1). Deste total, 84 táxons foram comuns aos dois ribeirões, 33 foram exclusivos do ribeirão do Corvo e 45 ocorreram somente no ribeirão Guairacá.

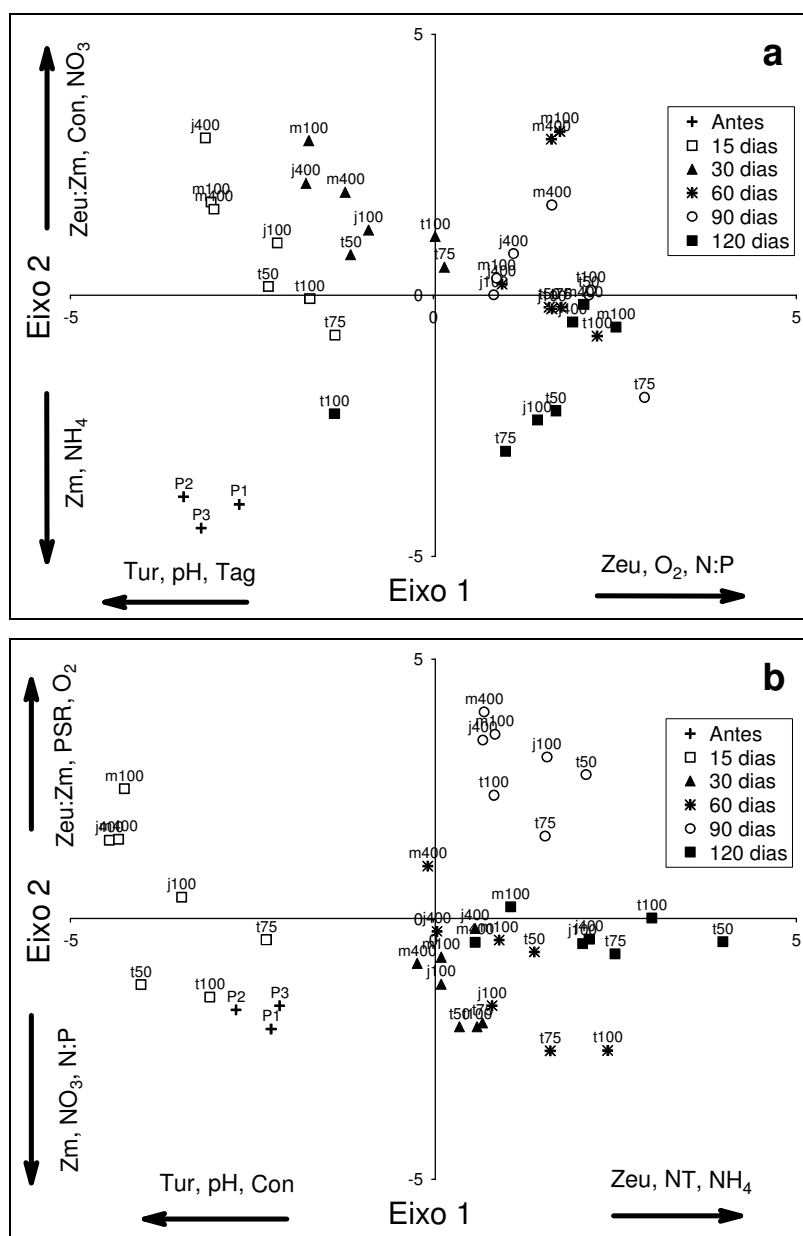


Figura 4 - Dispersão dos escores locais-períodos de amostragem ao longo dos dois primeiros eixos da Análise de Componentes Principais, realizada para as variáveis abióticas obtidas nos ribeirões do Corvo (a) e Guairacá (b). P1, 2 e 3 = pontos amostrados antes da instalação dos tanques; t50, t75, t100 = tanques com densidade de peixes de 50, 75 e 100 Kg.m<sup>-3</sup>, respectivamente; m100, m400, j100 e j400 = distâncias de 100 e 400 metros a montante (m) e jusante (j) dos tanques-rede, respectivamente. Demais códigos listados na tabela 1.



Tabela 3 - Táxons inventariados nos ribeirões do Corvo e Guairacá no período de estudo.

Táxons	Guairacá	Corvo
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>		
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn.	X	X
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim.	X	X
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Sim.	X	X
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehr.) Sim.	X	X
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Sim.	X	X
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemm.) Sim.	X	
<i>Aulacoseira</i> sp.	X	
<i>Cocconeis</i> sp.	X	
<i>Cyclotella</i> sp.	X	
<i>Cymbella</i> sp.	X	X
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grun.) Holk & Klee	X	X
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.		X
<i>Fragilaria goulardii</i> Bréb.	X	
<i>Fragilaria</i> sp.	X	X
<i>Gomphonema augur</i> Ehr.	X	
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr.	X	X
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	X	X
<i>Gomphonema</i> sp.	X	X
<i>Gyrosigma</i> sp.		X
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	X	X
<i>Navicula viridula</i> (Kütz.) Ehr.	X	X
<i>Navicula</i> sp.	X	X
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Sm.	X	
<i>Nitzschia</i> sp.	X	X
<i>Pinnularia</i> sp.		X
<i>Pinnularia</i> sp 1		X
<i>Surirella</i> sp.	X	
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Comp.	X	X
Pennales não identificada	X	X
<b>CYANOBACTERIA</b>		
<i>Anabaena circinalis</i> Rab.	X	X
<i>Anabaena spiroides</i> Kleb.	X	X
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G. S. West	X	X
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. et G. S. West	X	X
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemm.) Cronb. & Kom.	X	X
<i>Aphanocapsa koordersii</i> Ström		X
<i>Aphanothece endophytica</i> (W. et G. S. West)		X
<i>Aphanothece</i> sp.	X	X
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keis.) Lemm.	X	
<i>Chroococcus distans</i> (G. M. Smith) Kom. - Leg.	X	X
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemm.	X	X
<i>Chroococcus minimus</i> (Keis.) Lemm.	X	X
<i>Chroococcus planctonicus</i> Beth.	X	
<i>Chroococcus</i> sp.	X	X
<i>Coelomoron tropicale</i> Sen. Peres & Kom. et al.	X	
<i>Coelosphaerium</i> sp.	X	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (W.) Seen. & Sub. Rajú	X	X
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Grev. ex Gom.) Anag.	X	
<i>Geitlerinema</i> sp.	X	X
<i>Konvophoron</i> sp.		X
<i>Lemmermanniella</i> sp.		X
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.	X	X
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	X	X
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wit.) Kirc.	X	
<i>Microcystis protocystis</i> Crow.	X	X
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Kom.) Kom. & Kom.	X	

Tabela 3 - Continuação.

Táxons	Guairacá	Corvo
<i>Microcystis</i> sp.	X	X
<i>Oscillatoria</i> sp.	X	
<i>Planktolingbya limnetica</i> (Lemm.) Kom.-Legn. & Cronb.		X
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anag. & Kom.	X	X
<i>Planktothrix</i> sp.	X	
<i>Pseudanabaena muscicola</i> (Hüb.-Pest. & Naum.) Bourr.	X	X
<i>Pseudanabaena</i> sp.	X	X
<i>Radiocystis fernandoi</i> Kom. & Kom.-Legn.	X	X
<i>Rhabdogloea ellipsoidea</i> Sch.		X
<i>Romeria gracile</i> (Koczw.) Koczw. Ex.Geitler	X	
<i>Snowella atomus</i> Kom. & Hind	X	X
Chroococcaceae não identificada	X	X
Oscillatoriaceae não identificada	X	X
Phormidiaceae não identificada	X	
Pseudanabaenaceae não identificada	X	X
<b>CHLOROPHYCEAE</b>		
<i>Ankyra ancora</i> (G.W. Smith) Fott	X	
<i>Ankyra judayi</i> (G.W. Smith) Fott	X	X
<i>Ankyra ocellata</i> (Kors.) Fott	X	X
<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.		X
<i>Botryococcus</i> sp.		X
<i>Chlamydomonas</i> sp.	X	X
<i>Closteriopsis</i> sp.	X	X
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.		X
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn.		X
<i>Coenochloris planctonica</i> (W. & G.S.West) Hind.	X	
<i>Coenochloris</i> sp.	X	X
<i>Coenochloris</i> sp 1		X
<i>Coenocystis</i> sp.	X	
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chod.) Hegew.		X
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegew.) Hegew.	X	
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lag.) Am., Friedl & Hegew.	X	
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (Richt.) Hegew.	X	
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.	X	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	X	X
<i>Dictyosphaerium</i> sp	X	
<i>Dictyosphaerium tetrachotomum</i> Printz	X	
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	X	X
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Kom.	X	X
<i>Eutetramorus</i> sp.	X	X
<i>Fusola</i> sp.		X
<i>Golenkinia radiata</i> Chod.		X
<i>Kirchneriella</i> sp.		X
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.	X	X
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom. – Legn.	X	X
<i>Monoraphidium convolutum</i> (Cor.) Kom.-Legn.	X	
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.	X	X
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G. M. Sm.) Kom.-Legn.	X	X
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nyg.		X
<i>Monoraphidium minutum</i> (Näg.) Kom.-Legn.	X	X
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G.S. West) Kom.- Legn.		X
<i>Monoraphidium</i> sp.	X	
<i>Paradoxia multiseta</i> Swir.	X	
<i>Quadrigula</i> sp.		X
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.		X
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehr.) Chod.	X	
<i>Scenedesmus</i> sp.	X	X

Tabela 3 - Continuação.

Táxons	Guairacá	Corvo
<i>Schroederia antillarum</i> Kom.	X	X
<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm.	X	X
<i>Schroederia</i> sp.	X	
<i>Selenodictium brasiliense</i> Uherk. & Schm. ex. Com. & Kom.	X	X
<i>Spermatozopsis exsultans</i> Kors.	X	
<i>Tetranephris brasiliensis</i> Leite & Bic.		X
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hind.	X	
<i>Volvox aureus</i> Ehr.	X	X
<i>Volvox globator</i> L.	X	X
<i>Volvox</i> sp.	X	X
<i>Woronichia</i> sp.	X	
Chlorococcales colonial não identificada	X	X
Volvocales não identificada	X	
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>		
<i>Dinobryon</i> sp.	X	
<i>Kephyrion littorale</i> Pas.	X	
<i>Kephyrion</i> sp.	X	X
<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttner in Pascher	X	X
<i>Mallomonas</i> sp.	X	X
<i>Mallomonas</i> sp 1	X	X
<i>Mallomonas</i> sp 2	X	
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>		
<i>Euglena</i> sp.	X	
<i>Trachelomonas abrupta</i> Swir. emend. Defl.		X
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein	X	X
<i>Trachelomonas minuscula</i> Drez.		X
<i>Trachelomonas planctonica</i> Swir.		X
<i>Trachelomonas rugulosa</i> Stein	X	X
<i>Trachelomonas sculpta</i> Balech.		X
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swir.	X	X
<i>Trachelomonas</i> sp.	X	X
<i>Trachelomonas</i> sp 1	X	
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>		
<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.	X	X
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. & Bic.	X	X
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehr. emend. Pen.	X	X
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja	X	X
<i>Cryptomonas</i> sp.	X	X
<i>Cryptomonas</i> sp 1	X	
<i>Plagioselmis</i> sp.	X	X
<b>DINOPHYCEAE</b>		
<i>Peridinium</i> sp.	X	X
<i>Peridinium</i> sp 1	X	X
<b>ZYGNEMAPHYCEAE</b>		
<i>Closterium</i> sp.	X	X
<i>Cosmarium</i> sp.	X	X
<i>Spyrogira</i> sp.		X
<i>Staurastrum setigerum</i> Cleve	X	
<i>Staurastrum</i> sp.		X
Mougeotiaceae não identificada		X
Zygnemaphyceae filamentosa não identificada		X
<b>XANTOPHYCEAE</b>		
<i>Brachiogonium ophiaster</i> Pascher & Ettl		X
<b>TOTAL</b>	<b>126</b>	<b>114</b>

Quanto às espécies mais frequentes durante o experimento realizado nos ribeirões do Corvo e Guairacá, destacaram-se *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas brasiliensis*, *Cryptomonas marssonii*, *Cryptomonas* sp., *Radiocystis fernandoi* e *Pseudanabaena muscicola* que ocorreram em mais de 90 % das amostras analisadas. Assim como para a composição fitoplanctônica, também foram observadas diferenças entre as espécies mais frequentes nos ribeirões avaliados (Tabela 4).

Tabela 4. Frequência de ocorrência (%) dos táxons fitoplanctônicos para os ribeirões do Corvo e Guairacá durante o experimento. São apresentados valores > 50 %

Espécies	Corvo	Guairacá
<i>Aulacoseira granulata</i>	---	72,8
<i>Discostella stelligera</i>	76,3	---
<i>Anabaena circinalis</i>	57,9	65,8
<i>Microcystis protocystis</i>	76,3	---
<i>Pseudanabaena muscicola</i>	97,4	61,4
<i>Radiocystis fernandoi</i>	100,0	54,4
<i>Ankyra judayi</i>	95,6	---
<i>Eutetramorus fottii</i>	63,2	---
<i>Mallomonas</i> sp1	54,4	---
<i>Cryptomonas brasiliensis</i>	92,1	91,2
<i>Cryptomonas curvata</i>	---	57,0
<i>Cryptomonas marssonii</i>	100,0	100,0
<i>Cryptomonas</i> sp.	93,9	87,7
<i>Chroomonas acuta</i>	100,0	100,0
<i>Plagioselmis</i> sp.	---	76,3

Os dois primeiros eixos das análises de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA) foram retidos para interpretação por explicarem a maior variabilidade dos dados dos ribeirões do Corvo e Guairacá. A dispersão dos escores dos locais ao longo dos dois primeiros eixos da DCA evidenciou diferenças na composição das espécies quanto aos períodos de amostragem nos dois ribeirões (Figuras 5a,b). Entretanto, quanto aos tratamentos avaliados, não foi possível distinguir claramente diferenças nos diagramas apresentados.

As Análises de variância realizadas para os escores dos dois primeiros eixos da DCA mostraram diferenças significativas para as variações na composição de espécies fitoplanctônicas, em ambos os ribeirões estudados quanto ao período avaliado. No ribeirão do Corvo, ambos os Eixos da DCA apresentaram diferenças significativas, e o teste de Tukey *a posteriori* evidenciou diferenças entre o período anterior e posterior ao início do cultivo. Para o ribeirão Guairacá, apenas o Eixo 1 da DCA apresentou diferenças significativas para a composição fitoplanctônica, sendo registrada diferença significativa

entre os períodos anterior e posterior ao início do cultivo das tilápias nos tanques-rede. Todavia, quanto aos tratamentos avaliados, não foram observadas diferenças significativas quanto a este atributo para ambos os ribeirões, de acordo com as análises de variância realizadas. (Tabela 5).

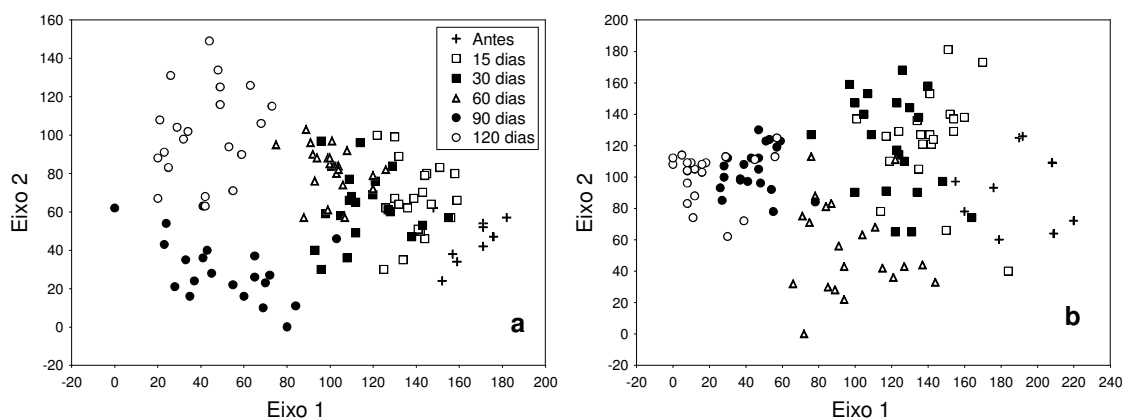


Figura 5: Escores dos dados de composição fitoplanctônica para os locais amostrados ao longo do tempo para os dois primeiros eixos da DCA, nos ribeirões do Corvo (a) e Guairacá (b).

As correlações de Pearson evidenciaram que as alterações na composição de espécies do fitoplâncton do ribeirão do Corvo estiveram correlacionadas com a turbidez, a temperatura da água, as concentrações de oxigênio dissolvido e o pH. Quanto ao ribeirão Guairacá, as principais variáveis abióticas que influenciaram na variação da composição fitoplanctônica foram temperatura da água, turbidez, zona eufótica, e as concentrações de oxigênio dissolvido,  $\text{NO}_3$  e  $\text{NH}_4$  (Tabela 6).

Os valores médios de riqueza de espécies foram inferiores a 25 táxons tanto para o ribeirão do Corvo quanto para o Guairacá durante todo o período de estudo (Figuras 6a,d e 7a,b). Antes da instalação dos tanques-rede, a riqueza de espécies foi maior no ribeirão do Corvo em comparação com o ribeirão Guairacá, e quanto ao tempo do experimento, o ribeirão do Corvo apresentou uma tendência à diminuição do número de táxons ao longo do tempo, sendo o contrário observado no ribeirão Guairacá (Figura 6a,d). Entre os tratamentos, este atributo apresentou pouca variação durante todo o experimento para os dois ambientes estudados, e não foram observadas diferenças significativas de acordo com as análises de variância realizadas (Figura 7a,b; Tabela 5).

Tabela 5 - Resultados das Anovas bifatoriais avaliando-se a fonte de variação espacial (tratamentos: tanques, jusante e montante – fator 1) e temporal (período: antes, depois - fator 2) e a interação entre essas fontes (\*), para a estrutura da comunidade fitoplanctônica, representada nos escores dos dois primeiros eixos da DCA, bem como para a os atributos de diversidade fitoplanctônica (riqueza de espécies, equitabilidade e diversidade de Shannon-Wiener) nos ribeirões do Corvo e Guairacá. GL = graus de liberdade; F = valor da estatística F para o nível de significância adotado; p = probabilidade de encontrar uma estatística F maior que a obtida. Valores em negrito indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

Local	Variável	Efeitos	GL	F	p
Corvo	DCA 1	Tratamento	2	0,5733	0,5653
		Período	1	44,8221	<b>0,0000</b>
		Tratamento*Período	2	0,0136	0,9865
	DCA 2	Tratamento	2	0,4525	0,6372
		Período	1	8,3011	<b>0,0047</b>
		Tratamento*Período	2	1,3158	0,2723
	Riqueza de espécies	Tratamento	2	0,0059	0,9941
		Período	1	29,1564	<b>0,0000</b>
		Tratamento*Período	2	0,9487	0,3903
	Equitabilidade	Tratamento	2	1,9540	0,1464
		Período	1	0,4234	0,5165
		Tratamento*Período	2	2,6374	0,0759
	Diversidade de Shannon-Wiener	Tratamento	2	1,8925	0,1554
		Período	1	0,8601	0,3557
		Tratamento*Período	2	2,7653	0,0672
Guairacá	DCA 1	Tratamento	2	0,9416	0,3932
		Período	1	37,0757	<b>0,0000</b>
		Tratamento*Período	2	0,4200	0,6581
	DCA 2	Tratamento	2	0,9362	0,3953
		Período	1	0,5922	0,4432
		Tratamento*Período	2	0,9571	0,3872
	Riqueza de espécies	Tratamento	2	2,1598	0,1203
		Período	1	32,5822	<b>0,0000</b>
		Tratamento*Período	2	2,5722	0,0810
	Equitabilidade	Tratamento	2	0,0169	0,9833
		Período	1	5,6791	<b>0,0189</b>
		Tratamento*Período	2	0,0726	0,9300
	Diversidade de Shannon-Wiener	Tratamento	2	0,3033	0,7390
		Período	1	1,5362	0,2179
		Tratamento*Período	2	0,1547	0,8568

No ribeirão do Corvo, a maior riqueza média foi registrada antes da instalação dos tanques-rede (24 táxons – Figura 6a) e o menor no tempo de 120 dias (16 táxons – Figura

6a; 7a). Os grupos que mais contribuiram para os valores de riqueza neste ribeirão foram Chlorophyceae, Cyanobacteria e Cryptophyceae, com diminuição do número de clorofíceas no final do experimento (Figura 6a). No ribeirão Guairacá os valores médios estiveram entre 11 (antes da instalação dos tanques – Figura 6d) e 24 táxons (90 dias após a instalação dos tanques – Figura 6d; 7b), e as clorofíceas, cianobactérias, criptofíceas e bacilariofíceas foram as mais representativas, com aumento da contribuição de Cyanobacteria e Cryptophyceae no final do cultivo (Figura 6b). Para ambos os ribeirões foram observadas diferenças significativas entre o período anterior e os posteriores ao início do cultivo (Tabela 5).

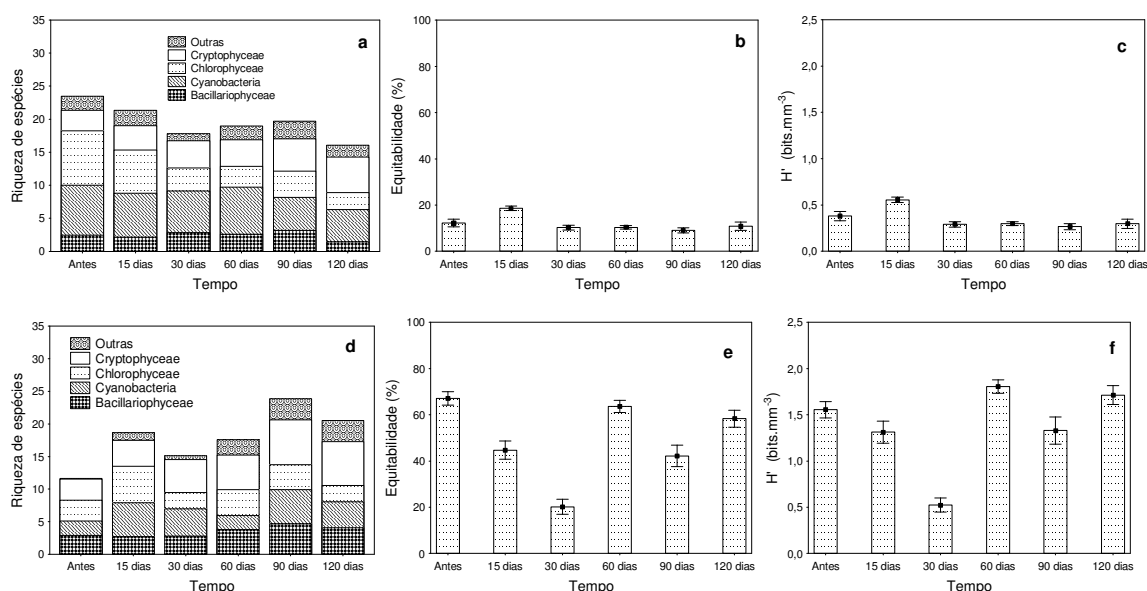


Figura 6: Riqueza de espécies fitoplanctônica por classe (a,d), equitabilidade (b,e) e  $H'$  (c,f) totais, ao longo do tempo, nos ribeirões do Corvo (a,b,c) e Guairacá (d,e,f). Valores médios (a,d) e médios +/- erro padrão (b,c,e,f) para os diferentes pontos de amostragem e réplicas.

A equitabilidade e  $H'$  foram sempre menores no ribeirão do Corvo, em relação ao Guairacá, mesmo antes da instalação dos tanques-rede (Figuras 6b,c,e,f). Assim como observado para a riqueza de espécies, a equitabilidade e a  $H'$  apresentaram pouca variação entre os tratamentos nos dois ambientes estudados (Figura 7c-f), e não foram observadas diferenças significativas de acordo com a análise de variância realizada (Tabela 5).

No decorrer do experimento, o ribeirão do Corvo apresentou, em geral, uma tendência à diminuição da equitabilidade e  $H'$  após 30 dias do início do cultivo, cujos valores se mantiveram baixos até o final do período de estudo, todavia, não foram observadas diferenças significativas entre os períodos, antes e após o início do experimento (Figura 6b,c; Tabela 5). No ribeirão Guairacá verificou-se uma diminuição seguida de um

aumento nos valores desses atributos, e foram observadas diferenças significativas entre o período anterior e os posteriores ao início do cultivo somente para a equitabilidade, cujos maiores valores ocorreram antes da instalação dos tanques-rede (Figura 6e,f; Tabela 5).

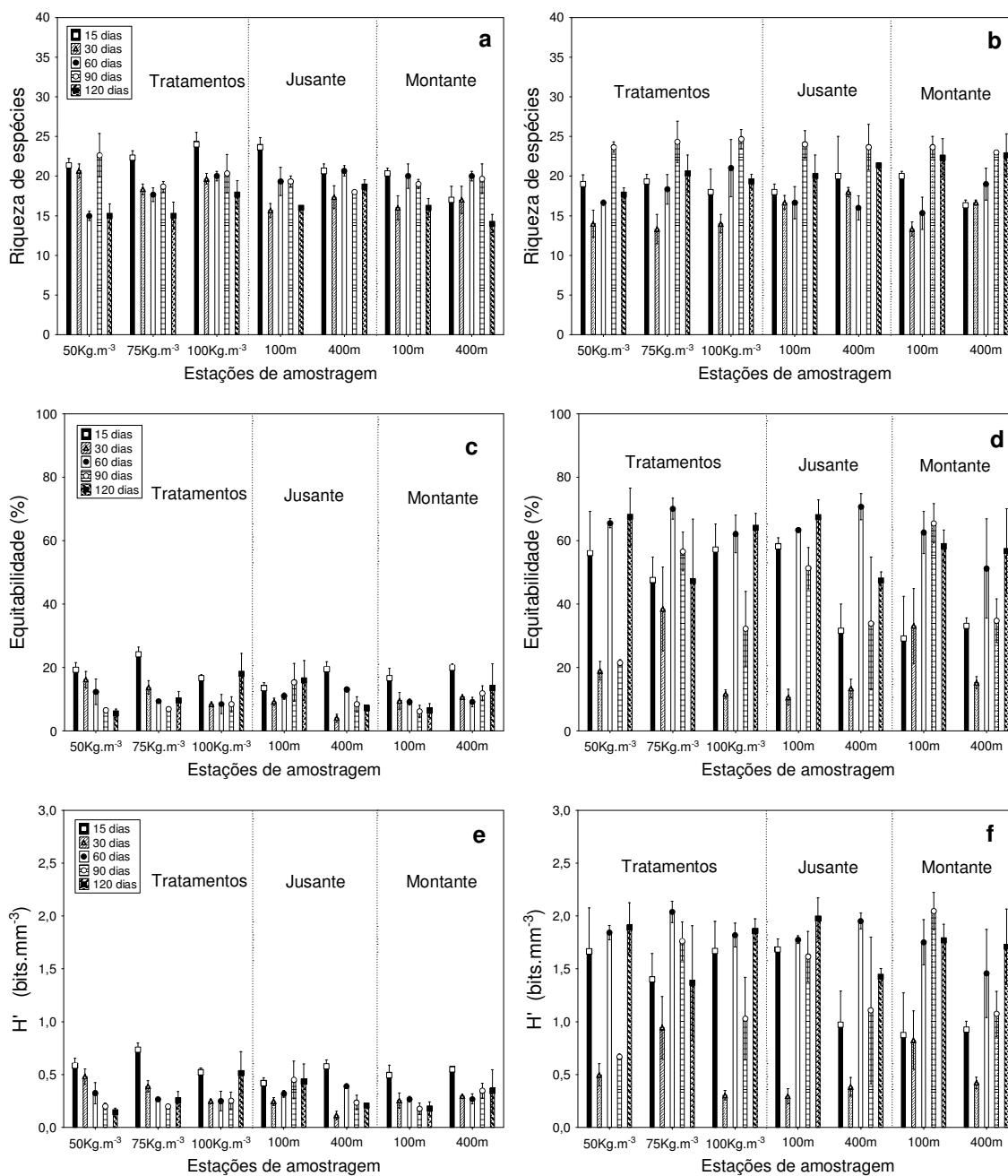


Figura 7 - Valores de Riqueza de espécies total (a,b), equitabilidade (c,d) e H' (e,f) da comunidade fitoplancônica nos diferentes pontos de amostragem e ao longo do tempo para os ribeirões do Corvo (a,c,e) e Guairacá (b,d,f). Valores médios +/- erro padrão.



No ribeirão do Corvo os valores médios de equitabilidade e  $H'$  estiveram entre 9 % e 0,3 bits.mm<sup>-3</sup> (90 dias) e 19 % e 0,56 bits.mm<sup>-3</sup> (15 dias), respectivamente (Figuras 6b,c; 7c,e). No ribeirão Guairacá, os valores médios de equitabilidade variaram de 20 % (30 dias) a 67 % (antes) e os de  $H'$  estiveram entre 0,53 bits.mm<sup>-3</sup> e 1,8 bits.mm<sup>-3</sup> (30 dias e 60 dias, respectivamente) (Figuras 6e,f; 7d,f). As principais variáveis abióticas que influenciaram a riqueza de espécies, bem como a equitabilidade e a  $H'$  nos ribeirões do Corvo e Guairacá podem ser observados na tabela 6.

Tabela 6 – Resultados das correlações de Pearson significativas que apresentaram valores acima de 40 % durante o experimento em ambos os ribeirões analisados. Códigos disponíveis na tabela 1.

Atributos / variáveis	Ze	Zm	Ze:Zm	Tur	pH	Con	Tag	O <sub>2</sub>	NT	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	PT
<b>Corvo</b>												
Riqueza Chlorophyceae	-0,45	-	-	0,50	-	-	0,62	-0,73	-	-	-	-
Riqueza Cryptophyceae	-	-	-	-0,55	-	-	-0,49	0,49	-	-	-	-
Riqueza total	-	-	-	-	-	-	-	-0,60	-0,42	-	-	-
Equitabilidade	-	-	-	-	-	-	0,45	-0,41	-	-	-	-
$H'$	-	-	-	-	-	-	0,48	-0,48	-	-	-	-
DCA (eixo 1)	-	-	-	0,74	0,43	-	0,67	-0,62	-	-	-	-
<b>Guairacá</b>												
Riqueza Cyanobacteria	-	-0,42	-	-	0,45	-	-	-	-	-	-	0,39
Riqueza Chlorophyceae	-	-	-	0,43	0,42	-	-	-	-	-	-	-
Riqueza Cryptophyceae	0,43	-	-	-0,68	-	-	-0,76	0,66	0,42	-0,68	-	-
Riqueza total	-	-	-	-	-	-	-	0,63	-	-0,65	-	-
Equitabilidade	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,40
$H'$	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,38
DCA (eixo 1)	-0,46	-	-	0,72	-	-	0,73	-0,58	-	0,78	-0,47	-

## DISCUSSÃO

Os ecossistemas aquáticos dulcícolas não têm sido valorizados por suas características próprias e serviços prestados a sobrevivência do planeta e da sociedade humana, mas somente pela quantidade de água que eles mantêm. As funções da biodiversidade e seu papel na manutenção da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos também não têm sido adequadamente estudadas (Gopal, 2005). Pesquisas que avaliam a influência da piscicultura em tanques-rede sobre a diversidade das comunidades aquáticas são escassas (Dias, 2008; Santos et al., 2009; Fonseca et al., 2009), tendo preferência estudos que enfocaram as espécies de peixes utilizadas e a viabilidade econômica deste sistema produtivo (Borghetti et al., 2003; Starling et al., 2005; Marengoni, 2006; Agostinho et al., 2007; Sabbag et al., 2007).

As variáveis limnológicas abióticas dos ribeirões do Corvo e Guairacá apresentaram alterações ao longo do tempo, fato demonstrado pelas análises realizadas, sendo possível distinguir, principalmente, o período anterior à instalação dos tanques-rede dos demais. As mudanças observadas ao longo do tempo para as variáveis abióticas analisadas foram, provavelmente, influenciadas pelo cultivo de tilápias nos tanques-rede e conseqüentemente, refletiram nas alterações dos atributos de diversidade da comunidade fitoplanctônica desses ecossistemas.

Entretanto, o aumento nas concentrações de nutrientes não apresentou elevada magnitude, devido, possivelmente, ao pequeno número de tanques-rede e peixes utilizados, estações do ano monitoradas (outono/inverno), a hidrodinâmica dos ribeirões, processos de sedimentação e também a absorção dos nutrientes realizada pelas demais comunidades aquáticas fotossintetizantes, como macrófitas aquáticas e perifíton.

O número de táxons fitoplanctônicos inventariados nos dois ribeirões foi similar aos encontrados em outros reservatórios brasileiros (Nogueira et al., 2000; Figueiredo e Giani, 2001; Train et al., 2005; Rodrigues et al., 2005; Silva et al., 2005; Borges et al. 2008a) e também próximo ao valor registrado para a comunidade perifítica do ribeirão do Corvo no mesmo período do experimento (Siqueira, 2008). Ainda para o ribeirão do Corvo, o número de táxons foi superior ao observado em estudo realizado neste ambiente no ano de 2003 (Borges et al, 2008b), provavelmente devido à maior freqüência amostral do presente estudo.

As mudanças na composição do fitoplâncton ao longo do experimento foram evidenciadas pela dispersão dos escores das análises de correspondência com remoção do efeito de arco (DCAs), nos dois ribeirões, bem como pelos resultados das análises de variância obtidas para os eixos das DCAs. Esta alteração observada quanto à composição de espécies foi influenciada tanto pela variabilidade climatológica natural, por exemplo, as variações da temperatura da água, como também por variáveis abióticas sob influência da criação das tilápias nos tanques-rede, como a disponibilidade de nutrientes.

Considerando-se a variações espaciais, tanto as características físicas e químicas da água, quanto os atributos de diversidade do fitoplâncton não apresentaram diferenças significativas durante todo o período de estudo, o que pode ser atribuído à forte ação dos ventos e influência lítica dos ribeirões, que podem ter favorecido a dispersão homogênea dos resíduos dos cultivos e dos fitoplanctontes nesses ambientes.

A Classe Chlorophyceae, que apresentou a maior contribuição para a composição fitoplanctônica, é formada, em geral, por espécies cosmopolitas, comumente registradas no plâncton em reservatórios tropicais (Reynolds et al., 2002; Nogueira, 2000; Calijuri et al., 2002; Silva et al., 2005), bem como em ambientes de planícies de inundação brasileiras (Nabout et al., 2006, 2007; Train et al., 2004; 2007; Train e Rodrigues, 1998, 2004; Bovo-Scomparin e Train, 2008). No ribeirão do Corvo, Siqueira (2008) ao analisar a comunidade ficoperifítica de substrato artificial fixado nos tanques-rede para criação das tilápias, observou maior contribuição de Zygnemaphyceae seguida por Cyanobacteria.

As clorofíceas se destacaram principalmente no ribeirão do Corvo, onde foram registradas elevadas frequências de ocorrência de *Ankyra judayi* (G.W. Smith) Fott e *Eutetramorus fottii* (Hind.) Kom., além de várias outras espécies pertencentes à Ordem Chlorococcales, que são típicas de ambientes ricos em nutrientes. Todavia, ao contrário do verificado por outros autores (Train et al. 2005; Sant'Anna et al., 2006; Bovo-Scomparin, 2007) a riqueza deste grupo esteve correlacionada negativamente com a disponibilidade de luz, devido, provavelmente, ao fato dos maiores valores de riqueza desta Classe terem ocorrido nas primeiras amostragens, quando a turbidez foi maior e a extensão da zona eufótica menor.

As espécies de Cyanobacteria, segundo grupo melhor representado quanto à composição florística no presente trabalho, são componentes comuns do fitoplâncton e têm sido importantes para a diversidade e biomassa em ambientes naturais, como lagos de planícies de inundação (Train e Rodrigues, 1998, 2004; Train et al., 2004; Bovo-Scomparin e Train, 2008). Todavia, na maioria dos casos, a dominância das cianobactérias está associada a processos de degradação do meio ambiente, especialmente aos que provocam eutrofização (Chorus e Barthram, 1999; Calijuri et al., 2002; Rodrigues et al., 2005; Train et al., 2005; Borges et al., 2008b; Crossetti et al., 2008).

É importante destacar que as cianobactérias registradas são potenciais produtoras de uma ampla variedade de toxinas, com riscos iminentes a saúde do homem e do meio ambiente (Codd, 2000; Yunes et al., 1998; Chorus e Barthram, 1999; Codd et al., 2005). Inclusive, a produção de microcistinas foi comprovada no presente estudo, para ambos os ribeirões analisados (capítulo II), durante florações de *Radiocystis fernandoi*, táxon que ocorreu em todas as amostras analisadas no ribeirão do Corvo e teve elevada frequência no ribeirão Guairacá, associada às espécies do gênero *Microcystis*.

Em corpos de águas tropicais rasos e eutrofizados, as clorofíceas e as cianobactérias estão amplamente distribuídas, e vários autores têm apontado o favorecimento destes grupos em condições de elevada concentração de nutrientes, disponibilidade de luz e turbulência (Sant'Anna et al., 1997; Huszar et al. 2000; Komárek 2003; Sant'Anna et al., 2006; Gentil, 2007). Os resultados obtidos evidenciaram que a maior contribuição de Chlorophyceae e Cyanobacteria para a composição e riqueza de espécies fitoplanctônicas esteve correlacionada, provavelmente, com a disponibilidade de nutrientes. Fato que foi evidenciado pela correlação direta entre a riqueza das cianobactérias com o fósforo total, bem como pelas correlações negativas entre os valores totais de riqueza de espécies e as concentrações de nitrato, demonstrando, neste caso, a capacidade de absorção destes nutrientes.

Estudos realizados em pesqueiros da região metropolitana de São Paulo também observaram elevada contribuição de Chlorophyceae e Cyanobacteria para a riqueza de espécies do fitoplâncton (Sant'Anna et al., 2006; Gentil, 2007), e estes autores atribuíram os resultados observados ao elevado grau de enriquecimento desses pesqueiros, além do manejo empregado pelos piscicultores, como por exemplo, a fertilização artificial dos biótopos. E ainda, para um pesqueiro da cidade de São Paulo, Matsuzaki et al. (2004) verificaram maior contribuição de Chlorophyceae para a composição do fitoplâncton e observaram a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas, como *Microcystis panniformis* Komárek et al., *Cylindrospermopsis raciborskii* (W.) Seen. & Sub. Rajú, *Anabaena* spp., gêneros estes também registrados nos ribeirões do Corvo e Guairacá.

Em muitos ambientes, as clorofíceas são mais bem representadas no plâncton, seguidas das diatomáceas (Reynolds, 1984; Train e Rodrigues, 2004). No presente estudo, Bacillariophyceae foi o terceiro grupo quanto à composição fitoplanctônica, sendo que diatomáceas cêntricas, tipicamente potamoplanctônicas, adaptadas a condições de mistura da coluna de água, destacaram-se como as mais frequentes (*Aulacoseira granulata* e *Discostella stelligera*). A ocorrência das bacilariofíceas em condições de mistura e disponibilidade de nutrientes na coluna de água também foi observada por outros autores (Reynolds et al., 2002; Borges et al., 2003; Padisák et al., 2006; 2009; Bovo-Scomparin e Train, 2008).

Diatomáceas penadas e desmídeas, geralmente perifíticas, apresentaram contribuição relevante a composição fitoplanctônica. Para os mesmos ribeirões e no mesmo período do presente estudo, Fonseca et al. (2009) registraram maior contribuição de

diatomáceas e zygnemafíceas para a riqueza das algas perifíticas, sendo que Siqueira (2008) registrou Zygnemaphyceae como grupo mais representativo quanto à composição e riqueza de espécies ficoperifíticas do ribeirão do Corvo.

Além dos grupos fitoplanctônicos citados anteriormente, as criptofíceas destacaram-se quanto à riqueza de espécies e tiveram elevada frequência de ocorrência, especialmente no ribeirão Guairacá, quando a maioria das espécies desta Classe apresentou registro em mais de 50 % das amostras. Estes resultados podem ser atribuídos tanto à influência lótica do próprio ribeirão Guairacá, quanto à maior influência das águas do reservatório de Rosana nesse ambiente, uma vez que, em estudos anteriores, espécies do gênero *Cryptomonas* já haviam sido registradas no reservatório de Rosana (Train et al., 2005; Rodrigues et al., 2005), as quais, no presente estudo, podem ter sido carreadas até o braço formado pelo ribeirão Guairacá. Além disso, as correlações de Pearson realizadas evidenciaram que a riqueza das criptofíceas foi favorecida pela disponibilidade de luz, nutrientes e menores temperaturas da água, fatores estes que permitiram aumento da contribuição deste grupo especialmente nos tempos finais (90 dias) do experimento.

A menor representatividade de Chrysophyceae e Xanthophyceae para a composição e a riqueza de espécies deveu-se, provavelmente, ao fato da ocorrência das mesmas ser rara no fitoplâncton de reservatórios subtropicais, ou ainda, à influência do grau de trofia dos ambientes (meso-eutróficos), pois essas Classes frequentemente estão associadas a ambientes oligotróficos. Outros autores também observaram menor representatividade dessas Classes em ambientes eutróficos no Estado de São Paulo (Matisuzki et al., 2004; Sant'Anna et al., 2006; Gentil, 2007).

Quanto às variações temporais da riqueza de espécies foram observadas tendências divergentes entre os ribeirões, indicando a influência das características intrínsecas de cada ambiente, em resposta aos impactos ambientais, como sua hidrodinâmica. Por exemplo, o fato de o ribeirão Guairacá apresentar maior influência das águas provenientes do reservatório de Rosana, o qual é oligotrófico (Nogueira et al., 2002; Pagioro et al., 2005), provavelmente, ocasionou maior diluição e dispersão dos nutrientes introduzidos pela aquicultura. De acordo com Sarà (2007), a hidrodinâmica de cada ambiente é considerada um fator chave para a interpretação dos resultados ecológicos relacionados ao efeito da aquicultura sobre os componentes bióticos e abióticos da coluna de água.

De acordo com Figueiredo e Giani (2001), ainda não existe um consenso quanto ao melhor método a ser utilizado para o cálculo dos índices de diversidade, contudo, segundo

estes autores, a literatura atual tem apontado que, quando calculados com base em dados de biovolume, os índices de diversidade têm se mostrado melhores para expressar a estrutura do fitoplâncton e, nos últimos anos, tem sido os mais frequentemente empregados. Os resultados do presente estudo, também indicam que a equitabilidade e a  $H'$  calculadas com bases nos dados de biovolume foram adequadas para expressar as alterações da comunidade fitoplanctônica, devido à importância de espécies coloniais, como *Radiocystis* e *Microcystis*, as quais foram frequentes e também dominantes quanto ao biovolume (ver capítulo II) nestes ribeirões.

A baixa diversidade fitoplanctônica registrada no ribeirão do Corvo mesmo antes da instalação dos tanques rede sugere que este biótopo já sofria impactos ambientais relativos ao processo de eutrofização, provavelmente devido à poluição orgânica proveniente de indústrias localizadas em suas margens, como uma fecularia instalada próxima ao local do experimento. Inclusive, em estudo prévio neste ambiente, foram registradas florações de *Radiocystis fernandoi* (Borges et al., 2008b).

Quanto às hipóteses preditas, foi confirmada a ocorrência de alterações na composição florística da comunidade fitoplanctônica ao longo do período de cultivo experimental de tilápias em tanque-rede, para ambos os braços do reservatório de Rosana. Diaz et al. (2001) também observaram alterações na composição de espécies do fitoplâncton em um reservatório na Argentina sob impacto da criação de salmões.

Foi observada diminuição significativa da riqueza de espécies do fitoplâncton no ribeirão do Corvo após o início do experimento, o que, sugere a provável influência da criação das tilápias nos tanques-rede sobre este atributo da comunidade, como predito. No Brasil, Crossetti et al. (2008) verificaram declínio acentuado no número de espécies do fitoplâncton de um reservatório tropical raso em função da hipereutrofização do ambiente e dominância das cianobactérias. Porém, para o ribeirão Guairacá, não foi observada diminuição da riqueza de espécies ao longo do tempo, devido, provavelmente, a maior capacidade de dispersão dos nutrientes advindos do cultivo experimental, em virtude das características hidrodinâmicas desse ribeirão.

Os baixos valores de equitabilidade e diversidade de Shannon-Wiener observados para os ribeirões do Corvo e Guairacá, especialmente após a instalação dos tanques-rede (15 e 30 dias), as correlações negativas destes atributos fitoplanctônicos com as concentrações de nutrientes e também a diferença significativa para os valores de equitabilidade do ribeirão Guairacá indicam a provável influência do cultivo experimental

de tilápias nos tanques-rede quanto a estes atributos da comunidade. Guo e Li (2003) em estudo realizado em um lago na China verificaram a diminuição da diversidade da comunidade bentônica sob influência de cultivo de peixes em tanques-rede.

A hipótese de que os maiores valores de diversidade fitoplanctônica seriam observados próximos aos tanques-rede foi refutada, pois não foram observadas diferenças espaciais significativas para todos os atributos de diversidade fitoplanctônica analisados, o que pode ser atribuído à hidrodinâmica dos ribeirões, como aludido anteriormente.

Enfim, os resultados do experimento quanto às variações dos atributos de diversidade fitoplanctônica ao longo do tempo sugerem que a criação de tilápias em tanques-rede apresentou certa influência sobre a diversidade desta comunidade, embora a magnitude destas variações ainda seja pequena, provavelmente devido ao reduzido número de tanques e peixes utilizados, estações do ano monitoradas (outono/inverno) e hidrodinâmica dos biótopos, como já mencionado.

Sugere-se que outros estudos experimentais sejam realizados para avaliar o efeito do cultivo de tilápias em tanques-rede sobre a diversidade fitoplanctônica em diferentes estações do ano e com um número de tanques-rede e peixes cultivados maior do que o adotado neste experimento, número este que se aproxime da quantidade realmente utilizada em parques aquícolas, tendo em vista que o acúmulo maior e constante de resíduos, resultante do grande número de peixes desses cultivos, provavelmente cause considerável declínio da diversidade fitoplanctônica.

## REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá.

Alves, R. C. P., A. E. Baccarin, 2005. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, baixo rio Tietê, SP). In Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin (eds), Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. Rima, São Carlos: 329-347.

American Public Health Association, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19<sup>th</sup> ed. APHA, Washington DC.

Ayrosa, L. M. S., F. P. B. Furlaneto, D. M. M. R., Ayrosa & F.S. Sussel, 2005a. Piscicultura no médio Paranapanema: situação e perspectivas. Revista Aquicultura & Pesca 2: 27-32.

Ayrosa, D. M. M. R., F. P. B. Furlaneto & L. M. S. Ayrosa, 2005b. Regulamentação do

acesso territorial a tanques-rede em área de preservação permanente (APP), no Estado de São Paulo. *Panorama da Aquicultura* 90: 63-65. Disponível em: [www.pesca.sp.gov.br](http://www.pesca.sp.gov.br). Acesso em: 15 de janeiro de 2008.

Ayrosa, D. M. M. R., F. P. B. Furlaneto & L. M. S. Ayrosa, 2006. Regularização de projetos de cultivo de peixes em tanques-rede no Estado de São Paulo. *Panorama da aquicultura* 16: 1-8.

Borges, P. A. F., L. C. Rodrigues, T. A. Pagioro & S. Train, 2003. Spatial variation of phytoplankton and some abiotic variables in the Pirapó River – Pr (Brazil) in august 1999: a preliminary study. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 25: 1-8.

Borges, P. A. F., S. Train & L. C. Rodrigues, 2008a. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 607: 63-74.

Borges, P. A. F., S. Train & L. C. Rodrigues, 2008b. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Sciences* 30: 57-65.

Borges, P. A. F. & S. Train, 2009 . Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Brazilian Journal of Biology (no prelo)*.

Borghetti, N. R. B, A. O. Ostrensky & J. R. Borghetti, 2003. Aquicultura: uma visão geral sobre a produção de organismos aquáticos no Brasil e no mundo. grupo integrado de aquicultura e estudos ambientais, Curitiba.

Bovo-Scomparin V. M., 2007. Variação interanual (2000-2005) da comunidade fitoplanctônica em um lago de inundação isolado do parque estadual do rio Ivinhema (MS). Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Bovo-Scomparin V. M. & S. Train, 2008. Long-term variability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia* 610: 331-344.

Calijuri, M. C., A. C. A. Dos Santos & S. Jati, 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP - Brazil). *Journal of Plankton Research* 24: 617-634.

CESP. 1998. Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca. São Paulo: Série Divulgação e Informação 220.

Chorus, I. & J. Bartram, 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. WHO, E & FN Spon, London.

Codd, G. A., 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrofication control. *Ecological engineering* 16: 51-60.

Codd, G. A., L. F. Morrison & J. S. Metcalf, 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203, 264-272.

Cole, G. A., 1994. Text book of limnology, Waveland Press Inc., Illinois.

Crossetti, L. O., D. C. Bicudo, C. E. M. Bicudo & L. M. Bini, 2008. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1061-1067.



- Dias, J. D., 2008. Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplancônica em um reservatório subtropical, Brasil. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Diaz, M. M., P. F. Temporetti & F. L. Pedrozo, 2001. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura reservoir (Patagônia, Argentina). *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 6: 151-158.
- Duke-Energy. Duke Energy Brasil Geração Paranapanema. Disponível em <http://www.duke-energy.com.br/PT/Usinas/index.asp>. Acesso em: 28 maio 2005.
- Esteves, F. A., 1998. Fundamentos de limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.
- Ferreira, R. M., N. O. Barros, C. H. Duque-Estrada & F. Roland, 2005. Caminhos do fósforo em ecossistemas aquáticos continentais. In Roland, F., D. César & M. Marinho, (eds), *Lições de Limnologia*. Rima, São Carlos: 229-242.
- Figueredo, C. C. & A. Giani, 2001. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia* 445: 165-174.
- Figueredo, C. C. & A. Giani, 2005. Ecological interactions between Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas reservoir (Brazil). *Freshwater Biology* 50: 1391-1403.
- Fonseca, I. A., N. S. Siqueira & L. Rodrigues, 2009. Algas Perifíticas a montante e jusante do local de instalação de tanques-rede em tributários do reservatório de Rosana – Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Science* 31: 135-141.
- Gauch Jr., H. G. 1986. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge: Cambridge University Press, 1982 (reprinted 1986). Cambridge studies in ecology.
- Gentil, R. C., 2007. Estrutura da comunidade fitoplancônica de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, SP, em dois períodos: primavera e verão. Tese (Doutorado) Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 186pp.
- Giné, M. F., H. Bergamin, E. A. G. Zagatto & B. F. Reis, 1980. Simultaneous determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* 114: 191-197.
- Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohstad, 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- Gopal, B., 2005. Relevance and policy dimensions of research on biodiversity in freshwater ecosystems: a developing country perspective. *Hydrobiologia* 542: 19-21.
- Guo, L. & Z. Li, 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze river basin of China. *Aquaculture* 226: 201-212.
- Guo, L., L. Zhongjie, P. Xie & L. Ni, 2009. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International* 17:229-241.
- Harrison, S., J. R. Sally & J. H. Lawton, 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151-158.
- Huszar, V. L. M., L. H. S. Silva, P. Domingos, M. Marinho & S. Melo, 1998.

Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia* 369/370: 59-71.

Huszar, V. L. M., L. H. S. Silva, M. M. Marinho, P. Domingos & C. L. Sant`Anna, 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia* 424: 67-77.

Huszar, V. L. M., D. C. Bicudo, A. Giani, C. Ferragut, L. A. Martinelli & R. Henry, 2005. Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do Perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. In Roland, F., D. César & M. M. Marinho (eds), *Lições de Limnologia*. Rima, São Carlos: 243-260.

Jackson, D. A., 1993. Stopping rules in principal components analysis: a comparison of heuristical and statistical approaches. *Ecology* 74: 2204-2214.

Jensen, J. P., E. Jeppesen, K. Olrik & P. Kristensen, 1994. Impact of nutrients and physical factors on a shift from Cyanobacterial to Chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 51: 1692-1699.

Jongman, R. H. G., C. J. F. Ter Braak & O. F. R. Van Tongeren, 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. (reprinted 1996). Cambridge University Press, Cambridge.

Júnior, D. P. L. & A. O. Latini, 2006. E se a aquicultura se expandir no Brasil? *Ciência Hoje* 38: 58-60.

Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4 – Nostocales. *Algological Studies* 56: 247-345.

Komárek, J. & K. Anagnostidis, 1998. Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales. In Ettl, H., G. Gärtner, H. Heynig & D. Möllenhauer, D. (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Jena: 1-548.

Komárek, J. & K. Anagnostidis, 2005. Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl, D. (eds.), *Sübwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier GmbH, München: 1-759.

Komárek, J. 2003. Coccoid and colonial Cyanobacteria. In Wehr, J. D. & R. G. Sheath, (eds), *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Academic Press, USA: 59-116.

Koroleff, K., 1976. Determination of ammonia. In Grasshoff, K. & E. Kremling (eds), *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.

Kubtiza, F., 1999. Tanques-rede, rações e impacto ambiental. *Panorama da aquicultura jan/fev*: 44-50.

Maack, R., 1981. *Geografia física do Estado do Paraná*. José Olympio, Rio de Janeiro.

Mackereth, F. Y. H., J. R. Heron & J. F. Tailing, 1978. *Water analysis: Some revised methods for limnologists*. (Scientific Publication, 36). Freshwater Biological Association.

Marengoni, N. G., 2006. Produção de tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* (Linhagem chitralada), cultivada em tanques-rede, sob diferentes densidades de estocagem. *Archivos de Zootecnia* 55: 127-138.

- Matsuzaki, M., J. L. N. Mucci, & A. A. Rocha, 2004. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Revista de Saúde Pública* 38: 679-686.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Blach, Oregon.
- Meester, L. D. & S. Declerk, 2005. The study of biodiversity in freshwater habitats: societal relevance and suggestions for priorities in science policy. *Hydrobiologia* 542: 1-9.
- Nabout, J. C., I. S. Nogueira & L. G. Oliveira, 2006. Phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, Brazil, in the rainy and dry seasons. *Journal of Plankton Research* 28: 181-193.
- Nabout, J. C.; I. S. Nogueira, L. G. Oliveira & R. R. Morais, 2007. Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia* 557: 455-461.
- Nogueira, M. G., 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 431: 115-128.
- Nogueira, M. G., A. Jorcin, S. C. Vianna & Y. C. Britto, 2002. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. In Cirelli, A. F. & G. C. Marquisá (eds), *El Agua en Iberoamérica – De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*. Santiago do Chile: CYTED XVII/CETA: 91-106.
- Padisák, J., G. Borics, I. Grigorszky, E. Soroczki-Pinter, 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1-14.
- Padisák, J., L. C. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Pagioro, T. A., M. C. Roberto, S. M. Thomaz, S. A. Pierini & M. Taka, 2005. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos: 39-46.
- Paranjpe, S. A. & A. P. Gore, 1997. Effort needed to measure biodiversity. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 23: 173-183.
- Reviere, B., 2003. *Biologie et phylogénie des algues*, tome 2. Éditions Berlin, Paris.
- Reynolds, C. S., 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York.
- Reynolds, C. S., 1988. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In: Sandgren, C. (ed), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, New York: 388-433.
- Reynolds, C. S., 1997. *Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Ecology Institute, Oldendorf.

- Reynolds, C. S., V. L. M. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- Rodrigues, L. C., S. Train, B. M. Pivato, V. M. Bovo, P. A. F. Borges & S. Jati, 2005. Assembléias fitoplanctônicas de trinta reservatórios do Estado do Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos: 57-72.
- Sabbag, O. J., R. R. Rozales, M. A. A. Tarsitano & A. N. Silveira, 2007. Análise econômica da produção de tilápias (*Oreochromis niloticus*) em um modelo de propriedade associativa em Ilha Solteira/SP. *Custos e @gronegócio (on line)* 3: 86-100.
- Sant'Anna, C. L., L. Sormus, A. Tucci, & M. T. P. Azevedo, 1997. Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. *Hoehnea* 24: 67-86.
- Sant'Anna, C. L., R. C. Gentil, & D. Silva, 2006. Comunidade fitoplanctônica de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo. In Esteves, K. E. & C. L. Sant'Anna (eds), *Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo*. Rima, São Carlos: 49-62.
- Santos, R. M., G.S. Rocha, O. Rocha, & M. J. S. Wisniewski, 2009. Influence of net cage fish cultures on the diversity of the zooplankton community in the Furnas hydroelectric reservoir, Areado, MG, Brazil. *Aquaculture Research* 40:753-761.
- Sarà G., 2007. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Marine Environmental Research* 63: 390-408.
- Shannon, C. E. & W. Weaver, 1963. *Mathematical theory of communication*. University Press, Urbana, Illinois.
- Silva, C. A., S. Train & L. C. Rodrigues, 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia* 537: 99-109.
- Siqueira, N. S., 2008. Comunidade de algas perifíticas em tanques de cultivo de peixes em reservatório: o processo de colonização e sucessão utilizando substrato artificial. *Dissertação (Mestrado)*, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Starling, F., C. E. Pereira & R. Angelini, 2005. Definição de capacidade de suporte do reservatório de Três Marias para cultivo intensivo de peixes em tanques-rede. Minas Gerais, relatório técnico, 65 pp.
- StatSoft Inc., 2005. *Statistica (data analysis software system) version 7.1*, [www.statsoft.inc](http://www.statsoft.inc).
- Stirling, H. P. & T. Dey, 1990. Impact of intensive cage fish farming on the phytoplankton and periphyton of a Scottish freshwater loch. *Hydrobiologia* 190: 193-214.
- Sturmbauer, C., 2005. Comment on 'The study of biodiversity in freshwater habitats: societal relevance and suggestions for priorities in science policy' by Luc De Meester & Steven Declerk. *Hydrobiologia* 542: 33-34.
- Sun, J. & D. Liu, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25: 1331-1346.
- Train, S. & L. C. Rodrigues, 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton

community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 361: 125-134.

Train, S. & L. C. Rodrigues, 2004. Phytoplankton assemblages. In Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), *The Upper Paraná river floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands: 103-124.

Train, S., L. C. Rodrigues, V. M. Bovo, P. A. F. Borges & B. M. Pivato, 2004. Phytoplankton composition and biomass in environments of the Upper Paraná river. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds), *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain*. EDUEM, Maringá: 63-74.

Train, S., S. Jati, L. C. Rodrigues & B. M. Pivato, 2005. Distribuição Espacial e Temporal do Fitoplâncton em Três Reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos: 73-85.

Train, S., L. C. Rodrigues, S. Jati, V. M. Bovo-Scomparin, E. Marengoni, C. C. J. Borsalli & P. A. F. Borges, 2007. Fitoplâncton. A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná, Programa PELD/CNPq – sítio 6 – relatório anual. Disponível em: [http://www.peld.uem.br/Relat2007/pdf/capitulo\\_3.pdf](http://www.peld.uem.br/Relat2007/pdf/capitulo_3.pdf). Acesso em: 11 de fevereiro de 2008.

UEM/Nupélia/Pronex. 2006. Avaliação preliminar da viabilidade de tilápia nilótica em tanques-rede. Maringá, Relatório Parcial, 110pp.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.

Wetzel, R. G. & G. E. Likens, 2000. *Limnological analysis*. Springer-Verlag, New York.

Yunes, J S., A. Mattjensen, M. Parise, P. S. Salomon, S. L. Raggett, K. A. Beattie & G. A. Codd, 1998. *Microcystis aeruginosa* growth stages and the occurrence of microcystins in Patos Lagoon, Southern Brazil. In Reguera, B., J. Blanco, M. L. Fernández & T. Wyatt (eds), *Harmful algae*. Xunta de Galicia e Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO: 18-21.

## Capítulo II – Impacto da piscicultura experimental de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede sobre a biomassa fitoplanctônica e qualidade da água em um reservatório subtropical, Brasil.

### Resumo

No Brasil, a aquicultura tem se expandindo rapidamente em virtude do imenso potencial hídrico do país. O objetivo do presente estudo foi avaliar a influência do cultivo experimental de tilápias em tanques-rede para a qualidade da água e a biomassa fitoplanctônica, em dois braços do reservatório de Rosana, formados pelos ribeirões do Corvo e Guairacá. O experimento foi feito entre os meses de abril e agosto de 2006 e foram estabelecidos pontos de amostragem próximos a cada bateria de tanque-rede (com densidades de estocagem de tilápia de  $50 \text{ kg.m}^{-3}$ ,  $75 \text{ kg.m}^{-3}$  e  $100 \text{ kg.m}^{-3}$ ) e a 100 e 400 metros (montante e jusante) do local de instalação dos tanques. As concentrações de fósforo e nitrogênio total foram, em geral, maiores nas amostragens realizadas após o início da criação dos peixes para ambos os ribeirões e as de fósforo solúvel reativo foram menores. O nitrato aumentou do ribeirão do Corvo e diminuiu no Guairacá. Constatou-se aumento da biomassa fitoplanctônica, principalmente logo após o início do experimento, o que pode ser atribuído à incorporação de nutrientes advindos do cultivo das tilápias. A similaridade espacial observada para os atributos analisados pode ter sido influenciada pela hidrodinâmica dos biótopos, que apresentaram extensa zona de mistura, forte ação dos ventos, influência lótica dos ribeirões nos braços, além da maior influência das águas do reservatório de Rosana no caso do ribeirão Guairacá. Considerando o biovolume fitoplanctônico, verificou-se acentuada variação do estado trófico no decorrer do experimento. O alto biovolume de cianobactérias, registrado após a instalação dos tanques-rede, ultrapassaram o valor máximo ( $5 \text{ mm}^3.\text{L}^{-1}$ ) fixado para este parâmetro biológico pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de Classe 2, destinadas, entre outros usos, à aquicultura e à atividade de pesca. Também foram detectadas microcistinas na coluna de água. Foram dominantes quanto ao biovolume fitoplanctônico *Radiocystis fernandoi*, *Microcystis* spp., *Cryptomonas marssonii*, *Plagioselmis* sp., *Chroomonas acuta* e *Aulacoseira* spp. Os grupos funcionais (GF) fitoplanctônicos foram ferramentas importantes para a caracterização dos ambientes, e os principais GF observados (**M**, **P**, **Y**, **X2**) são típicos de ambientes meso-eutróficos e com mistura da coluna de água. Foram confirmadas as hipóteses de que o cultivo experimental de tilápias em tanques-rede nos braços do reservatório da UHE Rosana promoveu o aumento da biomassa fitoplanctônica ao longo do tempo e favoreceu a ocorrência e o aumento de florações de cianobactérias. Todavia, o aumento nas concentrações de nutrientes não apresentou elevada magnitude, devido, possivelmente, ao pequeno número de tanques-rede e peixes utilizados, estações do ano monitoradas (outono/inverno), a hidrodinâmica dos ribeirões, processo de sedimentação e também a absorção dos nutrientes realizada pelas demais comunidades aquáticas fotossintetizantes. Ressalta-se que a aquicultura deve ser desenvolvida de maneira sustentável, respeitando-se a capacidade de suporte dos ecossistemas, para que os mesmos sejam utilizados de forma racional e a atividade possa ser praticada por muito tempo, com efetivo controle dos impactos causados e manutenção da qualidade da água em níveis aceitáveis.

**Palavras-chave:** Fitoplâncton, biovolume, grupos funcionais, aquicultura, eutrofização.

## Chapter II - Impact of experimental fish farming of tilapia (*Oreochromis niloticus*) in net cages to phytoplankton biomass and water quality in a Subtropical reservoir, Brazil.

### Abstract

In Brazil, the aquaculture has growing rapidly due to the huge hydric potential of the country. The present study evaluated the influence of experimental net cages culture of tilapia on the water quality and phytoplankton biomass, in two Rosana Reservoir lateral arms, formed by Corvo and Guairacá streams. The experiment was performed between April and August, 2006. Sampling stations were established next to each set of net cages (with tilapia densities of 50 kg.m<sup>-3</sup>, 75 kg.m<sup>-3</sup> and 100 kg.m<sup>-3</sup>) and at 100 and 400 m (upstream and downstream) from the net cages installation. The concentrations of total nitrogen and total phosphorus were, in general higher after the beginning of fish farming in both streams and soluble reative phosphorus were lower. Nitrate increae in Corvo Stream and decrease in Guairaca Stream. An increase in phytoplankton biomass was also verified, mainly soon after the beginning of the experiment, which can be ascribed to the absorption of nutrients arisen from tilapia cultivation. The spatial similarity observed for the analyzed attributes may have been influenced by biotope hydrodynamic, that presented extended mixture zone, strong action of winds, lotic influence from streams to the lateral arms, besides the higher influence of water from Rosana Reservoir, in case of Guairacá Stream. Regarding the phytoplankton biovolume, there was remarkable variation in trophic state throughout the experiment. The high biovolume values of Cyanobacteria, recorded after the net cages installation, exceeded the maximum value (5 mm<sup>3</sup>.L<sup>-1</sup>) for this biological parameter set by CONAMA Resolution n° 357/2005 for Class 2 water that is used, among other purposes, for aquaculture and fisheries. Microcystin were also detected in the water column. As for phytoplankton biovolume, the following taxa were dominant: *Radiocystis fernandoi*, *Microcystis* spp., *Cryptomonas marssonii*, *Plagioselmis* sp., *Chroomonas acuta* and *Aulacoseira* spp. The functional groups (FG) of phytoplankton were important tools for the environmental characterization, and the principal FG observed (**M**, **P**, **Y**, **X2**) are typical from meso-eutrophic environments with water column mixture. We confirmed the hypotheses that the experimental net cages culture of tilapia in Rosana Reservoir lateral arms promotes the increase in phytoplankton biomass over time and favoring the occurrences and increase of Cyanobacteria blooms. However, the magnitude of the increase in nutrients concentrations was still small, probably due to the small number of net cages and fishes utilized, the year seasons monitored (Autumn / Winter), to streams hydrodynamics, sedimentation process and absorption of nutrients from others fotossintetic aquatic communities. Nevertheless, we emphasize that the aquaculture should be developed in a sustainable way, respecting the support capacity of ecosystems, therefore, they are used in a rational way and the activity may be accomplished for a long time, with efficient control of impacts caused and the maintenance of water quality at suitable levels.

**Keywords:** Phytoplankton, biovolume, functional groups, aquaculture, eutrofication.

## INTRODUÇÃO

No Brasil, a aquicultura tem se expandindo rapidamente em virtude do imenso potencial hídrico do país, com disponibilidade de aproximadamente 5,3 milhões de hectares de água doce, em reservatórios naturais e artificiais e 8 mil quilômetros de costa, além do país possuir condições climáticas favoráveis a produção de organismos aquáticos. (Kubtiza, 1999; Ayroza et al., 2005; 2006; Sabbag et al., 2007).

Considerada uma atividade econômica importante e uma maneira eficiente de produzir alimento, a aquicultura, como qualquer outra atividade produtiva, afeta o ambiente de forma mais ou menos intensa, estando essa gradação geralmente relacionada à modalidade com a qual o cultivo é praticado (Kubtiza, 1999; Naylor et al., 2000; Agostinho et al., 2007). Na maioria das vezes, esta atividade produtiva tem sido impulsionada, principalmente, por objetivos econômicos e políticos, o que é contrário às tendências modernas de desenvolvimento, que procuram a sustentabilidade ambiental, ou seja, que respeitam a capacidade de suporte dos ambientes (Berg et al., 1996; Starling et al., 2005; Agostinho et al., 2007).

A tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), apesar de exótica, se tornou uma das espécies mais cultivadas no Brasil nesta última década, e tem sido frequentemente utilizada em sistemas intensivos de cultivo (Ayroza et al., 2006, Marengoni, 2006; Sabbag et al. 2007; Agostinho et al., 2007). O crescente incentivo à instalação de tanques-rede em reservatórios brasileiros tem ocorrido sem planejamento e fiscalização adequados, e na maioria das vezes os projetos não contemplam medidas para assegurar a qualidade da água ou dos peixes cultivados (Alves e Bacarin, 2005; Figueredo e Giani, 2005; Marengoni, 2006; Agostinho et al., 2007).

O cultivo em tanques-rede gera grandes quantidades de resíduos provenientes das sobras de ração e excretas dos peixes, os quais aumentam as concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna de água e também no sedimento (Stirling e Dey, 1990; Diaz et al., 2001; Jiwyam e Chareontesprasit, 2001; Guo e Li, 2003; Figueredo e Giani, 2005; Alves e Baccarin, 2005; Guo et al., 2009). Em função da alteração da carga de nutrientes dos rios, lagos e reservatórios tem sido registrado um aumento da proliferação do fitoplâncton, especialmente de cianobactérias, que representam um problema crescente nestes ecossistemas (Chorus e Barthram, 1999; Yunes, 2002; Codd et al., 2005).



Os principais problemas ambientais decorrentes das florações de cianobactérias são alterações na qualidade da água (cor, odor, gosto), diminuição do número de espécies, alterações das interações bióticas, e ainda, estes problemas podem ser agravados pela produção de cianotoxinas (Charmichael, 1994, 1997; Codd, 2000; Chorus e Barthram, 1999; Yunes, 2002; Codd et al., 2005). Sabe-se hoje que cerca de 50 a 75% das florações de cianobactérias que ocorrem são formadas por cepas tóxicas (Codd, 2000). Em vista disso, especial atenção deve ser dada à aquicultura em tanques-rede, para que se minimize o desequilíbrio provocado ao meio ambiente e permita a sustentabilidade desta atividade (Guo e Li, 2003; Lin e Yi, 2003; Tacon e Foster, 2003; White et al., 2004; Agostinho et al., 2007; Guo et al., 2009).

Na avaliação de impactos ambientais, o conhecimento da comunidade fitoplanctônica torna-se importante, pois em função do curto tempo de geração de suas populações, estas respondem rapidamente às oscilações do ambiente, sendo excelentes indicadores das condições ambientais, além de serem os principais produtores primários dos ecossistemas aquáticos (Huszar et al., 1998; Reynolds, 1988; 1997; Rojo, 1998; Melo e Huszar, 2000). Segundo Stevenson & Smol (2003), desde o início do século passado, em várias partes do mundo, diversos estudos foram realizados utilizando algas como indicadores da qualidade da água, sendo que nos últimos anos foram implantados muitos programas de monitoramento onde um dos principais parâmetros utilizados é o fitoplâncton.

Considerando o contexto atual de incentivo governamental à criação de parques aquícolas nos reservatórios brasileiros e os problemas potenciais da instalação dos mesmos (eutrofização, florações de cianobactérias, cianotoxinas, alterações das teias tróficas, diminuição da biodiversidade, entre outros), fica evidente a necessidade da realização de pesquisas e monitoramento que possam subsidiar a regulamentação e implantação de pisciculturas em tanques-rede, com o objetivo de estabelecer critérios para evitar a degradação do ambiente e os riscos sanitários (Agostinho et al., 1999; 2007; Alves e Baccarin, 2005; Junior e Latini, 2006).

No presente estudo foram testadas as seguintes hipóteses: (i) o cultivo de tilápias em tanques-rede nos braços do reservatório da UHE Rosana aumenta as concentrações de nutrientes ao longo do tempo, (ii) propicia o aumento da biomassa fitoplanctônica ao longo do tempo, principalmente nos locais próximos aos tanques de cultivo e (iii) favorece a ocorrência e aumento de florações de cianobactérias.

## ÁREA DE ESTUDO

O rio Paranapanema é formado a partir de várias nascentes na Serra do Paranapiacaba, dentro de uma mata cerrada. Este rio constitui a divisa natural entre os Estados do Paraná e de São Paulo e apresenta 930 Km de curso até sua foz no rio Paraná (Duke-Energy, 2005). O clima da região é do tipo subtropical úmido, sem estação seca e com verão quente, com média anual de 22 °C e precipitação anual média de 1.300 mm (Maack, 1981).

O reservatório da usina hidrelétrica de Rosana (22°36' S; 52°49' W) é o último de uma série de oito represamentos que regulam a vazão do rio Paranapanema, um dos principais afluentes da margem esquerda do Alto rio Paraná (Figura 1). A barragem foi fechada em 1986, dando origem a um reservatório de 276 km<sup>2</sup>, com área de drenagem de 99.000 Km<sup>2</sup>, baixa profundidade e tempo de residência da água em torno de 18 dias (CESP, 1998). O reservatório de Rosana é considerado como fio d'água e foi classificado como oligotrófico por Nogueira et al. (2002) e Pagioro et al. (2005). O presente trabalho foi realizado em dois braços localizados na margem esquerda da zona lacustre desse reservatório, ribeirões do Corvo e Guairacá, no Estado do Paraná.



Figura 1 - Mapa do reservatório de Rosana, com a localização dos braços formados pelos ribeirões do Corvo e Guairacá. Pontos indicam os locais de instalação dos tanques-rede em cada braço.

O braço formado pelo ribeirão do Corvo apresenta as margens com gramíneas e estágios iniciais de reflorestamento, possui bancos de macrófitas aquáticas, com predomínio de *Egeria najas* Planch. e *Eichhornia azurea* Kunth. e sofre grande influência do vento, assim como todo o reservatório de Rosana. Às margens do ribeirão do Corvo, próximo ao local da instalação dos tanques-rede, existe uma fecularia (Figura 2a,c).

O braço formado pelo ribeirão Guairacá apresenta as margens com gramíneas e predomínio do cultivo de cana de açúcar, possui bancos de macrófitas aquáticas, com destaque para bancos de *Egeria najas* Planch., *Egeria densa* Planch. e *Eichhornia azurea* Kunth. Assim como o ribeirão do Corvo, apresenta influência do vento. Destaca-se ainda, a proximidade do local de instalação dos tanques à foz deste rio no reservatório de Rosana, o que acarreta forte influência das águas do rio Paranapanema neste braço (Figura 2b,d).

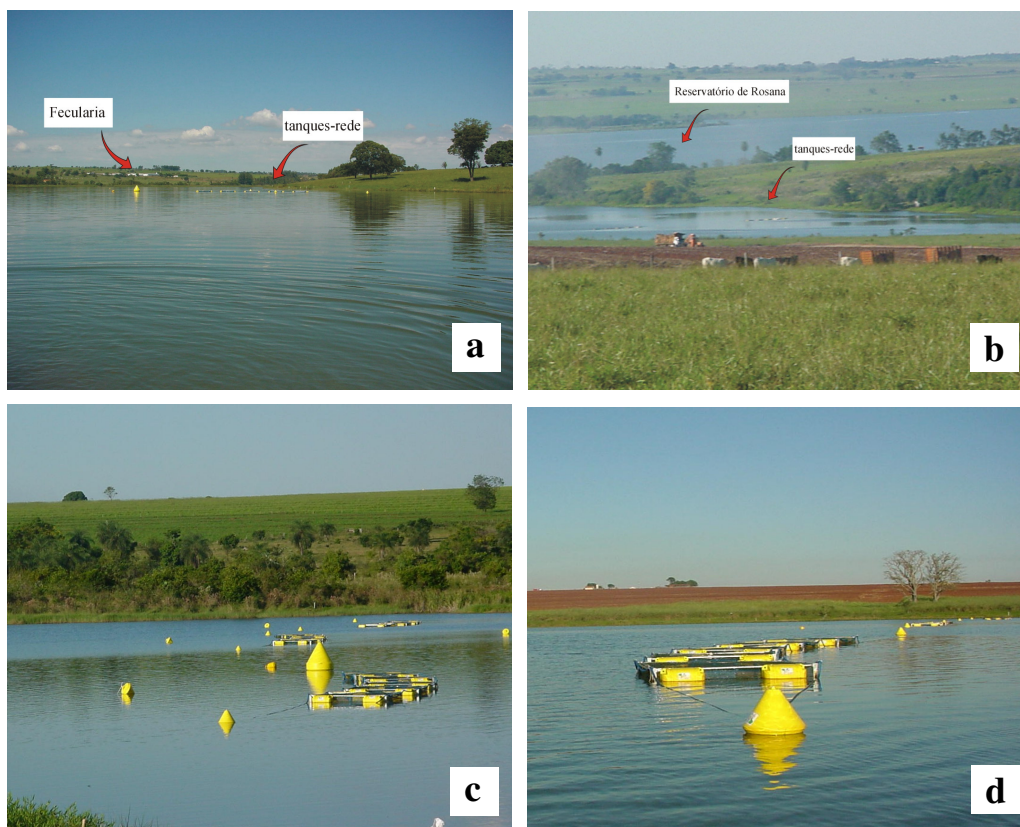


Figura 2: Vista geral dos braços formados pelos ribeirões do Corvo (a,c) e Guairacá (b,d), destacando os locais de instalação dos tanques-rede.

## MATERIAL E MÉTODOS

Durante o experimento realizado no ano de 2006, foram utilizados 30 tanques-rede (2 x 2 x 1,7m), com 6,0 m<sup>3</sup> de volume, instalados nos ribeirões do Corvo e Guairacá (15 tanques em cada ribeirão). Os tanques foram dispostos transversalmente, em três baterias de cinco, sendo que em cada conjunto de tanques-rede foram estocadas diferentes densidade de peixes (50 kg.m<sup>-3</sup> ou 100 peixes.m<sup>-3</sup>, 75 kg.m<sup>-3</sup> ou 150 peixes.m<sup>-3</sup>, e 100 kg.m<sup>-3</sup> ou 200 peixes.m<sup>-3</sup>). Foram utilizados 27.000 alevinos juvenis mais 10 %, considerando-se a mortalidade, totalizando 29.700 alevinos juvenis com 21 a 45 g de peso

vivo de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), submetidos a processo de reversão sexual (UEM/Nupélia/Pronex, 2006).

Para a dieta alimentar dos peixes foram utilizadas dois tipos de ração comercial extrusada. Na primeira fase, a ração era composta por 28 % de proteína bruta (PB) e diâmetro de 5 mm, enquanto que para a segunda fase, a ração apresentou 22 % de PB e diâmetro de 8 mm. A quantidade inicial de ração foi calculada em 10 % da biomassa total de peixes em cada tanque. O manejo alimentar foi estabelecido pela técnica de fornecimento *ad libitum*, e foi regulado através das observações do consumo de toda a ração na primeira hora após o fornecimento. Os peixes receberam ração duas vezes por dia (UEM/Nupélia/Pronex, 2006).

Para a análise das variáveis limnológicas e da comunidade fitoplanctônica foram coletadas, amostras de água, em réplicas, diretamente com frascos à subsuperfície da zona pelágica. Também foram realizadas coletas próximas ao sedimento de cada ponto de amostragem com garrafa de Van Dorn. Para a comunidade zooplanctônica, as coletas foram realizadas somente à subsuperfície, e com auxílio de moto-bomba, foram filtrados 200 litros de água por amostra em rede de plâncton com 68 µm de abertura de malha.

A primeira amostragem foi realizada uma semana antes da instalação dos tanques-rede (antes), em três locais para cada ribeirão, correspondentes ao local onde seriam instalados os tanques (Ponto 2), a montante (Ponto 1) e a jusante (Ponto 3) deste local. As demais coletas foram realizadas, durante o período compreendido entre abril e agosto de 2006, após 15, 30, 60, 90 e 120 dias da instalação dos tanques-rede.

Quanto à escala espacial, foram estabelecidos pontos de amostragem próximos à cada bateria de tanque (com densidades de estocagem de tilápia de 50 kg.m<sup>-3</sup>, 75 kg.m<sup>-3</sup> e 100 kg.m<sup>-3</sup>) e a 100 e 400 metros (montante e jusante) do local de instalação dos tanques-rede, em cada um dos braços do reservatório de Rosana (Figura 3). Cada conjunto de tanques-rede com diferentes densidades de estocagem de peixes, bem como as distâncias de 100 e 400 metros a montante e a jusante dos tanques foram considerados diferentes tratamentos. Para as análises de toxinas das cianobactérias foram feitas coletas próximas aos tanques-rede, à subsuperfície da coluna de água, em ambos os ribeirões, no mês de maio de 2006.

Os táxons fitoplanctônicos com contribuição acima de 5% para a biomassa fitoplanctônica total foram enquadrados em grupos funcionais (Reynolds, 1997; Huszar et al., 2000; Reynolds et al., 2002; Kruk et al., 2002; Padisák et al., 2006; 2009). Os valores

de precipitação pluviométrica foram fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA) e utilizou-se os registros de uma estação pluviométrica localizada no Município de Diamante do Norte – PR. As variáveis limnológicas, atributos fitoplanctônicos analisados e suas respectivas metodologias estão listados na Tabela 1.

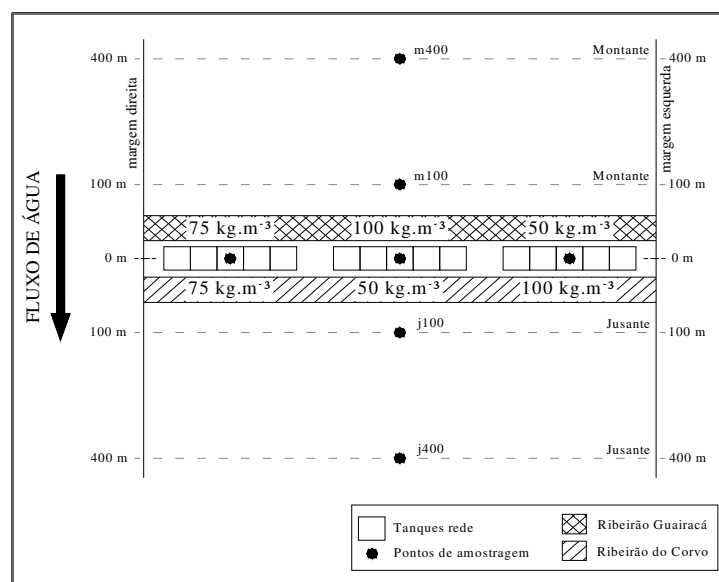


Figura 3 - Diagrama da distribuição dos tanques-rede e suas diferentes densidades de estocagem das tilápias do Nilo, nos braços formados pelos ribeirões do Corvo e Guairacá, reservatório de Rosana. Pontos indicam os locais de coleta, que foram realizadas próximas a cada bateria de tanques, e a 100 e 400 metros a montante (m100 e m400) e jusante (j100 e j400) dos tanques-rede.

Para testar se existiram diferenças significativas entre as médias dos valores de biovolume e das concentrações de nutrientes (PT, PO<sub>4</sub>, NT, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>) foi aplicada uma análise de variância (ANOVA bifatorial), nos diferentes tratamentos (tanques, jusante e montante; fator 1) e períodos de coleta (antes e depois do início do cultivo; fator 2). Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade da ANOVA foram avaliados pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente, e quando foram identificadas diferenças significativas ( $p < 0,05$ ), foi aplicado o teste de Tukey *a posteriori*. Para esta análise os valores de biovolume e dos nutrientes foram logaritimizadas.

Análises de Regressão linear múltipla (Sokal e Rohlf, 1991) foram utilizadas para verificar a contribuição de variações na qualidade ambiental e abundância zooplanctônica sobre as alterações na biomassa fitoplanctônica estimada tanto pelo biovolume quanto pela clorofila *a* (variáveis dependentes), ao longo do espaço e do tempo. Para tanto, a biomassa fitoplanctônica ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$  e  $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ) dos ribeirões estudados foi correlacionada com as

variáveis abióticas e abundância total do zooplâncton (variáveis independentes). Os dados utilizados nessas análises foram logaritmizados, exceto o pH.

Tabela 1. Metodologias utilizadas, no presente estudo, para a determinação das variáveis físicas e químicas, atributos fitoplanctônicos e abundância do zooplâncton.

Variáveis / Atributos	Método / Equipamento	Autor
Velocidade do vento (Ven)	Anemômetro portátil	
Profundidade (Prof)	Sonda para profundidade - Hondex PS-7/LCD	
Temperatura da água (Tag)	Termistor acoplado a oxímetro	
Oxigênio dissolvido (O <sub>2</sub> )	Oxímetro digital portátil	
Zona eufótica (Zeu)	2,7 vezes a profundidade de extinção do disco de secchi	Cole (1994)
Zona de mistura (Zm)	Estimada de acordo com os perfis de temperatura da coluna de água	
Condutividade elétrica (Con)	Condutímetro digital portátil	
pH	pH metro digital portátil	
Turbidez (Tur)	Turbidímetro	
Material em Suspensão Total (MS), orgânico (MO) e inorgânico (MI)	Espectrofotômetro	Wetzel e Likens (2000)
Fósforo total (PT)	Espectrofotômetro	Golterman et al. (1978)
Fósforo solúvel reativo (PSR)	Espectrofotômetro	Golterman et al. (1978)
Nitrogênio total (NT)	Espectrofotômetro	Mackereth et al. (1978)
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	Espectrofotômetro	Giné et al. (1980)
Amônio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Espectrofotômetro	Koroleff (1976)
Razão nitrogênio e fósforo (N:P)	Razão molar entre nitrogênio (NO <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ) e fósforo (PSR)	
Clorofila <i>a</i> (clor)	Espectrofotômetro	Golterman et al. (1978)
Densidade fitoplanctônica	Contagem em campos aleatórios (média de 100 campos por amostra), em microscópio invertido.	Utermöhl (1958) e APHA (1995)
Volume celular	Fórmulas estereométricas adequadas à forma das células algais	Wetzel e Likens (2000); Sun e Liu (2003)
Biomassa fitoplanctônica	Biovolume fitoplanctônico obtido por meio da multiplicação da densidade populacional pelo volume dos indivíduos.	
Microcistinas	Imunoensaio específico para microcistinas (Envirologix, USA)	
Abundância dos principais grupos zooplanctônicos	Contagem utilizando câmera de Sedgewick-Rafter em microscópio óptico.	Bottrell et al. (1976)

O método de seleção *forward stepwise*, foi utilizado para determinar o conjunto de preditores com maior explicação. A importância dos preditores selecionados foi aferida através do (i) coeficiente de correlação parcial ( $R_{\text{parcial}}$ ), que representa a variância explicada por um preditor relativa à variância total da variável dependente, controlando o efeito dos demais preditores, e através do (ii) coeficiente angular padronizado (*Beta*), que é o parâmetro da relação x-y calculado após a padronização das variáveis em média 0 e desvio padrão de 1.

Os modelos apresentados nas análises de regressão linear múltipla indicam as variáveis influentes sobre a biomassa da comunidade fitoplanctônica. Os pressupostos destas análises foram analisados nos resíduos. Entretanto, para verificar especificamente as relações entre as concentrações de fósforo total e a biomassa fitoplanctônica foram

utilizadas correlações de Pearson e o programa Statistica versão 7.1 foi utilizado para a realização desta análise, bem como das regressões lineares efetuadas (StatiSoft Inc., 2005).

## RESULTADOS

No ano de 2006, a precipitação pluviométrica foi menor entre os meses de abril e agosto, com o maior valor registrado no mês de dezembro. A menor precipitação na região dos ribeirões do Corvo e Guairacá coincidiu com o período em que foi efetuado o experimento com os tanques-rede. Foram registradas chuvas apenas nos dias antecedentes às coletas realizadas antes da instalação dos tanques-rede e após 60 dias da instalação dos mesmos (Figura 4).

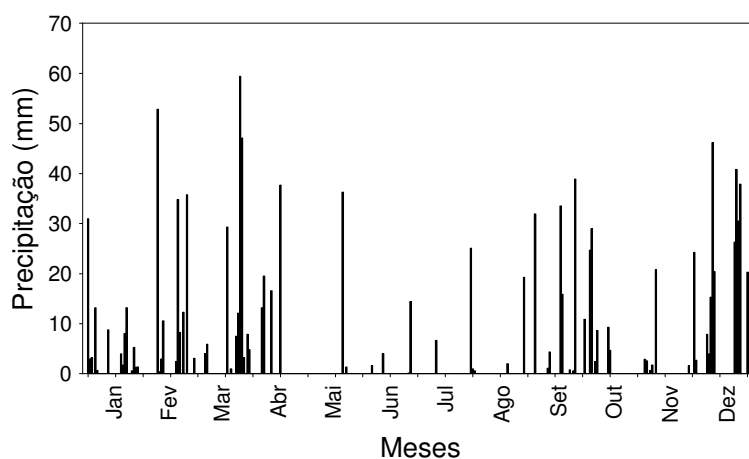


Figura 4 – Precipitação pluviométrica na área de estudo para o ano de 2006.

A análise da estrutura física da coluna de água dos ambientes mostrou elevada extensão da zona de mistura, especialmente durante as coletas realizadas antes da instalação dos tanques-rede (Figuras 5a,b). Nas coletas realizadas a montante dos tanques rede, a extensão da zona de mistura foi menor, devido, possivelmente, ao horário de realização das coletas, em torno das 12:00 hs, o que ocasionou aquecimento acentuado das camadas superficiais da coluna de água.

As profundidades dos pontos de amostragem foram similares entre si, sendo o maior valor (9,80 m) verificado no ribeirão Guairacá, à distância de 400m a jusante dos tanques-rede. Durante o experimento registrou-se aumento da extensão da zona eufótica e houve disponibilidade de luz na zona de mistura para ambos os ambientes, exceto nas coletas anteriores à instalação dos tanques-rede (Figuras 5a,b).

Os valores médios de pH estiveram próximos à neutralidade durante todo o experimento para os diferentes tratamentos e tempos de coleta, e foram ligeiramente

superiores no ribeirão Guairacá. A temperatura da água e as concentrações de oxigênio dissolvido foram maiores nas camadas superficiais da coluna de água, ao contrário das concentrações de  $\text{NH}_4$  que foram, em geral, maiores próximas ao sedimento. As demais variáveis abióticas não apresentaram padrão claro de diferenciação entre os extratos superficiais e profundos da coluna de água nos dois biótopos (Tabelas 2 e 3).

Ao longo do experimento a turbidez diminuiu juntamente com a temperatura da água, enquanto que os valores de oxigênio dissolvido e zona eufótica aumentaram para os dois biótopos. As concentrações de clorofila *a* foram maiores nas amostras de subsuperfície, e em geral, após o início do cultivo em tanques-rede (Tabelas 2 e 3).

Em geral, as concentrações de nitrogênio e fósforo totais apresentaram uma tendência de aumento após a instalação dos tanques-rede, porém, apenas para o ribeirão Guairacá foi observada diferença significativa entre os períodos analisados quanto ao nitrogênio total ( $F=13,7$ ,  $p < 0,05$ ). Para ambos os ribeirões os valores de fósforo solúvel reativo foram menores após o início do cultivo, e esta diferença foi significativa (Corvo:  $F=19,7$ ;  $p < 0,05$ ; Guairacá:  $F=18,1$ ;  $p < 0,05$ ).

Quanto ao nitrato, foram observadas diferenças significativas entre os períodos analisados, sendo que, para o ribeirão do Corvo as maiores concentrações foram registradas após o início do experimento ( $F=84,1$ ;  $p < 0,05$ ), ao contrário do observado para o ribeirão Guairacá ( $F=71,8$ ;  $p < 0,05$ ). Os valores de  $\text{NH}_4$ , assim como para o  $\text{NO}_3$ , apresentaram diferenças significativas entre os períodos analisados. No ribeirão Guairacá as concentrações de  $\text{NH}_4$  aumentaram após o início do cultivo ( $F=7,5$ ;  $p < 0,05$ ), enquanto que para o ribeirão do Corvo as concentrações deste nutriente foram menores ( $F=38,7$ ;  $p < 0,05$ ).

A razão N:P foi elevada, especialmente após a instalação dos tanques-rede. No ribeirão do Corvo os valores médios da razão N:P apresentaram constante aumento até o final do experimento e no ribeirão Guairacá os valores aumentaram, depois diminuíram no tempo 90 dias e voltaram a aumentar aos 120 dias de cultivo. Em geral, as variáveis abióticas não apresentaram diferenças marcantes entre os tratamentos para os dois ribeirões analisados, apenas os valores médios de nitrogênio total foram superiores próximos aos tanques no ribeirão do Corvo, todavia, não foram observadas diferenças significativas para todos os nutrientes avaliados, de acordo com as análises de variância realizadas (Tabelas 2 e 3).



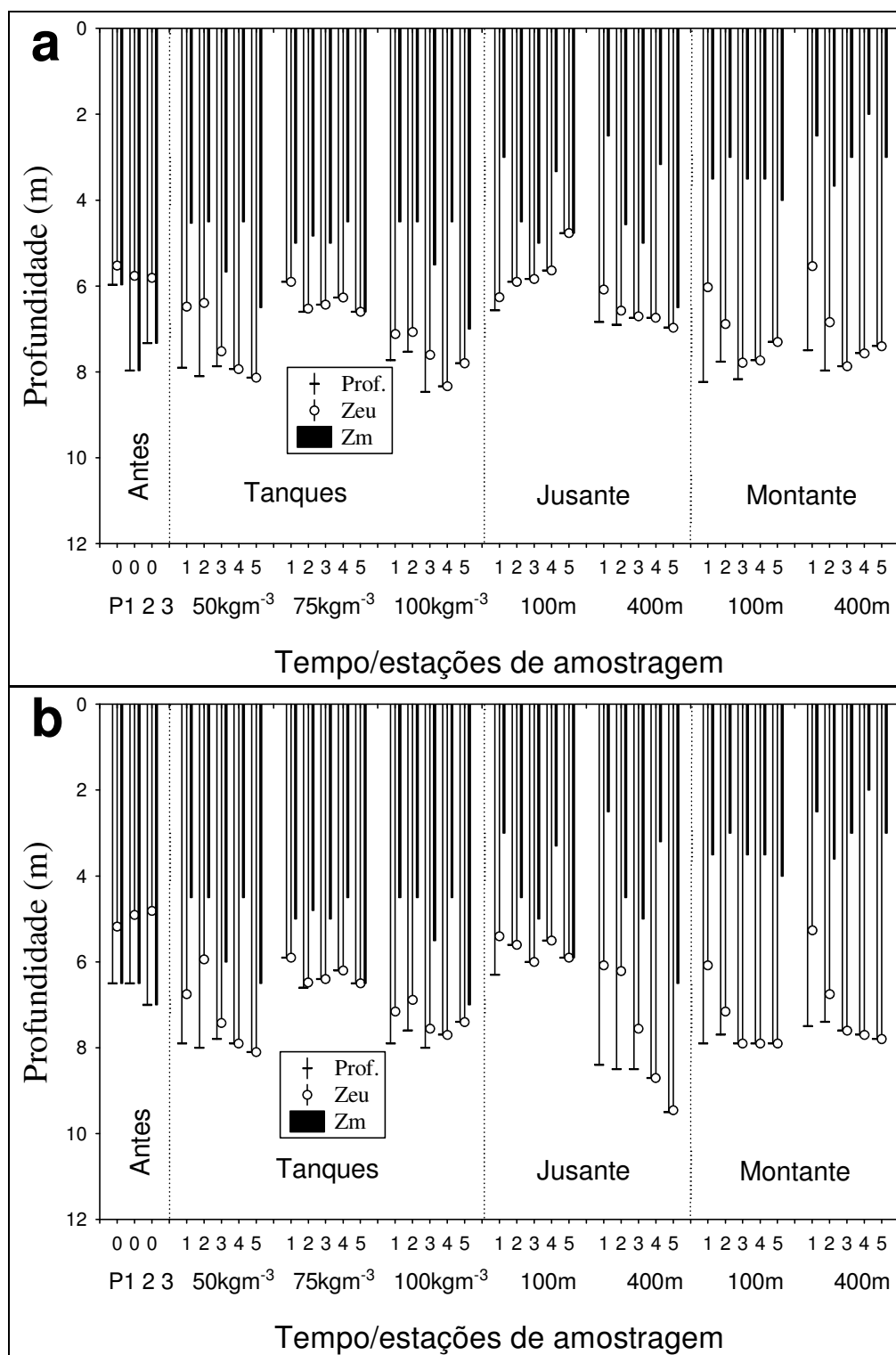


Figura 5 – Extensão (em metros), da profundidade total (Prof.), zona eufótica (Zeu) e zona de mistura (Zm), nas estações amostradas nos ribeirões do Corvo (a) e Guairacá (b). 0=antes; 1=15dias; 2=30dias; 3=60dias; 4=90dias; 5=120dias após a instalação dos tanques rede.

Tabela 2 – Valores das principais variáveis abióticas registradas nos ribeirões do Corvo e Guairacá durante período de estudo. Valores médios por tempo de coleta e coeficiente de variação para todo o período (CV %). S = subsuperfície; F = coleta próxima ao sedimento. Demais códigos disponíveis na tabela 1.

<b>Corvo</b>		<b>Ven</b> (m.s <sup>-1</sup> )	<b>Tag</b> (°C)	<b>O<sub>2</sub></b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>Tur</b> (NTU)	<b>MS</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>MI</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>MO</b> (mg.L <sup>-1</sup> )	<b>pH</b>	<b>Con</b> (μS.cm <sup>-1</sup> )	<b>NT</b> (μg.L <sup>-1</sup> )	<b>NO<sub>3</sub></b> (μg.L <sup>-1</sup> )	<b>NH<sub>4</sub></b> (μg.L <sup>-1</sup> )	<b>PT</b> (μg.L <sup>-1</sup> )	<b>PSR</b> (μg.L <sup>-1</sup> )	<b>N:P</b>	<b>Clor</b> (μg.L <sup>-1</sup> )
<b>Antes</b>	<b>S</b>	9,00	25,97	5,90	4,38	1,43	0,64	0,80	7,00	36,59	458,23	186,07	31,29	14,11	6,71	70,17	1,86
	<b>F</b>	-	25,72	4,15	4,99	1,22	0,58	0,63	6,77	34,34	488,86	177,02	41,63	14,18	9,17	55,04	1,16
<b>15 dias</b>	<b>S</b>	2,65	26,64	6,58	6,19	1,59	0,64	0,95	7,23	49,00	451,85	224,96	7,87	16,58	4,26	98,34	2,75
	<b>F</b>	-	23,88	3,94	5,69	1,61	0,85	0,76	6,73	40,56	428,76	225,47	19,30	13,81	5,47	95,71	1,33
<b>30 dias</b>	<b>S</b>	3,19	22,44	7,70	5,23	1,79	0,46	1,33	7,20	53,87	709,84	238,17	12,00	19,99	5,71	82,54	4,96
	<b>F</b>	-	20,52	6,41	4,13	1,14	0,40	0,74	6,71	42,28	622,34	251,89	20,85	14,67	5,88	83,93	2,54
<b>60 dias</b>	<b>S</b>	4,08	21,79	7,82	2,67	2,43	0,50	1,92	6,52	52,20	555,87	244,55	14,93	15,26	4,32	108,51	4,08
	<b>F</b>	-	20,76	6,43	2,59	1,84	0,51	1,33	6,43	47,07	519,64	260,38	21,79	12,46	4,28	126,46	2,02
<b>90 dias</b>	<b>S</b>	2,66	20,71	7,70	2,31	0,98	0,24	0,74	6,64	46,20	435,03	214,31	12,70	13,75	3,82	112,12	1,92
	<b>F</b>	-	18,81	5,76	2,97	1,20	0,50	0,70	6,21	40,78	463,87	226,62	26,45	14,09	5,10	109,30	1,59
<b>120 dias</b>	<b>S</b>	1,24	22,30	7,83	2,05	1,23	0,26	0,97	6,85	46,29	712,16	223,11	26,05	14,39	4,55	135,82	2,16
	<b>F</b>	-	21,24	6,03	2,28	1,11	0,31	0,80	6,67	44,09	661,91	227,87	28,22	11,93	3,79	131,36	1,74
<b>cv S</b>		54,03	9,63	9,74	46,34	37,52	68,67	40,68	4,71	13,18	29,02	9,19	57,50	22,61	42,76	37,68	31,77
<b>cv F</b>		-	9,73	23,29	39,23	43,06	80,51	40,11	4,16	15,92	28,05	11,16	32,88	18,31	40,69	36,02	42,96
<b>Guairacá</b>																	
<b>Antes</b>	<b>S</b>	6,30	26,12	6,65	6,66	1,10	0,56	0,54	7,31	58,54	522,01	368,15	4,73	14,73	8,80	67,10	1,86
	<b>F</b>	-	25,81	6,14	6,64	1,17	0,54	0,63	7,23	58,50	502,90	351,94	5,25	13,29	8,96	63,75	1,25
<b>15 dias</b>	<b>S</b>	2,09	27,01	7,25	7,63	1,76	0,67	1,09	8,10	67,87	449,02	286,01	6,64	18,57	5,20	102,83	3,15
	<b>F</b>	-	24,69	4,43	7,09	1,26	0,62	0,64	7,35	63,98	544,35	301,61	5,95	14,97	6,02	89,55	1,91
<b>30 dias</b>	<b>S</b>	2,58	23,87	7,06	4,98	0,82	0,16	0,66	7,16	58,74	601,60	309,49	8,59	15,73	5,50	100,27	2,64
	<b>F</b>	-	22,39	5,66	4,80	0,69	0,22	0,47	6,90	56,20	589,96	316,13	17,92	14,27	5,01	147,70	1,65
<b>60 dias</b>	<b>S</b>	3,56	22,26	7,85	4,74	1,44	0,55	0,89	7,15	61,45	723,41	291,53	6,32	12,82	4,85	105,95	2,25
	<b>F</b>	-	21,42	5,24	4,69	1,42	0,75	0,76	6,95	59,34	756,01	303,44	8,25	12,30	5,22	105,30	1,14
<b>90 dias</b>	<b>S</b>	3,57	21,40	8,75	4,93	1,32	0,48	0,85	7,58	58,38	732,89	245,12	8,78	16,23	8,63	49,80	3,61
	<b>F</b>	-	19,80	5,74	4,77	0,78	0,32	0,50	6,89	55,72	695,16	262,87	10,11	12,37	8,75	52,90	1,37
<b>120 dias</b>	<b>S</b>	4,80	22,50	7,52	2,55	0,80	0,34	0,46	7,12	61,61	615,39	253,46	12,09	11,61	4,26	107,45	0,70
	<b>F</b>	-	21,40	6,19	2,80	0,72	0,31	0,41	6,92	60,94	602,40	264,85	16,33	12,51	4,53	109,76	0,88
<b>cv S</b>		53,26	8,87	9,12	34,74	37,64	55,50	36,08	5,62	5,78	28,01	12,78	44,01	22,93	37,48	33,75	36,01
<b>cv F</b>		-	8,60	20,35	29,54	39,78	58,21	35,45	3,95	6,71	16,33	10,40	53,35	14,90	34,00	77,54	54,90

Tabela 3 – Valores das principais variáveis abióticas registradas nos ribeirões do Corvo e Guairacá durante período de estudo. Valores médios por tratamentos e coeficiente de variação para todo o período (CV %). Tratamento (50, 75, 100kg = tanques com densidade de 50, 75 e 100 Kg.m<sup>-3</sup>; j100, j400, m100 e m400 = distância de 100 e 400 m a jusante e montante dos tanques-rede, respectivamente). S = subsuperfície; F = coleta próxima ao sedimento. Demais códigos disponíveis na tabela 1.

Corvo		Ven (m.s <sup>-1</sup> )	Tag (°C)	O <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Tur (NTU)	MS (mg.L <sup>-1</sup> )	MI (mg.L <sup>-1</sup> )	MO (mg.L <sup>-1</sup> )	pH	Con (μS.cm <sup>-1</sup> )	NT (μg.L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> (μg.L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> (μg.L <sup>-1</sup> )	PT (μg.L <sup>-1</sup> )	PSR (μg.L <sup>-1</sup> )	N:P	Clor (μg.L <sup>-1</sup> )
50 kg	S	2,51	22,24	7,19	3,49	1,42	0,39	1,03	6,80	47,50	644,24	230,68	14,37	14,54	4,63	97,16	3,15
	F	-	21,02	5,75	3,85	1,46	0,57	0,88	6,55	40,86	614,44	237,52	26,44	13,63	4,14	134,45	2,10
75 kg	S	2,39	22,08	7,44	3,45	1,59	0,45	1,14	6,81	46,22	661,43	227,83	18,63	15,55	3,30	141,52	2,74
	F	-	20,80	5,11	3,23	1,17	0,47	0,70	6,41	38,56	555,19	239,56	25,81	12,70	5,78	105,51	1,45
100 kg	S	2,87	22,34	7,27	3,42	1,66	0,53	1,13	6,73	47,58	585,38	233,42	21,24	18,00	5,66	100,60	2,56
	F	-	20,86	5,74	3,47	1,34	0,55	0,79	6,49	41,92	563,93	245,95	25,36	13,40	5,36	105,54	1,84
j100	S	2,46	22,72	7,50	3,97	1,63	0,40	1,23	6,83	48,75	508,63	232,24	13,24	15,71	3,98	113,84	4,11
	F	-	21,55	6,46	3,94	1,73	0,65	1,09	6,73	45,21	525,75	237,41	17,65	15,09	4,15	117,36	2,68
j400	S	3,43	23,26	7,81	4,06	1,54	0,33	1,21	7,07	52,01	513,46	228,57	8,48	15,54	4,59	104,27	3,44
	F	-	21,41	5,97	3,43	1,34	0,41	0,93	6,71	44,85	486,08	235,15	19,42	13,31	4,45	108,80	1,70
m100	S	3,41	23,41	7,70	3,94	1,84	0,52	1,33	7,03	53,01	567,23	222,91	13,12	16,96	4,44	108,38	3,11
	F	-	20,87	5,50	3,55	1,44	0,54	0,89	6,47	45,11	541,45	236,53	24,02	13,04	5,01	100,05	1,62
m400	S	2,28	23,41	7,78	3,51	1,54	0,33	1,21	6,94	51,52	530,28	227,49	13,88	15,66	5,14	86,50	3,10
	F	-	20,80	5,46	3,26	1,19	0,41	0,78	6,50	44,15	488,29	237,01	24,55	12,58	5,42	93,75	1,53
cv S		54,03	9,63	9,74	46,34	37,52	68,67	40,68	4,71	13,18	29,02	9,19	57,50	22,61	42,76	37,68	31,77
cv F		-	9,73	23,29	39,23	43,06	80,51	40,11	4,16	15,92	28,05	11,16	32,88	18,31	40,69	36,02	42,96
<b>Guairacá</b>																	
50 kg	S	4,54	23,14	7,55	5,30	1,21	0,37	0,84	7,29	60,92	576,52	280,56	8,82	14,90	5,93	84,47	2,56
	F	-	22,06	5,46	4,58	0,87	0,41	0,46	7,04	61,20	687,30	290,63	11,68	12,36	5,40	101,33	1,42
75 kg	S	1,11	22,78	7,47	4,39	1,16	0,45	0,71	7,24	61,24	690,68	279,70	10,89	16,12	4,89	107,04	2,16
	F	-	21,78	5,01	4,75	0,82	0,29	0,53	7,03	60,88	613,01	293,97	13,49	12,39	5,04	112,79	1,20
100 kg	S	4,12	22,98	7,40	4,91	1,15	0,41	0,74	7,28	61,00	677,18	279,00	8,62	15,48	5,12	103,40	2,66
	F	-	21,60	4,81	4,86	1,00	0,43	0,57	6,78	55,82	638,33	300,42	13,66	13,02	6,57	84,35	1,02
j100	S	3,37	23,31	7,72	4,97	1,31	0,51	0,80	7,39	61,51	617,50	278,91	7,39	14,43	5,76	91,64	1,86
	F	-	22,01	5,74	4,81	1,07	0,49	0,58	7,01	59,47	629,47	288,34	11,36	13,68	6,11	90,27	1,44
j400	S	3,06	23,65	7,89	5,07	1,21	0,45	0,76	7,65	62,61	613,04	273,01	7,52	14,41	5,94	86,35	2,46
	F	-	22,03	5,91	4,80	0,85	0,39	0,51	7,15	60,38	636,13	289,95	10,14	12,84	6,04	90,15	1,09
m100	S	3,07	23,89	7,88	5,09	1,28	0,44	0,84	7,55	62,20	627,23	273,07	8,37	14,38	6,42	87,88	3,10
	F	-	22,03	5,79	5,13	1,09	0,53	0,56	7,02	58,82	624,49	282,76	10,90	13,79	6,64	83,92	1,60
m400	S	3,98	24,11	7,89	5,04	1,28	0,45	0,83	7,54	61,77	569,09	275,60	7,76	15,21	5,75	92,03	2,62
	F	-	22,07	5,46	4,88	1,12	0,57	0,67	6,99	58,07	634,27	282,37	10,76	14,91	5,53	93,75	1,96
cv S		53,26	8,87	9,12	34,74	37,64	55,50	36,08	5,62	5,78	28,01	12,78	44,01	22,93	37,48	33,75	36,01
cv F		-	8,60	20,35	29,54	39,78	58,21	35,45	3,95	6,71	16,33	10,40	53,35	14,90	34,00	77,54	54,90

Os valores de coeficiente de variação (Tabelas 2 e 3) mostraram que o pH, a temperatura da água, a condutividade elétrica, as concentrações de oxigênio dissolvido e o  $\text{NO}_3$  foram as variáveis que apresentaram a menor variabilidade durante o período de estudo, ao contrário do registrado para velocidade do vento, material em suspensão total, orgânico e inorgânico, clorofila *a*,  $\text{NH}_4$  e PSR para ambos os biótopos. No ribeirão Guairacá a razão N:P próxima ao sedimento também apresentaram elevada variabilidade ( $\text{CV} > 70\%$ ).

O biovolume fitoplanctônico foi elevado ( $> 2 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) mesmo antes da instalação dos tanques-rede no ribeirão do Corvo, com contribuição massiva de Cyanobacteria. Para o ribeirão Guairacá, no entanto, os valores médios desse atributo foram menores que  $0,6 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$  nas amostragem anteriores ao experimento (Figuras 6a,b), e os principais grupos foram Cyanobacteria, Cryptophyceae e Bacillariophyceae.

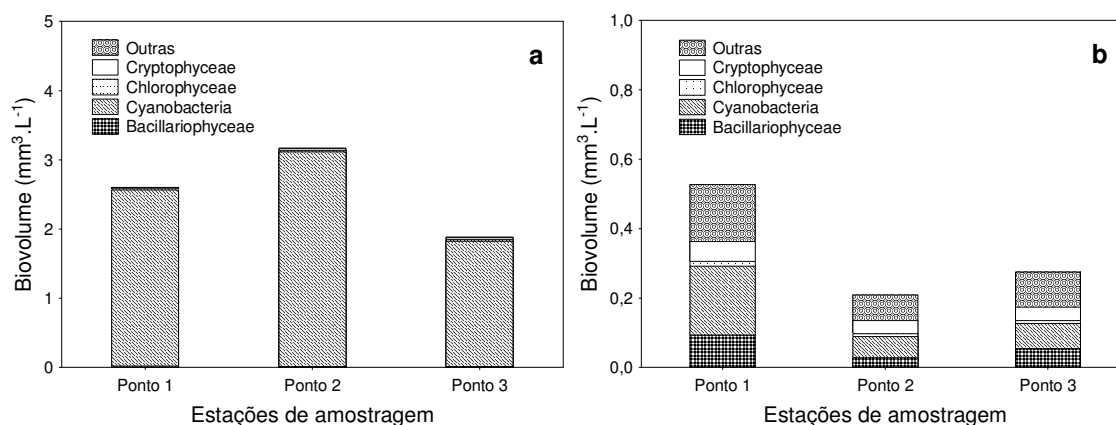


Figura 6: Biovolume fitoplanctônico médio por grupo taxonômico, para os três pontos de amostragem nos ribeirões do Corvo (a) e Guairacá (b) amostrados antes da instalação dos tanques-rede. Observar diferenças na escala.

Após a instalação dos tanques-rede foi observado aumento do biovolume fitoplanctônico nos dois ribeirões estudados, principalmente após 30 dias do início do cultivo e para o Guairacá, também após 90 dias. Este atributo apresentou padrão de variação oscilatório, todavia, os valores observados aos 120 dias de coleta, mantiveram-se superiores aos registrados antes do início do cultivo das tilápias para os dois biótopos (Figuras 6, 7a e 8a).

No ribeirão do Corvo, o biovolume médio, por tempo, esteve entre  $2,5 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$  na coleta anterior ao início da criação das tilápias, e  $27 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$  após 30 dias, sendo o maior valor médio, por tratamento ( $22,4 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) observado a jusante (400m) dos tanques-rede (Figura 7a). No ribeirão Guairacá, o menor biovolume médio, por tempo ( $0,2 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ )

também foi registrado antes do início do cultivo e o maior ( $6,6 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) após 90 dias, e por tratamento, foi registrado o maior valor médio ( $7,86 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) a distância de 400 metros a jusante dos tanques (Figura 8a).

Cyanobacteria foi o grupo que mais contribuiu com o biovolume fitoplanctônico nos ribeirões do Corvo e Guairacá, após a instalação dos tanques-rede, enquanto que os outros grupos fitoplanctônicos contribuíram para a biomassa com valores abaixo de 0,3 e  $0,8 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente, durante todo o período de estudo. No ribeirão Guairacá foi observado um pico de biovolume das cianobactérias após 90 dias do início do cultivo e a 400 metros a jusante dos tanques-rede (Figuras 7b,c e 8b,c).

As análises de variância realizadas para os valores de biovolume fitoplanctônico, tanto para o ribeirão do Corvo quanto para o Guairacá, mostraram que ocorreram diferenças significativas quanto ao período de estudo, e os maiores valores desse atributo foram registrados após o início do cultivo. No entanto, quanto à escala espacial, ou seja, quanto aos tratamentos utilizados, não foram observadas diferenças significativas para o biovolume em ambos os ribeirões (Tabela 4).

Tabela 4 – Resultados das Anovas bifatoriais avaliando-se a fonte de variação espacial (tratamento: tanques, jusante e monantes – fator 1), temporal (período: antes e depois - fator 2) e a interação entre essas fontes (\*), para o biovolume fitoplanctônico dos ribeirões do Corvo e Guairacá. GL = graus de liberdade; F = valor da estatística F para o nível de significância adotado; p = probabilidade de encontrar uma estatística F maior que a obtida (nível de significância). Valores em negrito indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

Local	Variável	Efeitos	GL	F	p
Corvo	Biovolume	Tratamento	2	0,1200	0,8870
		Período	1	33,2642	<b>0,0000</b>
		Tratamento*Período	2	0,7392	0,4798
Guairacá	Biovolume	Tratamento	2	0,0752	0,9276
		Tempo	1	7,8054	<b>0,0062</b>
		Tratamento*Período	2	0,1177	0,8891

Foram observados elevados valores médios de biomassa total e de Cyanobacteria também nas amostras coletadas próximas ao sedimento de cada um dos ribeirões ao longo dos tempos e tratamentos analisados, valores estes que foram maiores para o ribeirão do Corvo (Figuras 9a-f; 10a-f). Nas amostragens realizadas próximo ao sedimento dos ribeirões, a maior biomassa total e de cianobactérias (média) foram registrados após 30 dias do início do cultivo, enquanto que para os demais grupos fitoplanctônicos observou-se um aumento de sua contribuição no final do experimento, todavia, foram menores que  $0,4 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$  (Figura 9a-f).

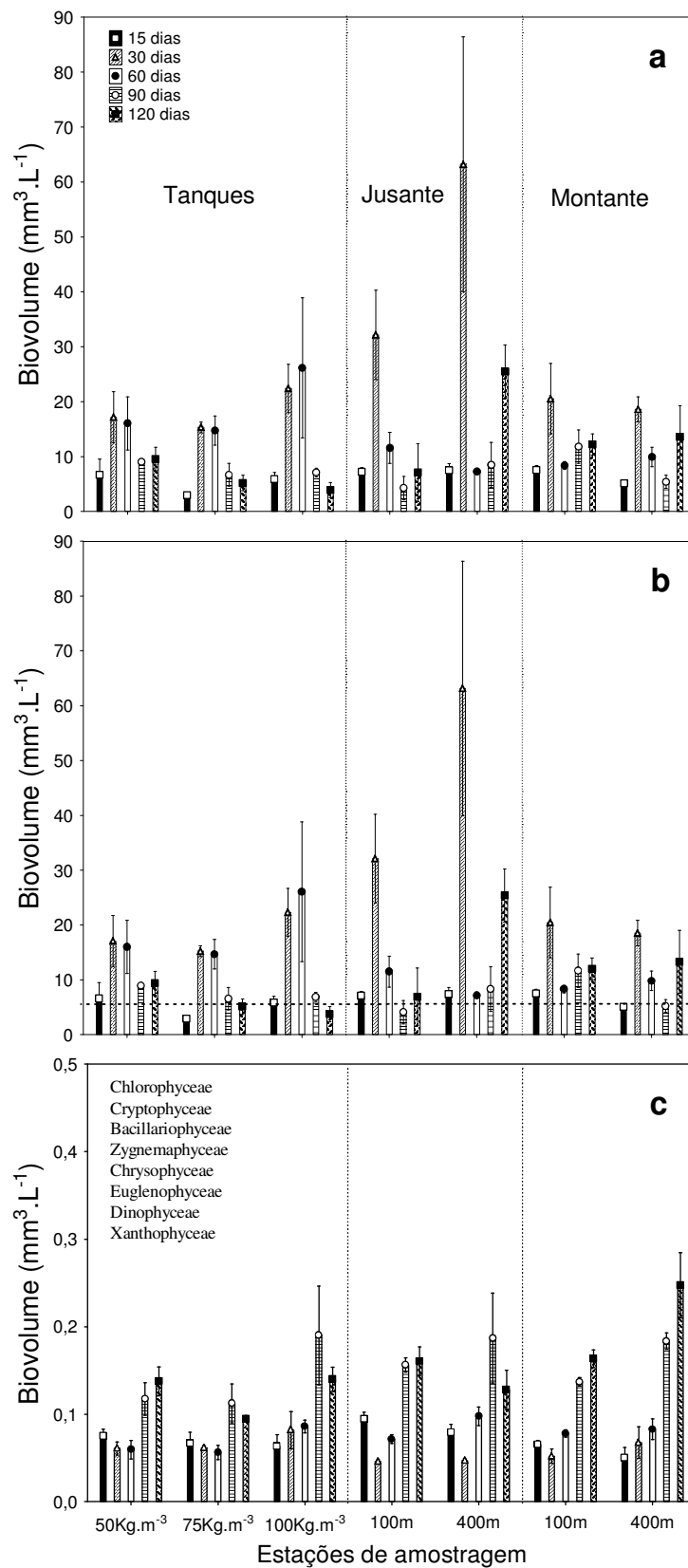


Figura 7 – Biovolume total (a), de Cyanobacteria (b) e dos outros grupos (c) fitoplanctônicos, nos diferentes pontos de amostragem ao longo do tempo para a subsuperfície do ribeirão do Corvo. Média +/- erro padrão. Observar diferenças na escala. Linha pontilhada indica o valor máximo permitido quanto ao biovolume de cianobactérias em copos de água da Classe 2 segundo a resolução do CONAMA n° 357/2005.

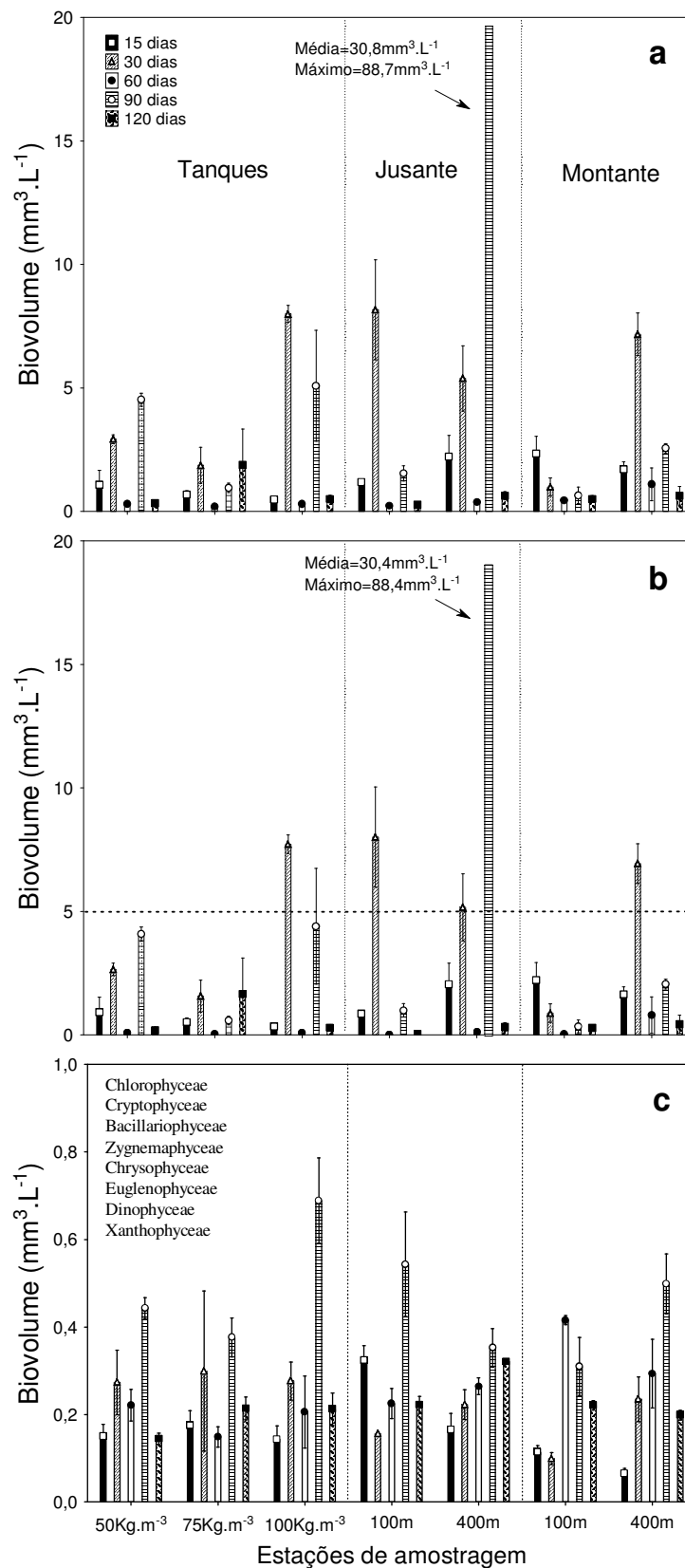


Figura 8 – Biovolume total (a), de Cyanobacteria (b) e dos outros grupos (c) fitoplanctônicos, nos diferentes pontos de amostragem ao longo do tempo para a subsuperfície do ribeirão Guairacá. Média +/- erro padrão. Observar diferenças na escala. Linha pontilhada indica o valor máximo permitido quanto ao biovolume de cianobactérias em copos de água da Classe 2 segundo a resolução do CONAMA n° 357/2005.

Para os diferentes tratamentos analisados, os valores médios de biomassa fitoplanctônica total e dos principais grupos foram similares, exceto para o ribeirão Guairacá, cujos valores médios de biomassa total e de cianobactérias foram maiores próximo aos tanques e à distância de 400m a jusante dos mesmos (Figura 10a-f).

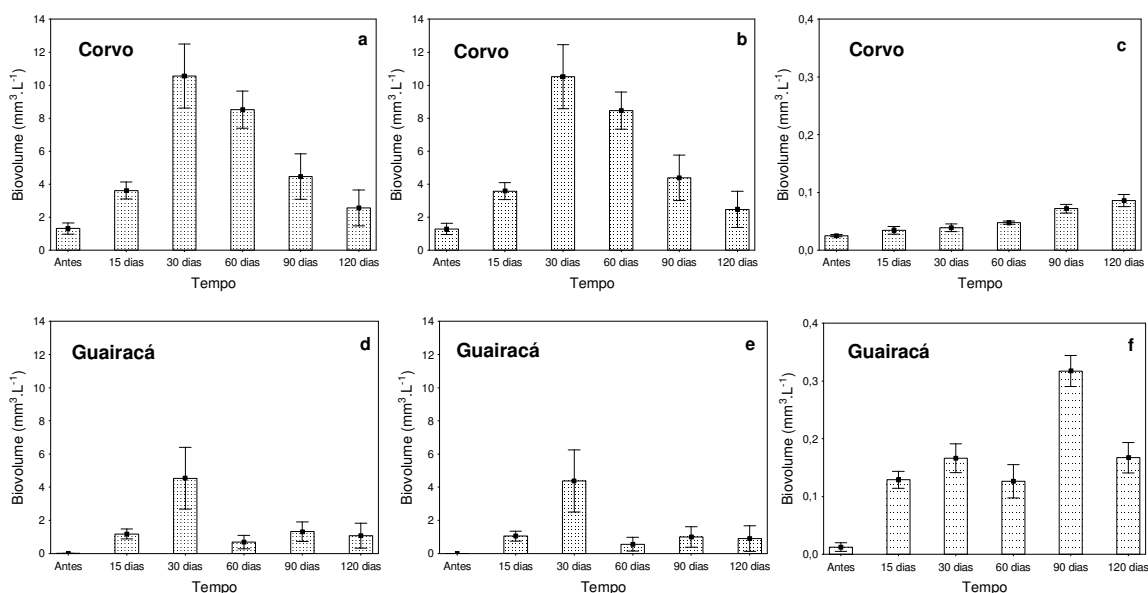


Figura 9 – Biovolume total (a,d), de Cyanobacteria (b,e) e dos outros grupos (c,f) fitoplanctônicos, por tempo, nos ribeirões do Corvo e Guairacá para amostras coletadas próximas ao sedimento. Média +/- erro padrão para os diversos tratamentos. Observar diferenças na escala.

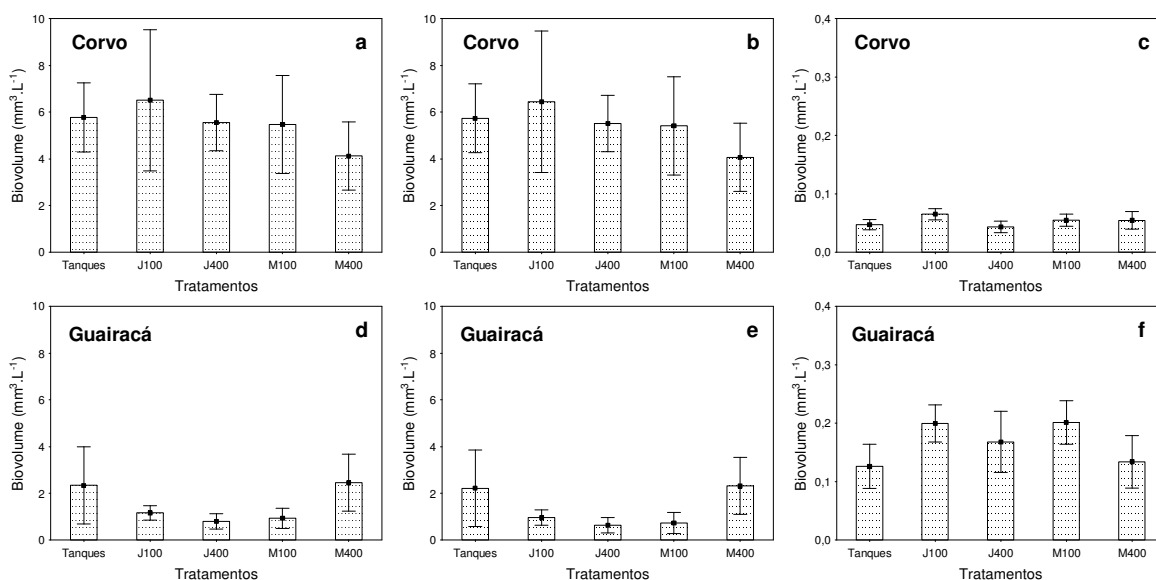


Figura 10 – Biovolume total (a,d), de Cyanobacteria (b,e) e dos outros grupos (c,f) fitoplanctônicos, por tratamento, nos ribeirões do Corvo e Guairacá para amostras coletadas próximas ao sedimento. Média +/- erro padrão para os diversos tempos. J100, J400, M100 e M400 = distâncias de 100 e 400 metros a jusante e montante dos tanques-rede, respectivamente. Observar diferenças na escala.



No ribeirão do Corvo ao longo de todo o estudo, foi registrado a dominância, em biovolume, das espécies, *Radiocystis fernandoi* Komárek et Komárková-Legnerová e *Microcystis protocystis* Crow, as quais foram enquadradas no grupo funcional **M**, (Figura 11a). No Ribeirão Guairacá, ocorreu dominância de vários táxons: *Radiocystis fernandoi* Komárek et Komárková-Legnerová, *Microcystis protocystis* Crow, *Microcystis aeruginosa* Kütz. e *Microcystis* sp., (GF **M**), *Anabaena circinalis* Rab. (GF **H<sub>1</sub>**), *Aulacoseira ambigua* (Grun.) Sim. (GF **C**), *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. (GF **P**), *Cryptomonas marssonii* Skuja (GF **Y**), *Chroomonas acuta* Uterm. e *Plagioselmis* sp. (GF **X<sub>2</sub>**) (Figura 11b).

Correlações positivas entre as concentrações de fósforo total e a biomassa fitoplanctônica foram observadas nos ribeirões estudados, com maiores valores de correlação de Pearson para a biomassa estimada pela clorofila *a* (Figura 12a,b). Todavia, as análises de regressão linear múltipla realizadas mostraram que outros fatores também influenciaram a biomassa desta comunidade, estimada tanto em biovolume quanto em clorofila *a* (Tabela 5).

Os resultados das análises de regressão múltipla indicam que o biovolume fitoplanctônico pode ser predito utilizando-se os valores de fósforo total, nitrato, fósforo solúvel reativo, temperatura da água e material em suspensão inorgânico. O modelo encontrado é apresentado abaixo:

$$\text{Log biovolume} = \log (14,9 + 2,5\text{PT} - 2,1 \text{NO}_3 - 0,7\text{PSR} - 2,1\text{Tag} - 1,2\text{MI})$$

Quanto à regressão feita para a biomassa fitoplanctônica estimada pelas concentrações de clorofila *a*, as principais variáveis preditoras foram o fósforo total e a temperatura da água, como apresentado no modelo abaixo.

$$\text{Log Clorofila } a = \log ( 1,1\text{PT} - 0,9\text{Tag} )$$

Ressalta-se que, para ambos os modelos, não foram obtidos resíduos discrepantes, demonstrando que as relações encontradas podem ser empregadas no espectro de resultados analisados. As variáveis que mais se destacaram para a elaboração dos modelos foram as que apresentaram os maiores valores de correlação parcial ( $R_{\text{parcial}}$ ) e coeficiente angular padronizado (*Beta*), que podem ser observadas na tabela 5, juntamente com a porcentagem de explicação de cada modelo.

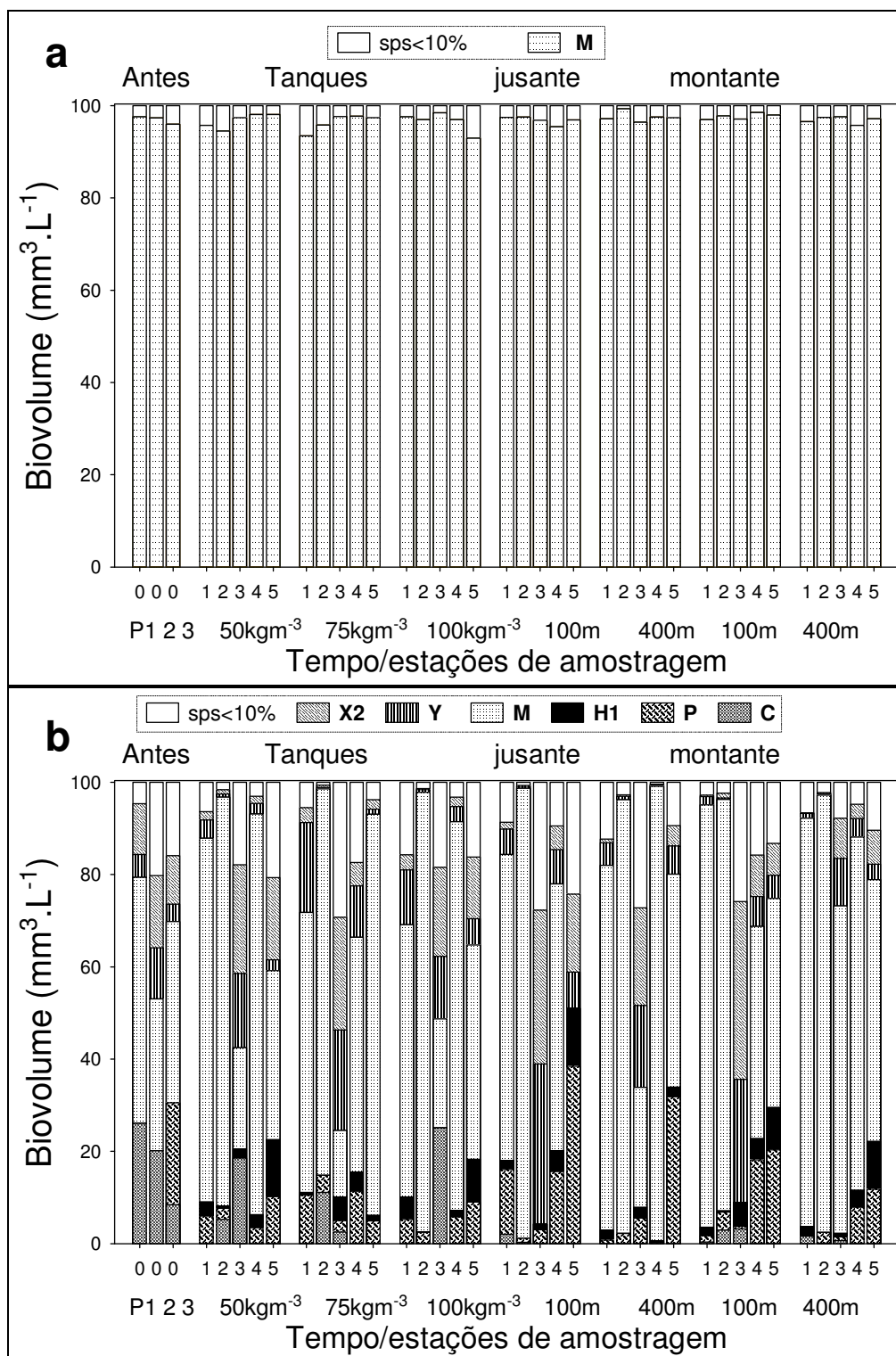


Figura 11 – Contribuição relativa dos grupos funcionais (%) para o biovolume fitoplanctônico nas estações amostradas e ao longo do tempo nos ribeirões do Corvo (a) e Guairacá (b). 0=antes; 1=15dias; 2=30dias; 3=60dias; 4=90dias; 5=120dias após a instalação dos tanques rede. Grupos funcionais: C, P, H1, M, Y e X2. “sps”=espécies.

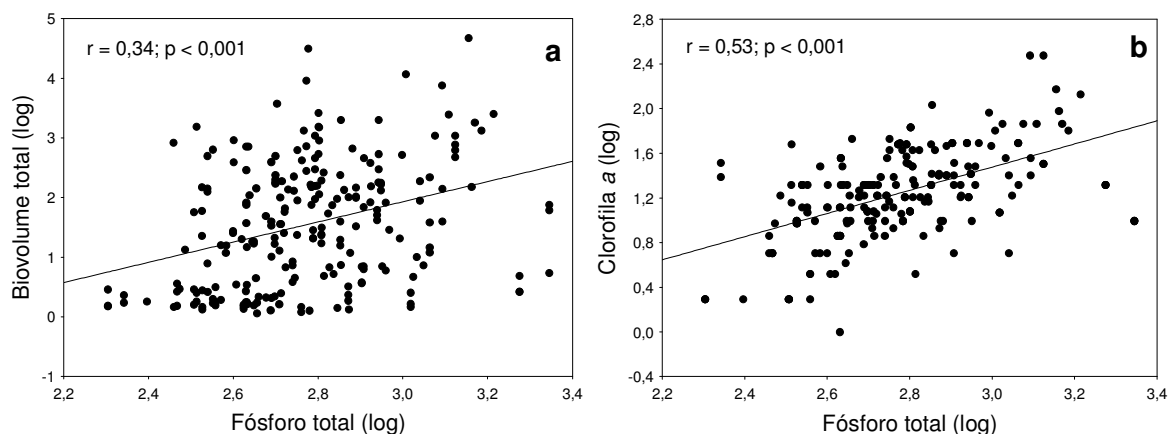


Figura 12 – Relação entre (a) as concentrações de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e o biovolume fitoplanctônico ( $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ ) e (b) as concentrações de fósforo total ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e a clorofila *a* ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) obtidas para os experimentos realizados nos ribeirões do Corvo e Guairacá. Dados logaritimizados.

Tabela 5 – Sumário das análises de regressão linear múltipla. Apenas relações significativas foram representadas.

Dependentes (log)	Independentes (log)	Beta	Rparcial	t	p	R <sup>2</sup>
Biovolume ( $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ )	Intercepto			5,635	0,000	38%
	NO <sub>3</sub>	-0,327	-0,375	-5,972	0,000	
	PT	0,492	0,496	8,441	0,000	
	MI	-0,199	-0,228	-3,457	0,001	
	PSR	-0,216	-0,252	-3,845	0,000	
	Tag	-0,175	-0,197	-2,972	0,003	
Clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	PT	0,567	0,554	9,790	0,000	35%
	Tag	-0,200	-0,212	-3,198	0,002	

As análises realizadas para detecção de cianotoxinas, feitas a partir de amostras de água obtidas após 30 dias da instalação dos tanques-rede, identificaram a presença de microcistinas (LR), ou seja, revelaram a ocorrência de cepas tóxicas de cianobactérias nos ribeirões estudados. As concentrações de microcistinas encontradas nas amostras de água coletadas próximas aos tanques-rede nos ribeirões do Corvo e Guairacá foram de  $2,5 \mu\text{g.L}^{-1}$  e  $1,94 \mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente.

## DISCUSSÃO

O presente estudo foi realizado entre as estações de outono e inverno na região do médio Paranapanema (PR/SP), sendo as maiores temperaturas da água registradas durante as primeiras amostragens, que corresponderam ao outono. Os altos valores de velocidade do vento, especialmente verificados durante as coletas realizadas antes da instalação dos

tanques-rede, aliados à baixa profundidade dos pontos de amostragem e a influência lítica dos ribeirões em seus braços, constituíram fatores importantes na determinação do padrão de mistura da coluna de água observado. No ribeirão Guairacá, observou-se também a influência das águas do rio Paranapanema neste braço devido à proximidade do local de instalação dos tanques-rede da sua foz no reservatório de Rosana.

Em geral, os maiores valores de nitrogênio e fósforo totais foram registrados após o início do cultivo. Foi registrado aumento significativo das concentrações de nitrato no ribeirão do Corvo e de nitrogênio total e amônia no ribeirão Guairacá durante o experimento, valores que foram influenciados, provavelmente pelos restos das rações não consumidas e excretas dos peixes despejados diretamente na coluna de água. Outros estudos também observaram aumento das concentrações de nutrientes em ambientes com cultivo de organismos em tanques-rede (Stirling e Dey, 1990; Diaz et al., 2001; Temporetti et al., 2001; Guo e Li, 2003; Alves e Bacarin, 2005; Guo et al., 2009).

Todavia, o aumento nas concentrações de nutrientes não apresentou elevada magnitude, devido, possivelmente, ao pequeno número de tanques-rede e peixes utilizados, estações do ano monitoradas (outono/inverno), hidrodinâmica dos ribeirões, processo de sedimentação e também a absorção dos nutrientes realizada pelas demais comunidades aquáticas fotossintetizantes, como macrófitas aquáticas e perifíton.

Quanto ao fósforo solúvel reativo, foi observada diminuição significativa nos valores médios desse nutriente ao longo do tempo, devido, provavelmente à rápida absorção do mesmo pelo fitoplâncton, sua deposição no sedimento, ou ainda, por seu carreamento ao longo do curso dos ribeirões do Corvo e Guairacá. De acordo com Alves e Bacarin (2005) os nutrientes solúveis podem ter sua distribuição influenciada pela ação de correntes e podem não se concentrar apenas no local onde são liberados.

Considerando-se as variações espaciais, tanto as concentrações de nutrientes, quanto o biovolume do fitoplâncton não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos, durante todo o período de estudo, o que pode ter sido influenciada pela hidrodinâmica dos biótopos, que como já mencionado, apresentaram extensa zona de mistura, forte ação dos ventos, influência lítica dos ribeirões nos braços, além da maior influência das águas do reservatório de Rosana no caso do ribeirão Guairacá.

Quanto à escala temporal, constatou-se diferença significativa entre os períodos analisados para alguns nutrientes, e para o biovolume fitoplanctônico, sendo os maiores valores deste último registrados após o início do cultivo, principalmente decorridos 15 e 30

dias do início do experimento, fato que pode ser atribuído, possivelmente, à incorporação de nutrientes, advindos da criação das tilápias. Especialmente para o ribeirão Guairacá, as alterações quanto ao biovolume do fitoplâncton entre as coletas realizadas antes e depois da instalação dos tanques-rede foram bastante evidentes, não só para os valores deste atributo, mas também em relação aos grupos fitoplanctônicos dominantes.

A dominância de Cyanobacteria tem sido atribuída a uma série de fatores, como por exemplo, a alta afinidade por fósforo, capacidade de regular sua posição na coluna de água, resistência a predação, além de condições climatológicas que favorecem o seu desenvolvimento, como o aquecimento global (Ganf, 1974; Haney, 1987; Padisák, 1998; Chorus e Bartram, 1999; Reynolds et al., 2002; Kozak e Goldyn, 2004; Bovo-Scomparin e Train, 2008). No presente estudo, registrou-se elevado biovolume das cianobactérias, devido, provavelmente, a disponibilidade de luz e nutrientes existentes nos ribeirões, sua baixa palatabilidade e produção de toxinas. No reservatório de Itaipu, Estado do Paraná, também foram observadas florações de cianobactérias em locais com cultivo de peixes em tanques-rede (Agostinho et al., 2007).

O biovolume fitoplanctônico total apresentou oscilações ao longo do período de estudo, fato que pode ser explicado pela estratégia de sobrevivência das cianobactérias, que possuem a capacidade de permanecer próximo ao sedimento, para aproveitar os nutrientes que se acumulam nas camadas intersticiais do fundo dos corpos de água, e depois, em condições favoráveis, têm a capacidade de retornar para a coluna de água (Barbiero e Welch, 1992; Brunberg e Blomqvist, 2003; Latour e Giraudet, 2004). De fato, constatou-se elevada biomassa de cianobactérias nas amostras próximas ao sedimento de ambos os ribeirões.

O recrutamento de cianobactérias a partir do sedimento tem sido observado como estratégia de sobrevivência e de desenvolvimento de espécies heterocitadas, que possuem portanto, células especiais de resistência, os acinetos, (Barbiero e Welch, 1992; Barbiero e Kann, 1994; Karlsson-Elfgren e Brunberg, 2004) bem como para espécies não-heterocitadas, como as pertencentes aos gêneros *Radiocystis* e *Microcystis*, dominantes no presente estudo (Barbiero e Welch, 1992; Barbiero e Kann, 1994; Brunberg e Blomqvist, 2003; Latour e Giraudet, 2004; Latour et al., 2007; Fonseca, 2008). De fato, Fonseca (2008) observou recrutamento de *Radiocystis fernandoi* no sedimento do ribeirão do Corvo no mesmo período do presente estudo. Destaca-se ainda, que a presença de cianotoxinas já foi detectada mesmo em espécies epipélicas de *Microcystis* (Mohamed et al., 2006; 2007).

Apesar dos valores de microcistinas registrados nos ribeirões do Corvo e Guairacá durante o experimento serem menores que os observados para alguns outros biótopos brasileiros (Yunes et al., 1998; Hirooka et al., 1999; Minillo et al., 2000; Fernandes et al., 2005), estes servem de alerta para os problemas que podem ser ocasionados pelo consumo de peixes contaminados, pois vários autores comprovaram a bioacumulação de cianotoxinas em peixes (Zimba et al., 2001; Magalhães et al., 2001; 2003; Mohamed et al., 2003; Soares et al., 2004; Jos et al., 2005; Xie et al., 2005; Deblois et al., 2008). Em vista da existência de recomendação quanto à quantidade máxima para a ingestão diária de microcistinas pela Organização Mundial de Saúde - OMS (Chorus e Bartram, 1999), faz-se necessário o monitoramento destas toxinas em sistemas de cultivo de organismos aquáticos, em ocasiões de florações de cianobactérias, tanto nos corpos de água, como também nas espécies cultivadas.

Os problemas gerados pela eutrofização dos ambientes aquáticos e a consequente proliferação de cianobactérias e suas cianotoxinas devem receber especial atenção nos ribeirões estudados, uma vez que os mesmos deságuam no reservatório de Rosana, e que a jusante deste, está localizada uma área de preservação da biodiversidade, a Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, que representa o último remanescente de várzea do rio Paraná em território brasileiro (Agostinho et al., 2002; Takeda et al., 2002).

Alterações na estrutura e dinâmica do fitoplâncton ocorrem de acordo com as estratégias individuais de desenvolvimento das espécies, baseadas em suas características morfológico-funcionais (Reynolds, 1988, 1997; Reynolds et al., 2002; Padisák et al., 2006, 2009). Os grupos funcionais fitoplanctônicos têm sido utilizados com sucesso na caracterização ambiental e são mais eficazes que a análise direta dos fatores físicos e químicos (Huszar et al. 1998, 2000; Reynolds et al., 2000; 2002; Kruk et al., 2002; Padisák et al., 2006; 2009; Bovo-Scomparin e Train, 2008).

No Ribeirão do Corvo, durante todo o experimento, observou-se a ocorrência de apenas um grupo funcional (GF **M**), o qual também foi o grupo que mais contribuiu para o biovolume fitoplanctônico no Ribeirão Guairacá. As espécies pertencentes ao grupo funcional **M** são características de ambientes eutróficos, de baixas latitudes, com disponibilidade luminosa, e que apresentam mistura da coluna de água (Reynolds et al. 2002), condições ambientais que foram observadas em ambos os ribeirões quando este grupo funcional foi dominante. *Radiocystis fernandoi* foi incluído no GF **L<sub>0</sub>** por Padisák et

al. (2009), entretanto, optou-se por manter este táxon no GF **M** devido a sua morfologia e requerimentos ambientais semelhantes aos das espécies de *Microcystis*. Outros autores também enquadraram este táxon no GF **M** (Rodrigues, 2007; Borges et al. 2008; Bovo-Scomparin e Train, 2008).

O grupo funcional **C** (*Aulacoseira ambigua*) é típico de ambientes pequenos a médios, eutróficos, em condições de mistura total da coluna de água, sendo sensíveis a estratificação, enquanto que o GF **P** (*Aulacoseira granulata*) ocorre em ambientes de elevado grau de trofia, assim como o GF **C**, mas que tenham ao menos, uma camada de mistura equivalente ou maior que 2 a 3 metros de profundidade (Reynolds, et al., 2002; Padisák et al., 2009). Estas condições ambientais citadas anteriormente foram observadas no ribeirão Guairacá, quando os grupos funcionais **C** e **P** foram registrados.

O grupo funcional **Y** (*Cryptomonas marssonii*) que ocorreu no ribeirão Guairacá em todo o período de estudo e locais amostrados, sobretudo antes da instalação dos tanques-rede e após 60 dias do início do experimento (ocasiões em que se registraram os menores biovolumes totais fitoplanctônicos), foi favorecido pelas condições de disponibilidade de luz, nutrientes e mistura total da coluna de água. Em estudos anteriores no reservatório de Rosana, a dominância do gênero *Cryptomonas* já havia sido verificada e relacionada às condições de mistura da coluna de água deste reservatório (Rodrigues et al., 2005; Train et al., 2005). Destaca-se também a característica oportunista deste grupo funcional (Reynolds, et al., 2002) ressaltada por Padisák et al. (2003; 2009) que afirmam que este grupo ocorre em praticamente todos os ecossistemas aquáticos e coexiste com quase todos os outros grupos funcionais do fitoplâncton.

O grupo funcional **X2**, representado por *Chroomonas acuta* e *Plagioselmis* sp., foi favorecido no ribeirão Guairacá pelas condições de mistura da coluna de água, baixa profundidade e disponibilidade de nutrientes (meso-eutrófico), características que estiveram de acordo com as propostas para este grupo funcional segundo Reynolds et al., (2002) e Padisák et al., (2009) e também foi mais importante quando o biovolume fitoplanctônico total foi menor. A ocorrência deste grupo funcional foi observada em diversos lagos por Padisák et al. (2003) nas mesmas condições acima mencionadas, e especialmente nos lagos que apresentaram baixa biomassa fitoplanctônica.

*Anabaena circinalis* (GF **H<sub>1</sub>**) que em geral, apresentou escassa contribuição para o biovolume fitoplanctônico no ribeirão Guairacá, foi favorecida, provavelmente pela disponibilidade de luz ( $Z_{eu} > 1,5$  m), fósforo e também de nitrogênio, pois neste estudo, o

ambiente não esteve limitado por nitrogênio, haja vista as elevadas razões N:P (> 14:1), concentrações de nitrogênio total e a ocorrência de heterocitos em poucos filamentos. Florações desta espécie têm sido verificadas em condições de estratificação da coluna de água (Reynolds et al., 2002; Westwood e Ganf, 2004, Bovo-Scomparin e Train, 2008), logo, as condições desfavoráveis de mistura da coluna de água observadas para este grupo no ribeirão Guairacá permitiram que outros grupos funcionais (como GF **M**, **Y** e **X2**) fossem favorecidos, os quais apresentaram maior contribuição à biomassa do fitoplâncton.

Os resultados das correlações de Pearson e das análises de regressão múltipla para a biomassa fitoplanctônica (biovolume e clorofila *a*) mostraram a relação positiva entre este atributo fitoplanctônico e o fósforo total, sendo esta variável a que apresentou os maiores valores de correlação para os modelos obtidos ( $R_{\text{parcial}}$  e *Beta*), fato que já era esperado, pois esta relação positiva é clássica em limnologia (Nürnberg, 1996; Esteves, 1998; Huszar et al., 2005; 2006). Contudo, múltiplos fatores devem ser utilizados nas análises que geram equações para predição, pois, como visto, a temperatura da água também constituiu uma importante variável preditiva em ambos os modelos.

Em relação ao modelo proposto para a biomassa estimada pelo biovolume fitoplanctônico, além do fósforo total e temperatura da água, foram verificadas correlações negativas entre nitrato e fósforo solúvel reativo com os de biovolume. Isto pode ser explicado pelo fato destes íons serem utilizados de forma substancial pelo fitoplâncton durante o processo de produção primária, assim, quanto maiores forem os valores da biovolume do fitoplâncton, menores as concentrações desses nutrientes. Por sua vez, a relação inversa entre o biovolume e o material em suspensão inorgânico pode refletir a limitação desta comunidade pela diminuição da radiação subaquática, que influenciou a biomassa, especialmente no início do período de estudo.

A relação positiva entre a biomassa do fitoplâncton e o fósforo total demonstra que, possivelmente, o fósforo é um dos principais fatores a limitar a biomassa fitoplanctônica e, assim, o fator que deve ser controlado para reduzir a eutrofização dos ambientes aquáticos analisados. No entanto, ressalta-se que além do fósforo total, a biomassa fitoplanctônica constitui um importante parâmetro para a determinação do estado trófico e da capacidade de suporte dos ambientes, especialmente, quando esta biomassa é estimada pelo biovolume, que permite conhecer as espécies fitoplanctônicas dominantes e, inclusive, verificar se as mesmas são potencialmente tóxicas.



Quanto ao estado trófico, segundo os critérios de Vollenweider (1968), os ribeirões analisados podem ser enquadrados como mesotróficos para as concentrações de fósforo total durante todo o período analisado. Quanto a clorofila *a*, em geral os ribeirões foram enquadrados como oligotróficos. Todavia, considerando o biovolume fitoplanctônico, verificou-se consideráveis mudanças no estado trófico no decorrer do experimento, sendo observado condições que variaram de oligotrofia (biovolume  $< 1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) no ribeirão Guairacá, antes do início do cultivo, até estados hipereutróficos em ambos os ribeirões após a instalação da piscicultura em tanques-rede (picos de quase  $90 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ).

Além das concentrações de biovolume registradas, as espécies dominantes e os grupos funcionais também indicaram condições eutróficas para os ambientes analisados. As discrepâncias observadas quanto a classificação dos níveis tróficos quando foi considerado a clorofila *a* e o biovolume fitoplanctônico deveram-se, provavelmente, ao método de extração utilizado, pois de acordo com Calijuri et al. (2006), quando se utiliza a acetona para a extração da clorofila *a*, e ocorre a dominância das cianobactérias, as concentrações desse pigmento são subestimadas.

Tem sido observado que a maioria dos estudos sobre os tanques-rede realizados no Brasil enfocaram as espécies de peixes utilizadas e a viabilidade econômica deste sistema produtivo, e deram pouca importância para a esfera social e os impactos ambientais, o que constitui um problema sério, pois à medida que a capacidade de suporte do ambiente é ultrapassado, alterações na qualidade da água podem impossibilitar o cultivo dos peixes e/ou sua qualidade do ponto de vista sanitário (Borghetti et al., 2003; Starling et al., 2005; Marengoni, 2006; Agostinho et al., 2007; Sabbag et al., 2007).

De forma geral, pode-se considerar o conceito de capacidade de suporte aplicado à aquicultura como a produção máxima permissível de organismos aquáticos na qual a emissão de resíduos não ultrapasse a capacidade assimilativa do ambiente, ou seja, devem ser respeitados limites aceitáveis de indicadores de eutrofização (Kautsky et al., 1997; Kubtiza, 1999; Starling et al., 2005). Para prever a capacidade de suporte dos ecossistemas frente ao incremento nas cargas de fósforo, devido à aquicultura intensiva tem sido utilizado, em geral, o Modelo de Dillon e Rigler (Dillon e Rigler, 1974), inclusive, no Brasil, esta metodologia foi adotada pela Agência Nacional de Águas - ANA - para a estimativa da capacidade produtiva e emissão de outorga para implantação dos projetos aquícolas.

No entanto, o Modelo de Dillon e Rigler apresenta algumas características que certamente não retratam a realidade da maioria dos lagos e reservatórios brasileiros, pois representa uma estimativa genérica global sem considerar que existem flutuações sazonais nas cargas de nutrientes, diferenças na taxa de sedimentação do fósforo e alterações hidrodinâmicas dos corpos de água ao longo do ciclo hidrológico e dos compartimentos de um reservatório (Starling et al., 2005).

O alto biovolume de cianobactérias, registrados após a instalação dos tanques-rede nos braços do reservatório de Rosana, ultrapassaram o valor máximo ( $5 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) fixado para este parâmetro biológico pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de Classe 2, destinadas, entre outros usos, à aquicultura e à atividade de pesca. Contudo, ao analisar apenas as concentrações médias de fósforo total e clorofila *a* ( $\text{PT} < 50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  e clorofila *a*  $< 30 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ), de acordo com esta mesma Resolução, esses ribeirões seriam adequados para o cultivo de peixes em tanques-rede. Esta contradição deve ser analisada com cautela e sugere-se que além destes parâmetros deva ser considerado também o biovolume fitoplanctônico nas análises de viabilidade deste sistema produtivo, inclusive, devendo ser empregados para os modelos de cálculo da capacidade de suporte dos ecossistemas.

A ocorrência de florações maciças de cianobactérias e a detecção de microcistinas na área de implantação dos tanques-rede indicam que esta prática pode constituir um risco acentuado à saúde pública, no reservatório de Rosana e em seus tributários, caso não haja monitoramento adequado de cianobactérias e cianotoxinas na água e de análise de cianotoxinas no pescado produzido. Assim, recomenda-se o cumprimento da Resolução nº 357/2005 do CONAMA quanto ao valor máximo permitido (VMP) de biomassa de cianobactérias estabelecidos para a Classe 2 para fins de licenciamento da atividade, bem como a realização do devido controle sanitário do pescado em relação às cianotoxinas.

O presente estudo confirma que os grupos funcionais fitoplanctônicos constituem ferramenta importante para a caracterização dos ambientes, ao indicar as condições preponderantes dos mesmos, as quais estiveram de acordo com as características propostas por Reynolds et al. (2002) e Padisák et al. (2009), ou seja, os principais grupos funcionais observados (**M**, **P**, **Y**, **X2**) são típicos de ambientes meso-eutróficos e que apresentam mistura da coluna de água.

Apesar da diminuição do biovolume fitoplanctônico nos tempos finais do experimento, os valores deste atributo mantiveram-se superiores aos registrados antes do início do cultivo, como verificado pelas análises de variância realizadas, o que sugere a

provável influência do cultivo experimental de tilápias em tanques-rede nos braços do reservatório da UHE Rosana para o aumento da biomassa fitoplanctônica ao longo do tempo e da ocorrência (ribeirão Guairacá) e aumento (ribeirão do Corvo) de florações de cianobactérias, como predito nas hipóteses. Todavia, quanto às concentrações de nutrientes, as alterações ao longo do tempo apresentaram baixa magnitude. E ainda, também devem ser levadas em consideração outras fontes de poluição orgânica existentes na bacia de drenagem, tais como, indústrias, agropecuária e esgotos domésticos.

Quanto à variação espacial, não foram observadas maiores concentrações de nutrientes e biomassa fitoplanctônica nos locais próximos aos tanques-rede, o que pode ser explicado, possivelmente, pelas características hidrodinâmicas dos braços estudados, as quais foram destacadas anteriormente. Desta forma, os dados obtidos confirmam os resultados observados por Sarà (2007), que verificou maiores diferenças entre o controle e as áreas de criação de peixes em ambientes de água doce isolados.

Em vista do efeito cumulativo dos resíduos provenientes do cultivo intensivo de peixes, destaca-se a necessidade de estudos que avaliem o impacto da utilização de tanques-rede para cultivo de tilápias com maior número de tanques instalados e também nas estações de primavera/verão, pois de acordo com Alves e Bacarin (2005), quanto maior a temperatura do ambiente, maior o metabolismo dos peixes e conseqüentemente, ocorrem maiores aportes de ração e liberação de excretas no meio aquático. Elevadas temperaturas também favorecem o desenvolvimento de florações de cianobactérias (Padisák, 1998; Chorus e Bartram, 1999; Reynolds et al., 2002).

Por fim, os resultados apresentados pelo experimento indicam a necessidade de monitoramento e manejo adequado do cultivo intensivo de tilápias em tanques-rede em reservatórios. Ressalta-se que a aquicultura deve ser desenvolvida de maneira sustentável, respeitando-se a capacidade de suporte dos ecossistemas, para que os mesmos sejam utilizados de forma racional e a atividade possa ser praticada por muito tempo, com efetivo controle dos impactos causados e manutenção da qualidade da água em níveis aceitáveis.

## REFERÊNCIAS

- Agostinho A. A., L. C. Gomes, H. I. Suzuki & H. F. Júlio Jr., 1999. Riscos da implantação de cultivos de espécies exóticas em tanques-rede em reservatório do rio Iguaçu. Caderno da biodiversidade 2:1-9.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz & K. Nakatani, 2002. A planície de inundação do alto rio Paraná. In Seeliger, U., C. Cordazzo & F. Barbosa (eds), Os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração. MCT/CNPq. Programa PELD, Belo Horizonte: 101-124.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá.
- Alves, R. C. P. & A. E. Baccarin, 2005. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, baixo rio Tietê, SP). In Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin (eds), Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. Rima, São Carlos: 329-347.
- American Public Health Association, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19<sup>th</sup> ed. APHA, Washington DC.
- Ayrosa, D. M. M. R., F. P. B. Furlaneto & L. M. S. Ayrosa, 2005. Regulamentação do acesso territorial a tanques-rede em área de preservação permanente (APP), no Estado de São Paulo. Panorama da Aquicultura 90: 63-65. Disponível em: [www.pesca.sp.gov.br](http://www.pesca.sp.gov.br). Acesso em: 15 de janeiro de 2008.
- Ayrosa, D. M. M. R., F. P. B. Furlaneto & L. M. S. Ayrosa, 2006. Regularização de projetos de cultivo de peixes em tanques-rede no Estado de São Paulo. Panorama da aquicultura 16: 1-8.
- Barbiero, R. P. & E. B. Welch, 1992. Contribution of benthic blue-green algal recruitment to lake populations and phosphorus translocation. Freshwater biology 27:249-260.
- Barbiero, R. P. & J. Kann, 1994. The importance of benthic recruitment to the population development of *Aphanizomenon flos-aquae* and internal loading in a shallow lake. Journal of Plankton Research 16: 1581-1588.
- Berg, H., P. Michélsen, M. Troell, C. Folke & N. Kautsky, 1996. Managing aquaculture for sustainability in tropical Lake Kariba. Ecological Economics 18: 141-159.
- Borges, P. A. F., S. Train & L. C. Rodrigues, 2008. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo Paraná, Brasil). Acta Scientiarum Biological Science 30: 57-65.
- Borghetti, N. R. B., A. O. Ostrensky & J. R. Borghetti, 2003. Aquicultura: uma visão geral sobre a produção de organismos aquáticos no Brasil e no mundo. Grupo integrado de aquicultura e estudos ambientais, Curitiba.
- Bottrell, H. H., A. Duncan, Z. M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzing, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska, 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology 24: 419-456.
- Bovo-Scomparin, V. M. & S. Train, 2008. Long-term variability of the phytoplankton

community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia* 610: 331-344.

Brunberg, A. & P. Blomqvist, 2003. Recruitment of *Microcystis* (Cyanophyceae) from lake sediments: the importance of littoral inocula. *Journal of Phycology* 39: 58-63.

Calijuri, M. C., M. S. A. Alves & A. C. A. Santos, 2006. Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais. Rima, São Carlos.

Carmichael, W. W., 1994. The toxins of cyanobacteria. *Scientific American* 270: 64-72.

Carmichael, W. W., 1997. The cyanotoxins. *Advances in Botanical Research* 27: 211-256.

CESP. 1998. Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca. São Paulo: Série Divulgação e Informação 220.

Chorus, I. & J. Bartram, 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. WHO, E & FN Spon, London.

Codd, G. A., 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrofication control. *Ecological engineering* 16: 51-60.

Codd, G. A., L. F. Morrison & J. S. Metcalf, 2005. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203: 264-272.

Cole, G. A., 1994. Text book of limnology. Waveland Press Inc., Illinois.

CONAMA– Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Resolução CONAMA nº 357, de março de 2005, SEMA, Brasília.

Diaz, M. M., P. F. Temporetti & F. L. Pedrozo, 2001. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura reservoir (Patagônia, Argentina). *Lakes e Reservoirs: Research and Management* 6: 151-158.

Deblois, C. P., R. Aranda-Rodriguez, A. Giani & D. F. Bird, 2008. Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs. *Toxicon* 51: 435-448.

Dillon, P. J. & F. H. Rigler, 1974. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31: 1771-1778.

Duke-Energy. Duke Energy Brasil Geração Paranapanema. Disponível em <http://www.duke-energy.com.br/PT/Usinas/index.asp>. Acesso em: 28 maio 2005.

Esteves, F. A., 1998. Fundamentos de limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.

Fernandes, L. F., A. C. Wosiack, C. V. Pacheco, L. Domingues & P. D. Lagos, 2005. Cianobactérias e cianotoxinas. In Andreoli, C. V. & C. Carneiro (eds), *Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados*. SANEPAR: 367-388.

Figueredo, C. C. & A. Giani, 2005. Ecological interactions between Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas reservoir (Brazil). *Freshwater Biology* 50: 1391-1403.

Fonseca, I., 2008. Composição, recrutamento e potencialidade toxigênica de cianobactérias em um tributário do reservatório de Rosana, Paraná, Brasil. Tese (doutorado), Universidade

Estadual de Maringá. Maringá.

Ganf, G. G., 1974. Diurnal mixing and vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake. *Journal of Ecology* 62: 611-629.

Giné, M. F., H. Bergamin, E. A. G. Zagatto & B. F. Reis, 1980. Simultaneous determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* 114: 191-197.

Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohstad, 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Blackwell Scientific Publication, Oxford.

Guo, L. & Z. Li, 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze river basin of China. *Aquaculture* 226: 201-212.

Guo, L., L. Zhongjie, P. Xie & L. Ni, 2009. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International* 17:229-241.

Haney, J. F. 1987. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 467-475.

Hirooka, E. Y., M. H. P. Pinotti, T. Tsutsumi, F. Yoshida & Y. Ueno, 1999. Survey of microcystins in water between 1995 and 1996 in Paraná, Brazil using Elisa. *Natural Toxins* 7: 103-109.

Huszar, V. L. M., L. H. S. Silva, P. Domingos, M. Marinho & S. Melo, 1998. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia* 369/370: 59-71.

Huszar, V. L. M., L. H. S. Silva, M. M. Marinho, P. Domingos & C. L. Sant'Anna, 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia* 424: 67-77.

Huszar, V. L. M., D. C. Bicudo, A. Giani, C. Ferragut, L. A. Martinelli & R. Henry, 2005. Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do Perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. In Roland, F., D. César & M. Marinho (eds), *Lições de Limnologia*. Rima, São Carlos: 243-260.

Huszar, V. L. M., N. F. Caraco, F. Roland & J. Cole, 2006. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? *Biogeochemistry* 79: 239-250.

Jiwyam, W. & N. Chareontesprasit, 2001. Cage culture of Nile Tilapia and its loadings in a freshwater reservoir in Northeast Thailand. *Journal of Biological Sciences* 4: 614-617.

Jos, A., S. Pichardo, A. I. Prieto, G. Repetto, C. M. Vázquez, I. Moreno & A. M. Carneán, 2005. Toxic cyanobacterial cells containing microcystins induce oxidative stress in exposed tilapia fish (*Oreochromis* sp.) under laboratory conditions. *Aquatic toxicology* 72: 261-271.

Júnior, D. P. L. & A. O. Latini, 2006. E se a aquicultura se expandir no Brasil? *Ciência Hoje* 38: 58-60.

Karlsson-Elfgren, I. & A. Brunberg, 2004. The importance of shallow sediments in the recruitment of *Anabaena* and *Aphanizomenon* (Cyanophyceae). *Journal of Phycology* 40: 831-836.

- Kautsky, N., H. Berg, C. Folke & J. Larsson, 1997. Ecological footprint for assessment for resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. *Aquaculture Research* 28: 753-766.
- Koroleff, K., 1976. Determination of ammonia. In Grasshoff, K. & E. Kremling (eds), *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Kozak, A. & R. Goldyn, 2004. Zooplankton versus phyto and bacterioplankton in the Maltanski reservoir (Poland) during an extensive biomanipulation experiment. *Journal of Plankton Research* 26: 37-48.
- Kruk, C., N. Mazzeo, G. Lacerot, C. S. Reynolds, 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research* 24: 901-912.
- Kubtiza, F., 1999. Tanques-rede, rações e impacto ambiental. *Panorama da aquicultura* jan/fev: 44-50.
- Latour, D. & H. Giraudet, 2004. Factors influencing the spatio-temporal distribution of benthic *Microcystis aeruginosa* colonies (Cyanobacteria) in the hypertrophic Grangent Reservoir (Loire, France). *Comptes Rendus Biologies* 327: 753-761.
- Latour, D., M. Salençon, J. Reyss & H. Giraudet, 2007. Sedimentary imprint of *Microcystis aeruginosa* (Cyanobacteria) blooms in Grangent Reservoir (Loire, France). *Journal of Phycology* 43: 417-425.
- Lin, C. K. & Y. Yi, 2003. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. *Aquaculture* 226: 57-68.
- Maack, R., 1981. *Geografia física do Estado do Paraná*. José Olympio, Rio de Janeiro.
- Mackereth, F. Y. H., J. R. Heron & J. F. Tailing, 1978. *Water analysis: Some revised methods for limnologists*. (Scientific Publication, 36). Freshwater Biological Association.
- Magalhães V. F., R. M. Soares & S. M. F. O. Azevedo, 2001. Microcystin contamination in fish from Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon* 39: 1077-1085.
- Magalhães V. F., M. M. Marinho, P. Domingos, A. C. Oliveira, S. M. Costa, L. O. Azevedo & S. M. F. O. Azevedo, 2003. Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). *Toxicon* 42: 289-295.
- Marengoni, N.G., 2006. Produção de tilápia do nilo *Oreochromis niloticus* (Linhagem chitralada), cultivada em tanques-rede, sob diferentes densidades de estocagem. *Archivos de Zootecnia* 55: 127-138.
- Melo, S. & V. L. M. Huszar, 2000. Phytoplankton in an Amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brasil): Diel variation and species strategies. *Journal of Plankton Research* 22: 63-76.
- Minillo, A., A. H. F. Ferreira, G. T. Yogui & J. S. Yunes, 2000. Concentrações de microcistinas e toxicidade nas formas coloniais de *Microcystis aeruginosa* de florações no estuário da Lagoa dos Patos, RS. In Espíndola, E. L. G., C. M. R. Botta-Paschoal, O. Rocha, M. B. C. Bohrer & A. L. Oliveira-Neto (eds), *Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI*, Rima, São Carlos: 521-536.

- Mohamed, Z. A., W. W. Carmichael & A. A. Hussein, 2003. Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an Egyptian fish farm containing a *Microcystis* bloom. *Environmental toxicology* 18: 137-141.
- Mohamed, Z. A., H. M. El-Sharouny & W. S.M. Ali, 2006. Microcystin production in benthic mats of cyanobacteria in the Nile River and irrigation canals, Egypt. *Toxicon* 47: 584–590.
- Mohamed, Z. A., H. M. El-Sharouny & W. S. M. Ali, 2007. Microcystin Concentrations in the Nile River Sediments and Removal of Microcystin-LR by Sediments During Batch Experiments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 52: 489–495.
- Naylor, R. L., R. J. Goldberg, J. H. Primavera, N. Kautsky, M. C. M. Beveridge, J. Clay, C. Folke, J. Lubchenco, H. Mooney & M. Troell, 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405: 1017-1024.
- Nogueira, M. G., A. Jorcin, S. C. Vianna & Y. C. Britto, 2002. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. In Cirelli, A. F. & G. C. Marquisá (eds), *El Agua en Iberoamérica – De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*. Santiago do Chile: CYTED XVII/CETA: 91-106.
- Nürnberg, G. K., 1996. Trophic state of clear and colored, soft and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake and Reservoir Management* 4: 432-447.
- Padisák, J., 1998. Sudden and gradual responses of phytoplankton to global climate change: case studies from two large, shallow lakes (Balaton, Hungary; Neusiedlersee, Austria/Hungary). In George, D. G., J. G. Jones, P. Puncochar, C. S. Reynolds, D. W. Sutcliffe (eds), *Management of lakes and reservoirs during global climate*. Kluwer Academic Plublish, Dordrecht: 111-125.
- Padisák, J.; G. Borics, G. Fehér, I. Grigorszky, I. Oldal, A. Schmidt & Z. Zámboné-Doma, 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia* 502: 157-168.
- Padisák, J., G. Bórics, I. Grigorszky & E. Soróczki, 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1-14.
- Padisák, J., L. C. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Pagioro, T. A., M. C. Roberto, S. M. Thomaz, S. A. Pierini & M. Taka, 2005. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos: 39-46.
- Reynolds, C. S., 1988. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In: Sandgren, C. (ed), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. New York: Cambridge University Press: 388-433.
- Reynolds, C. S., 1997. Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory.



Ecology Institute, Oldendorf.

Reynolds, C. S., M. Dokulil & J. Padisák, 2000. Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now? *Hydrobiologia* 424: 147-152.

Reynolds, C. S., V. L. M. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.

Rodrigues, L. C., S. Train, B. M. Pivato, V. M. Bovo, P. A. F. Borges & S. Jati, 2005. Assembléias fitoplanctônicas de trinta reservatórios do Estado do Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos: 57-72.

Rodrigues, L. C., 2007. Variação interanual da comunidade fitoplanctônica em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná: influência do regime hidrossedimentológico. Tese (doutorado em Ciências Ambientais) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

Rojó, C., 1998. Differential attributes of phytoplankton across the trophic gradient: a conceptual landscape with gaps. *Hydrobiologia* 369/370: 1-9.

Sabbag, O. J., R. R. Rozales, M. A. A. Tarsitano & A. N. Silveira, 2007. Análise econômica da produção de tilápias (*Oreochromis niloticus*) em um modelo de propriedade associativa em Ilha Solteira/SP. *Custos e @gronegocio* (on line) 3: 86-100.

Sarà G., 2007. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Marine Environmental Research* 63: 390-408.

Soares, R. M., V. F. Magalhães & S. M. F. O. Azevedo, 2004. Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions. *Aquatic toxicology* 70: 1-10.

Sokal, R. R. & F. J. Hohlf, 1991. *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. Freeman and Company, New York.

Starling, F., C. E. Pereira & R. Angelini, 2005. Definição de capacidade de suporte do reservatório de Três Marias para cultivo intensivo de peixes em tanques-rede. Minas Gerais, relatório técnico, 65 pp.

StatSoft Inc., 2005. Statistica (data analysis software system) version 7.1, [www.statsoft.inc](http://www.statsoft.inc).

Stevenson, R. J. & J. P. Smol, 2003. Use of algae in environmental assessments. In Wehr J. D. & R. G. Sheath (eds.), *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Academic Press, San Diego: 775-804.

Stirling, H. P. & T. Dey, 1990. Impact of intensive cage fish farming on the phytoplankton and periphyton of a Scottish freshwater loch. *Hydrobiologia* 190: 193-214.

Sun, J. & D. Liu, 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25: 1331-1346.

Tacon, A. G. J. & I. P. Foster, 2003. *Aquafeeds and the environment: policy implications*. *Aquaculture* 226: 181-189.

Takeda, A. M., F. A. Lansac-Tôha & A. A. Agostinho, 2002. *Estudos ecológicos de longa*

duração: Reservatório de Itaipu e Planície alagável do alto rio Paraná. Cadernos da Biodiversidade 3: 1-7.

Temporetti, P. F., M. F. Alonso, G. Baffico, M. M. Diaz, W. Lopez, F. L. Pedrozo & P. H. Vigliano, 2001. Trophic state, fish community and intensive production of salmonids in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 6: 259–267.

Train, S., S. Jati, L. C. Rodrigues & B. M. Pivato, 2005. Distribuição Espacial e Temporal do Fitoplâncton em Três Reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos: 73-85.

UEM/Nupélia/Pronex. 2006. Avaliação preliminar da viabilidade de tilápia nilótica em tanques-rede. Maringá, Relatório Parcial, 110pp.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.

Vollenweider, R. A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing water, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. Tech. Rep. OECD Paris, DAS/CSI/58-27: 1-159.

Westwood, K. J. & G. G. Ganf, 2004. Effect of mixing patterns and light dose on growth of *Anabaena circinalis* in a turbid, lowland river. *River Research Application* 20: 115-126.

Wetzel, R. G. & G. E. Likens, 2000. *Limnological analysis*. Springer-Verlag, New York.

White, K., B. O'Neill & Z. Tzankova, 2004. At a Crossroads: will aquaculture fulfill the promise of the blue revolution? Washington, DC: Sea Web. Disponível em: <http://www.seaweb.org/resources/aquaculturecentres/index.php>. Acesso em: 01 de julho de 2005.

Xie, L., P. Xie, L. Guo, L. Li, Y. Miyabara & H. Park, 2005. Organ distribution and bioaccumulation of microcystins in freshwater fish at different trophic levels from the Eutrophic lake Chaohu, China. *Environmental toxicology* 20: 293-300.

Yunes, J S., A. Mattjensen, M. Parise, P. S. Salomon, S. L. Raggett, K. A. Beattie & G. A. Codd, 1998. *Microcystis aeruginosa* growth stages and the occurrence of microcystins in Patos Lagoon, Southern Brazil. In Reguera, B., J. Blanco, M. L. Fernández & T. Wyatt (eds), *Harmful algae*. Xunta de Galicia e Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO: 18-21.

Yunes, J.S. 2002. Florações de Algas (Cianobactérias) Nocivas: Homem Vítima ou Culpado? *CianoNews* Abril/2002. Disponível em: <http://www.cianobacterias.furg.br>. Acesso em: 30 de setembro de 2008.

Zimba, P. V., L. Khoo, P. S. Gaunt, S. Brittain & W. W. Carmichael, 2001. Confirmation of catfish, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque), mortality from *Microcystis* toxins. *Journal of Fish Diseases* 24: 41-47.

### **Capítulo III – Relações entre a densidade da comunidade fitoplanctônica e as variáveis abióticas e o zooplâncton em um braço de reservatório subtropical sob influência do cultivo experimental de tilápias em tanques-rede.**

#### **Resumo**

O presente trabalho teve por objetivo analisar as variações espaciais e temporais da densidade do fitoplâncton bem como avaliar a influência dos fatores abióticos e da abundância do zooplâncton para as alterações deste atributo fitoplanctônico, durante um experimento de criação de tilápias em tanques-rede em um braço do reservatório de Rosana (PR/SP). Durante o experimento foram cultivadas tilápias do Nilo em 15 tanques-rede dispostos transversalmente em três baterias de cinco, com densidades de estocagens de peixes de 50 kg/m<sup>3</sup>, 75 kg/m<sup>3</sup> e 100 kg/m<sup>3</sup>, e as amostragens foram feitas entre os tanques-rede e a 400 metros (montante e jusante) do local de instalação dos mesmos. Os resultados obtidos evidenciaram as alterações temporais ocorridas tanto para as variáveis abióticas, quanto para as comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica ao longo do cultivo das tilápias. A maior densidade fitoplanctônica observada após o início do arraçoamento das tilápias indica o provável favorecimento dessa comunidade durante o cultivo experimental de peixes nos tanques-rede. Cyanobacteria e Cryptophyceae foram os grupos que mais contribuíram para a densidade fitoplanctônica durante todo o período de estudo. Foi registrada diminuição dos valores de abundância da comunidade zooplanctônica após o aumento da densidade de cianobactérias, provavelmente devido à ocorrência de espécies coloniais de elevado tamanho e com ampla mucilagem, portanto, menos edíveis e de difícil digestibilidade, além da presença de cepas tóxicas. Quanto à escala espacial, as diferenças observadas foram pouco evidentes, provavelmente devido à hidrodinâmica do ribeirão Guairacá. Os resultados confirmaram a hipótese predita, pois foi registrado aumento das concentrações de nitrogênio total e amônio e da densidade fitoplanctônica, especialmente de cianobactérias, as quais, provavelmente, ocasionaram a redução da abundância dos microcrustáceos zooplanctônicos, embora a magnitude dos efeitos dos tanques-rede sobre os nutrientes e as comunidades planctônicas analisadas tenha sido pequena, devido, provavelmente ao baixo número de tanques-rede e peixes utilizados, as estações do ano monitoradas (outono/inverno) e a hidrodinâmica do ambiente. Ressalta-se a necessidade de manejo adequado e monitoramento constante desta atividade produtiva.

**Palavras-chave:** Fitoplâncton, densidade, zooplâncton, eutrofização, aquicultura, Brasil.

### **Chapter III – Phytoplankton density and its relationships with chemical parameters and zooplankton in a Subtropical reservoir arm impacted with experimental net cages culture of tilapia.**

#### **Abstract**

The present study analyzed the spatial and temporal variations of phytoplankton density and evaluated the influence of abiotic factors and zooplankton abundance on the changes of this attribute from phytoplankton community, during an experiment with net cages culture of tilapia in a Rosana Reservoir (PR/SP) lateral arm. During the experiment, Nile tilapia were cultivated in 15 net cages transversally disposed in three sets of five, with fishes storage of 50 kg/m<sup>3</sup>, 75 kg/m<sup>3</sup> and 100 kg/m<sup>3</sup>, and the samplings were performed among the net cages and at 400 m (upstream and downstream) from the local of net cages installation. The results pointed out temporal changes occurring both to the abiotic variables as for the phytoplankton and zooplankton communities along the tilapia cultivation. The higher phytoplankton density observed after the beginning of tilapias feeding indicates probably, the favorable development of this community during the experimental cultivation of fishes in net cages. Cyanobacteria and Cryptophyceae were the principal groups that contributing for phytoplankton density during the entire study period. We registered a decrease in zooplankton abundance after the increase of Cyanobacteria density, probably due to the occurrence of colonial species with large size and mucilage sheath, thus less edible and of difficult digestibility, besides the presence of toxic strains. Regarding the spatial scale, the differences were not evident, probably due to the hydrodynamic of Guairacá Stream. The results confirmed the hypotheses that the experimental net cages culture of tilapia in Guairacá Stream promotes the increase in nutrients concentrations, at least for total nitrogen and ammonium, providing the increase in phytoplankton biomass, especially Cyanobacteria, that probably influenced the decrease of microcrustacean abundance, however, the magnitude of the effects of this experiment over the nutrients and communities analyzed was still small, probably due to the small number of net cages and fishes utilized, the year seasons monitored (Autumn / Winter) and to stream hydrodynamics. We emphasize the necessity of management and constant monitoring of this productive activity.

**Keywords:** Phytoplankton, density, zooplankton, eutrofication, aquaculture, Brazil.

## INTRODUÇÃO

Os reservatórios, que constituem ecossistemas artificiais com características intermediárias entre rios e lagos, têm sido construídos com inúmeras finalidades e são importantes centros de convergência das várias atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica. As alterações antropogênicas nesses ecossistemas, como as geradas pelo despejo de poluentes diversos, principalmente orgânicos, interferem na composição química da água e do sedimento, bem como nos processos de organização das comunidades planctônicas, perifíticas e de peixes (Kimmel et al., 1990; Bicudo et al., 1999; Straskraba e Tundisi, 1999; Tundisi et al., 1999, 2008).

O aumento global da população humana tem levado a uma crescente demanda por recursos hídricos, seja para abastecimento público, para uso industrial, navegação ou produção de alimentos. Dentro desta perspectiva, o crescimento da aquicultura mundial e brasileira é visível e apresenta enormes possibilidades de expansão (Borghetti et al., 2003; FAO, 2004). Entre os sistemas de cultivo existentes na aquicultura encontra-se o cultivo intensivo de peixes em tanques-rede, cuja implantação vem crescendo nos reservatórios brasileiros, e apesar de inúmeras espécies nativas de peixes apresentarem grande potencial para a exploração por esta atividade, as espécies exóticas, como a carpa e a tilápia, continuam sendo as mais utilizadas no país (Borghetti et al., 2003; Ayrosa et al. 2006; Sabagg et al., 2007; Agostinho et al., 2007).

Como qualquer outra atividade produtiva, a aquicultura em tanques-rede também provoca impactos ambientais, dentre os quais, o aumento das concentrações de nutrientes a partir dos resíduos despejados diretamente na água, alterações quanto à teia trófica e o equilíbrio das biocenoses aquáticas, introdução de espécies exóticas, diminuição da biodiversidade e disseminação de doenças (Kubtiza, 1999; Naylor et al., 2000; Guo e Li, 2003; Alves e Bacarin, 2005; Agostinho et al., 2007; Guo et al., 2009).

Vários estudos têm procurado elucidar os efeitos da regulação do fitoplâncton pelo zooplâncton, todavia, muitos resultados contraditórios têm sido observados (Haney, 1987; Bernardi e Giussani, 1990). O consumo e consequente redução na densidade e biomassa fitoplantônica na presença de zooplâncton herbívoro tem sido observado em diversos ambientes (Paterson et al., 1997; González 2000; Ventelä et al., 2002; Gosselain et al., 1998). Entretanto, alguns autores não consideram a predação realizada pelo zooplâncton um fator controlador, ao contrário, muitos têm observado aumento do fitoplâncton em decorrência do consumo seletivo do zooplâncton e

consequente dominância tanto em densidade quanto em biomassa de cianobactérias (Haney, 1987; Gasiunaitė e Olenina, 1998; Degans e Meester, 2002; Kozak e Goldyn, 2004).

Em geral, a comunidade zooplanctônica é afetada de forma negativa pela presença de cianobactérias como recurso alimentar (Lampert 1987; Demott, 1999; Ferrão-Filho et al., 2000; Ghadouani et al., 2003). A redução do crescimento populacional de organismos zooplanctônicos alimentados com cianobactérias tem sido associada à sua morfologia (talo filamentosos ou colonial), à produção intracelular de metabólitos secundários com propriedades tóxicas, e a deficiências em nutrientes essenciais (Lampert 1987; Haney, 1987; Boon et al. 1994; Demott, 1999; Ferrão-Filho et al., 2000).

Diante do exposto acima, o presente trabalho teve por objetivo analisar as variações espaciais e temporais da densidade fitoplanctônica e zooplanctônica, durante um experimento de criação de tilápias em tanques-rede em um braço do reservatório de Rosana (PR/SP). Testou-se a hipótese de que o cultivo experimental de tilápias em tanques-rede promove a eutrofização do ambiente e consequente aumento da densidade fitoplanctônica, especialmente de cianobactérias, as quais ocasionam a redução da abundância zooplanctônica, especialmente de microcrustáceos.

## ÁREA DE ESTUDO

O rio Paranapanema tem uma extensão total de 929 Km em um desnível de 570 m e constitui um dos principais afluentes do Alto rio Paraná. Suas nascentes estão localizadas no Sudeste do Estado de São Paulo, a aproximadamente 100 Km da costa Atlântica e cerca de 900 m acima do nível do mar. A bacia do Paranapanema situa-se 53% em território paranaense e 47% em paulista (Nogueira et al. 2002).

O reservatório de Rosana (22°36' S; 52°49' W) localiza-se no trecho inferior do rio Paranapanema, conhecido como “Pontal do Paranapanema” (Figura 1). A área do reservatório compreende 220 km<sup>2</sup>, com comprimento total de 116,00 km, volume de 1.920 10<sup>6</sup> km<sup>3</sup> e vazão média anual de 1.203 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. Apresenta área inundada de 27.600 ha e tempo teórico de residência da água de 18,6 dias (CESP, 1998). O clima da região é o subtropical úmido, sem estação seca e com verão quente, com média anual de 22 °C e precipitação anual média de 1.300 mm (Maack, 1981).

O reservatório de Rosana corresponde ao último aproveitamento hidrelétrico do rio Paranapanema, e por ser o último de uma cadeia de reservatórios, apresenta maiores valores de transparência da água, alcalinidade e reduzidas concentrações de fósforo e nitrogênio totais, sendo classificado como oligotrófico por Nogueira et al. (2002) e Pagioro et al. (2005). Constitui ainda, um reservatório raso, do tipo fio d'água, com amplas áreas marginais.



Figura 1 - Mapa do reservatório de Rosana, com a localização do braço formado pelo ribeirão Guairacá. Ponto indica o local de instalação dos tanques-rede.

O presente trabalho foi realizado em um braço formado pelo ribeirão Guairacá localizado na margem esquerda da zona lacustre do reservatório de Rosana. Este braço apresenta as margens com gramíneas e predomínio do cultivo de cana de açúcar, possui bancos de macrófitas aquáticas, com destaque para bancos de *Egeria najas* Planch., *Egeria densa* Planch. e *Eichhornia azurea* Kunth., e se apresenta sob influência do vento. A área em que foram instalados os tanques-rede para a realização do experimento situa-se junto à foz deste ribeirão no reservatório, o que acarreta forte influência das águas do rio Paranapanema neste braço (Figura 2a,b).

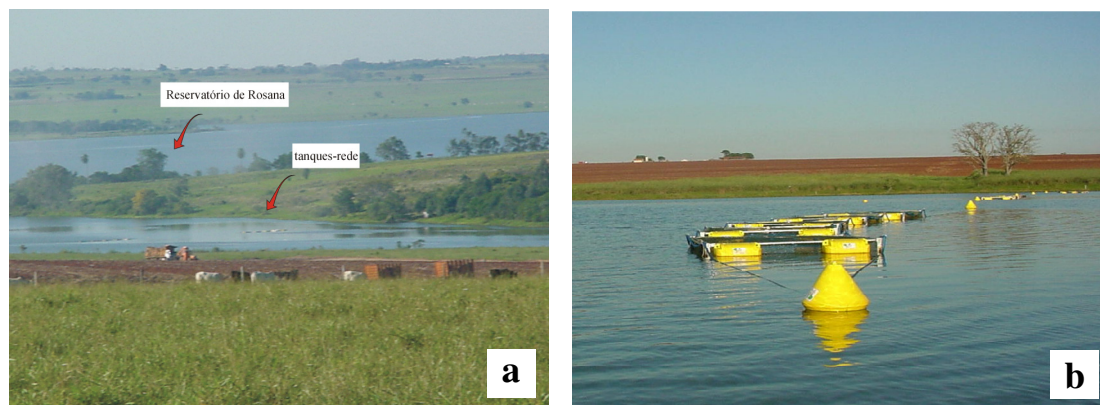


Figura 2 – Vista geral do braço do reservatório de Rosana formado pelo ribeirão Guairacá, local do experimento (a) e detalhe dos tanques-rede (b).

## MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado em uma área com cultivo experimental de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede. Para o cultivo foram utilizados 15 tanques-rede (2 x 2 x 1,7m), com 6,0 m<sup>3</sup> de volume, os quais foram dispostos transversalmente, em três baterias de cinco, com diferentes densidades de estoques de peixes em cada bateria (50 kg/m<sup>3</sup> ou 100 peixes/m<sup>3</sup>, 75 kg/m<sup>3</sup> ou 150 peixes/m<sup>3</sup>, e 100 kg/m<sup>3</sup> ou 200 peixes/m<sup>3</sup>).

Para alimentação das tilápias, foi utilizada uma dieta alimentar composta com dois tipos de ração comercial extrusada e a quantidade inicial de ração foi calculada em 10 % da biomassa total de peixes em cada tanque. O manejo alimentar foi estabelecido pela técnica de fornecimento *ad libitum*, e foi regulado através das observações do consumo de toda a ração na primeira hora após o fornecimento. Os peixes receberam ração duas vezes por dia, de manhã e à tarde (UEM/Nupélia/Pronex).

Para a análise das variáveis limnológicas e da comunidade fitoplanctônica foram coletadas amostras de água, em trélicas, diretamente com frascos à subsuperfície da zona pelágica, enquanto que para o zooplâncton foram filtrados 200 litros de água por amostra em rede de plâncton com 68 µm de abertura de malha com auxílio de moto-bomba. As variáveis limnológicas, atributos fitoplanctônicos analisados, abundância zooplanctônica e suas respectivas metodologias estão listadas na Tabela 1.

A primeira amostragem foi realizada uma semana antes da instalação dos tanques-rede, e as demais coletas após 15, 30, 60, 90 e 120 dias da instalação dos mesmos, no período compreendido entre abril e agosto de 2006. Foram estabelecidos pontos de amostragem próximos aos tanques-rede e a 400 metros, à montante e jusante do local de instalação dos tanques (Figura 3). Os valores de precipitação pluviométrica foram fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA) e utilizou-se os registros de uma estação pluviométrica localizada no Município de Diamante do Norte – PR.

Para testar se existiram diferenças significativas entre as médias dos valores de densidade fitoplanctônica e das concentrações de nutrientes (PT, PO<sub>4</sub>, NT, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>) nos diferentes tratamentos (tanques, jusante e montante; fator 1) e períodos de coleta (antes e depois do início do cultivo; fator 2) foi aplicada uma análise de variância (ANOVA bifatorial). Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade da ANOVA foram avaliados pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente, e quando foram identificadas diferenças significativas (p<0,05), foi aplicado o teste de Tukey *a*



*posteriori*. Para esta análise os valores de densidade do fitoplâncton e das concentrações de nutrientes foram logaritimizadas.

Tabela 1. Metodologias utilizadas, no presente estudo, para a determinação das variáveis físicas e químicas, densidade fitoplanctônica e abundância do zooplâncton.

Variáveis / Atributos	Método / Equipamento	Autor
Profundidade (Prof)	Sonda para profundidade - Hondex PS-7/LCD	
Temperatura da água (Tag)	Termístor acoplado a oxímetro	
Velocidade do vento (Ven)	Anemômetro portátil	
Oxigênio dissolvido (O <sub>2</sub> )	Oxímetro digital portátil	
Zona eufótica (Zeu)	2,7 vezes a profundidade de extinção do disco de secchi	Cole (1994)
Zona de mistura (Zm)	Estimada de acordo com os perfis de temperatura da coluna de água	
Razão zona eufótica e zona de mistura (Zeu:Zm)		Jensen et al. (1994)
Condutividade elétrica (Con)	Condutímetro digital portátil	
pH	pH metro digital portátil	
Turbidez (Tur)	Turbidímetro	
Fósforo total (PT)	Espectrofotômetro	Golterman et al. (1978)
Fósforo solúvel reativo (PSR)	Espectrofotômetro	Golterman et al. (1978)
Nitrogênio total (NT)	Espectrofotômetro	Mackereth et al. (1978)
Nitrato (NO <sub>3</sub> )	Espectrofotômetro	Giné et al. (1980)
Amônio (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Espectrofotômetro	Koroleff (1976)
Razão N:P	Razão molar entre nitrogênio (NO <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> ) e fósforo (PSR)	
Densidade fitoplanctônica	Contagem em campos aleatórios (no mínimo 100 campos por amostra), em microscópio invertido.	Utermöhl (1958) e APHA (1995)
Abundância dos principais grupos zooplanctônicos	Contagem utilizando câmera de Sedgewick-Rafter em microscópio óptico.	Bottrell et al. (1976)

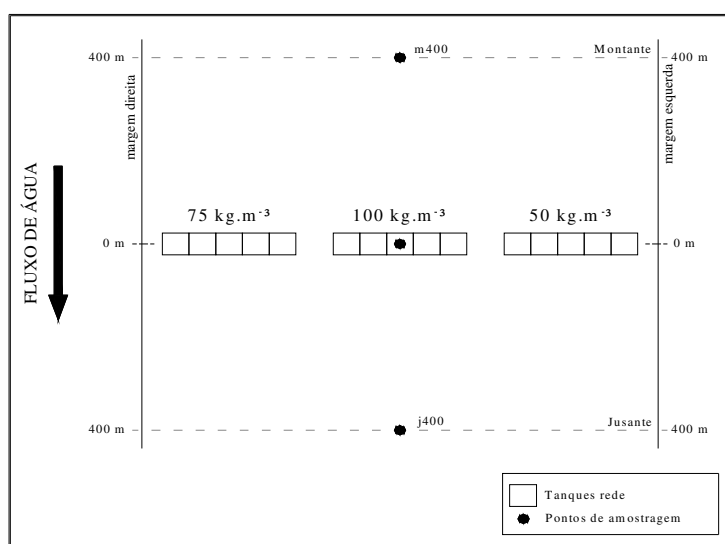


Figura 3 – Diagrama da distribuição dos tanques-rede e suas diferentes densidades de estocagem das tilápias do Nilo, no braço formado pelo ribeirão Guairacá, reservatório de Rosana. Pontos indicam os locais de coleta, que foram realizadas próximas aos tanques e a 400 metros a montante (m400) e jusante (j400) dos tanques-rede.

Com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados e identificar as principais variáveis intervenientes na estruturação da comunidade fitoplanctônica, foi

efetuada uma análise de gradiente direto, a Análise de Correspondência Canônica - CCA (Ter Braak, 1986). Para esta análise, foram utilizadas as espécies fitoplanctônicas que contribuíram com densidade média superior a 5 ind.mL<sup>-1</sup> e também os valores das variáveis abióticas listadas na tabela 1, juntamente com a precipitação pluviométrica e a abundância total de rotíferos, cladóceros e copépodes (dados logaritimizadas). A CCA foi realizada no programa Pc-ord 4.0 (McCune & Mefford, 1999).

## RESULTADOS

Os maiores valores médios de precipitação foram registrados antes da instalação dos tanques-rede, assim como a maior turbidez, zona de mistura e temperatura da água. A disponibilidade de luz na zona de mistura aumentou ao longo do período de estudo, assim como a razão N:P, que em geral, também foi maior próxima aos tanques.

As concentrações de NT (F=10,1; p<0,05) e NH<sub>4</sub> (F=5,4; p<0,05) foram significativamente maiores após o início do cultivo ao contrário do nitrato (F=77,4; p<0,05) e fósforo solúvel reativo (F=18,9; p<0,05), que diminuíram ao longo do tempo. Os valores médios de PT estiveram abaixo de 20 µg.L<sup>-1</sup> em todos os tempos e locais amostrados, e não foram observadas diferenças significativas quanto a este nutriente ao longo do tempo (Tabela 2). Também não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos para todos os nutrientes avaliados de acordo com as análises de variância realizadas.

O pH, o oxigênio dissolvido e a condutividade elétrica apresentaram a menor variabilidade ao longo do tempo, que foram expressos em seus baixos valores de coeficiente de variação. Após 90 dias da instalação dos tanques-rede foram registrados os maiores valores médios de NT, PSR, razão Zeu:Zm, oxigênio dissolvido e a menor razão N:P (Tabela 2).

Foram inventariados 92 táxons de algas fitoplanctônicas nos três pontos monitorados do ribeirão Gruairacá ao longo do experimento, e os grupos com maior contribuição quanto à composição fitoplanctônica foram Chlorophyceae (28%), Cyanobacteria (27%) e Bacillariophyceae (20%). Os táxons fitoplanctônicos que contribuíram com densidade superior a 5 ind.mL<sup>-1</sup> para esta comunidade perfizeram 56 táxons. Para o zooplâncton, do total de táxons registrados (62), 41 foram os que tiveram maior contribuição (> 50 ind.mL<sup>-1</sup>) à abundância (Tabela 3). Dados completos sobre a

composição das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica estão disponíveis no capítulo I e em Dias (2008), respectivamente.

Tabela 2 – Principais variáveis abióticas registradas no ribeirão Guairacá durante período de estudo. Valores médios por tempo de coleta e tratamentos. Coeficiente de variação para todo o período (CV %). Precipitação pluviométrica (Pre), demais códigos disponíveis na tabela 1.

Variáveis	Tempo						Tratamentos			CV (%)
	Antes	15 dias	30 dias	60 dias	90 dias	120 dias	Tanques	Jusante	Montante	
<b>Prof (m)</b>	6,7	7,8	8,2	7,4	7,3	7,6	7,8	8,3	6,4	20,3
<b>Zeü (m)</b>	5	5,1	7,2	6,8	6,1	7,3	6,9	6,2	5,6	21,7
<b>Zm (m)</b>	6,7	3	4,9	5,2	2,8	3,8	5,6	4,1	3,5	50,3
<b>Zeü:Zm (m)</b>	0,8	2	2	1,8	2,3	2,1	1,5	1,9	2,1	53,6
<b>Ven (m.s<sup>-1</sup>)</b>	6,3	2	2,8	4,5	3,8	5,5	4,5	3,6	4,4	44,6
<b>Tur (NTU)</b>	6,7	7,9	4,7	4,7	5	2,7	5,3	5,3	5,3	33,2
<b>pH</b>	7,3	8,3	7,2	7,2	7,7	7,1	7,3	7,6	7,5	6,2
<b>Con (mS.cm<sup>-1</sup>)</b>	58,5	68,6	58,7	61,5	58,5	61,7	60,6	61,9	61,3	6,1
<b>Tag (°C)</b>	26,1	27,3	24	22,5	21,5	22,6	23,5	24,1	24,4	9
<b>O<sub>2</sub> (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	6,7	7,4	7	7,9	8,8	7,6	7,3	7,7	7,6	10,1
<b>NT (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	522	524,4	615,1	661	743,3	555	650,7	597,2	562,6	23,9
<b>NO<sub>3</sub> (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	368,1	273,4	310,9	291,6	244,4	259,1	294,1	286,9	292,7	14,5
<b>NH<sub>4</sub> (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	4,7	5,8	8,2	6	7,8	12	7,8	7	7,5	47,2
<b>PT (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	14,7	18,6	16,2	11,5	16,6	12,3	15,6	14,3	15,1	20,2
<b>PSR (µg.L<sup>-1</sup>)</b>	8,8	3,9	5,5	5	9,2	4,4	5,8	6,4	6,3	36,8
<b>N:P</b>	67,1	119,9	97,4	101,1	46,1	105	97,2	83,1	88	34,8
<b>Pre (mm)</b>	16,4	0	0	0,9	0	0	2,9	2,9	2,9	212,6

Durante o período de estudo foi registrada maior densidade fitoplanctônica após o início do cultivo, com valores médios acima de 1.000 ind.mL<sup>-1</sup> (Figura 4a) e esta diferença entre os períodos foi significativa segundo a análise de variância realizada (F=61,7; p<0,05). Os principais grupos em densidade foram Cyanobacteria e Cryptophyceae. As criptofíceas apresentaram maior contribuição em relação à densidade total antes da instalação dos tanques e nos períodos finais do experimento ao contrário das cianobactérias, cujos maiores valores foram registrados após 15 e 30 dias do início do cultivo das tilápias (Figuras 4b,c).

Durante todo o período, os demais grupos fitoplanctônicos contribuíram com valores abaixo de 300 ind.mL<sup>-1</sup>, apresentando incremento de densidade após 60 dias do início do experimento (Figura 4d). Quanto às regiões amostradas, não foi possível observar diferenças significativas entre os pontos de coleta situados próximos aos tanques-rede e a jusante e montante dos mesmos, de acordo com a análise de variância realizada. A densidade em número de células, estimado para as cianobactérias,

apresentou valores elevados, com pico superior a  $150.000 \text{ céls.mL}^{-1}$  no ponto a jusante dos tanques-rede, após 90 dias do início do experimento (Figura 5).

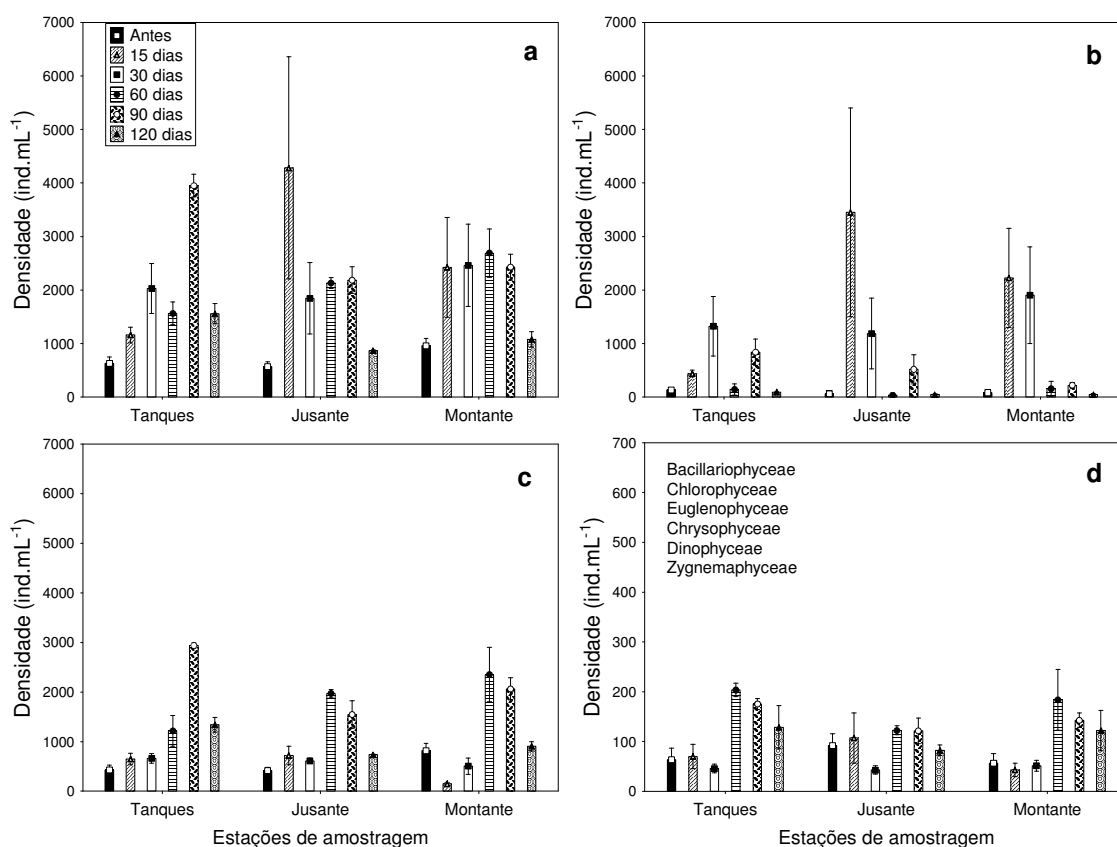


Figura 4 – Densidade total (a), de Cyanobacteria (b), Cryptophyceae (c) e dos demais grupos (d) fitoplanctônicos, nos diferentes pontos de amostragem ao longo do tempo para a subsuperfície do ribeirão Guairacá. Média  $\pm$  erro padrão. Observar diferenças na escala.

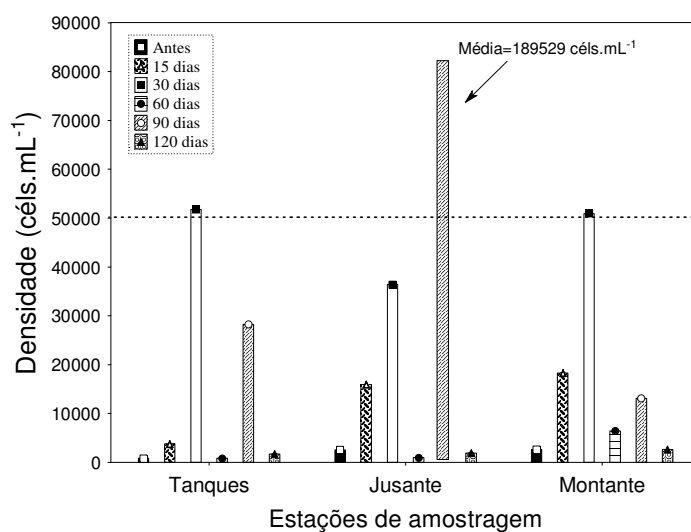


Figura 5 – Densidade média ( $\text{cél.s.mL}^{-1}$ ) do grupo Cyanobacteria, nos diferentes pontos de amostragem ao longo do tempo para a subsuperfície do ribeirão Guairacá. Linha pontilhada indica o valor máximo permitido de densidade de cianobactérias ( $\text{cél.s.mL}^{-1}$ ) em corpos de água da Classe 2 segundo a Resolução do CONAMA n° 357/2005.

Tabela 3 – Principais táxons fitoplanctônicos e zooplanctônicos registrados no ribeirão Guairacá durante o período de estudo. Números correspondentes as espécies fitoplanctônicas utilizados na CCA (Figura 9b).

<b>Fitoplâncton</b>	
<b>Bacillariophyceae</b>	
<i>Achnantidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarn. (1)	<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grun.) Holk & Klee (8)
<i>Aulacoseira</i> □ás□ria (Grun.) Sim. (2)	<i>Fragilaria</i> sp. (9)
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Sim.(3)	<i>Gomphonema gracile</i> Ehr. (10)
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. (4)	<i>Gomphonema</i> sp. (11)
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Muller) Sim.(5)	□ás□ria□ <i>cryptocephala</i> Kütz. (12)
<i>Cymbella</i> sp. (6)	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch.) Compère (13)
<i>Cyclotella</i> sp. (7)	
<b>Cyanobacteria</b>	
<i>Anabaena circinalis</i> Rab. (14)	<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz. (21)
<i>Anabaena spiroides</i> Kleb. (15)	<i>Microcystis protocystis</i> Crow. (22)
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G. S. West (16)	<i>Microcystis</i> sp. (23)
<i>Aphanocapsa elachista</i> W. & G. S. West (17)	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anag. & Kom. (24)
<i>Chroococcus distans</i> (G. M. Smith) Kom.-Leg. (18)	<i>Pseudanabaena muscicola</i> (Hüb.-Pest. & Naum.) Bourr. (25)
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemm. (19)	<i>Radiocystis fernandoi</i> Komarék & Komark.-Legn. (26)
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (W.) Seen. & Sub. Rajú (20)	
<b>Chlorophyceae</b>	
<i>Ankyra judayi</i> (G.W. Smith) Fott (27)	<i>Monoraphidium convolutum</i> (Cor.) Kom.-Legn. (35)
<i>Chlamydomonas</i> sp. (28)	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom. – Legn. (36)
<i>Closteriopsis</i> sp. (29)	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn. (37)
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegew.) Hegew. (30)	<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G.S. West) Kom.- Legn. (38)
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm. (31)	<i>Schroederia antillarum</i> Kom. (39)
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood (32)	<i>Schroederia setigera</i> (Schröd.) Lemm. (40)
<i>Dictyosphaerium</i> sp. (33)	<i>Spermatozopsis exultans</i> Kors. (41)
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hind.) Kom. (34)	<i>Volvox aureus</i> Ehr. (42)
<i>Dinobryon</i> sp. (43)	
<i>Kephyrion litoralle</i> □ás. (44)	<i>Mallomonas</i> sp1 (46)
<i>Mallomonas</i> sp. (45)	<i>Mallomonas</i> sp2 (47)
	<i>Mallomonas akrokomos</i> Ruttner in Pascher (48)
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, Bic. & Bic. (49)	<b>Cryptophyceae</b>
<i>Cryptomonas curvata</i> Ehr. Emend. Pen. (50)	<i>Cryptomonas</i> sp1 (53)
<i>Cryptomonas marssonii</i> Skuja (51)	<i>Chroomonas acuta</i> Uterm.(54)
<i>Cryptomonas</i> sp. (52)	<i>Plagioselmis</i> sp. (55)
<i>Peridinium</i> sp1 (56)	
<b>Dinophyceae</b>	
<b>Zooplâncton*</b>	
<b>Rotíferos</b>	
<i>Ascomorfa ecaudis</i> (Perty, 1850)	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851
<i>Brachionus dolabratus dolabratus</i> Harring, 1915	<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)
<i>Conochilus coenobasis</i> (Skorokov, 1914)	<i>Lecane cornuta</i> (O. F. Muller, 1786)
<i>Conochilus dossuarius</i> (Hudson, 1875)	<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1924
<i>Conochilus unicornis</i> Rousselet, 1892	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin, 1943
<i>Dicranophorus apicharis</i> Harring e Myers, 1928	<i>Ptygura</i> sp.
<i>Euchlanis dilatata dilatata</i> Ehrenberg 1832	<i>Sinatherina spinosa</i> (Thorpe, 1893)
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)	<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg, 1831
<i>Floscularia ringens ringens</i> (Linné, 1758)	<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832
<i>Hexarthra intermdia</i> Wieszniewski, 1929	<i>Synchaeta stylata</i> Wiezejski, 1893
<i>Keratella americana</i> Carlin, 1943	<i>Trichotria tetractis tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)

Tabela 3 – Continuação.

<b>Rotíferos</b>	
<i>Trichocerca bidens</i> (Lucks, 1912)	<i>Trichocerca pusilla</i> (Lauterborn, 1898)
<i>Trichocerca cylindrica chattoni</i> (Beauchamp, 1907)	
<b>Cladóceros</b>	
<i>Bosminopsis deitersi</i> Richard, 1895	<i>Daphnia gessneri</i> Herbst, 1967
<i>Bosmina hagmanni</i> Stingelin, 1904	<i>Diaphanosoma birgei</i> Korinek, 1981
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> Sars, 1886	<i>Diaphanosoma spinulosum</i> Herbst, 1975
<i>Ceriodaphnia silvestrii</i> Daday, 1902	<i>Moina minuta</i> Hansen, 1899
<i>Chydorus eurynotus</i> Sars, 1901	<i>Simocephalus latirostris</i> Stingelin, 1906
<b>Copépodes</b>	
<i>Notodiaptomus amazonicus</i> (Wright, 1935)	<i>Mesocyclops meridianus</i> (Kiefer, 1926)
<i>Notodiaptomus henseni</i> (Dahl, 1894)	<i>Termocyclops decipiens</i> Kiefer, 1929
<i>Mesocyclops aspericornis</i> (Daday, 1906)	<i>Termocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)

\* Adaptado de Dias (2008)

Quanto ao zooplâncton, foi observado que esta comunidade apresentou a maior abundância após o início do cultivo, especialmente após 15 dias da instalação dos tanques-rede. Para os cladóceros, ao contrário dos outros grupos, o pico de abundância ocorreu após 30 dias do início do experimento (Figuras 6a-d). Para os rotíferos, foi registrada elevada abundância também no final do cultivo das tilápias (120 dias). Quanto às regiões amostradas, não foi possível observar diferenças nítidas entre os pontos de coleta situados próximos aos tanques-rede e a jusante e montante dos mesmos (Figuras 6a-d). Maiores detalhes sobre a abundância da comunidade zooplânctônica do ribeirão Guairacá durante o período de estudo podem ser encontradas em Dias (2008).

Em geral, as variações temporais da abundância fitoplânctônica e zooplânctônica não apresentaram a mesma tendência durante o período de estudo. A densidade média do fitoplâncton e a abundância média do zooplâncton obtidas nas primeiras amostragens variaram concomitantemente, com menores valores antes do início do experimento e aumento desses atributos na coleta realizada após 15 dias do início do cultivo e diminuição no tempo de 30 dias. A partir de então, a densidade fitoplânctônica aumentou até os 90 dias da instalação dos tanques e, em seguida, diminuiu bruscamente ao final do experimento (120 dias), enquanto que a abundância do zooplâncton apresentou padrão contrário, diminuiu constantemente após 30 dias e depois aumentou após 120 dias do início do experimento (Figura 7).

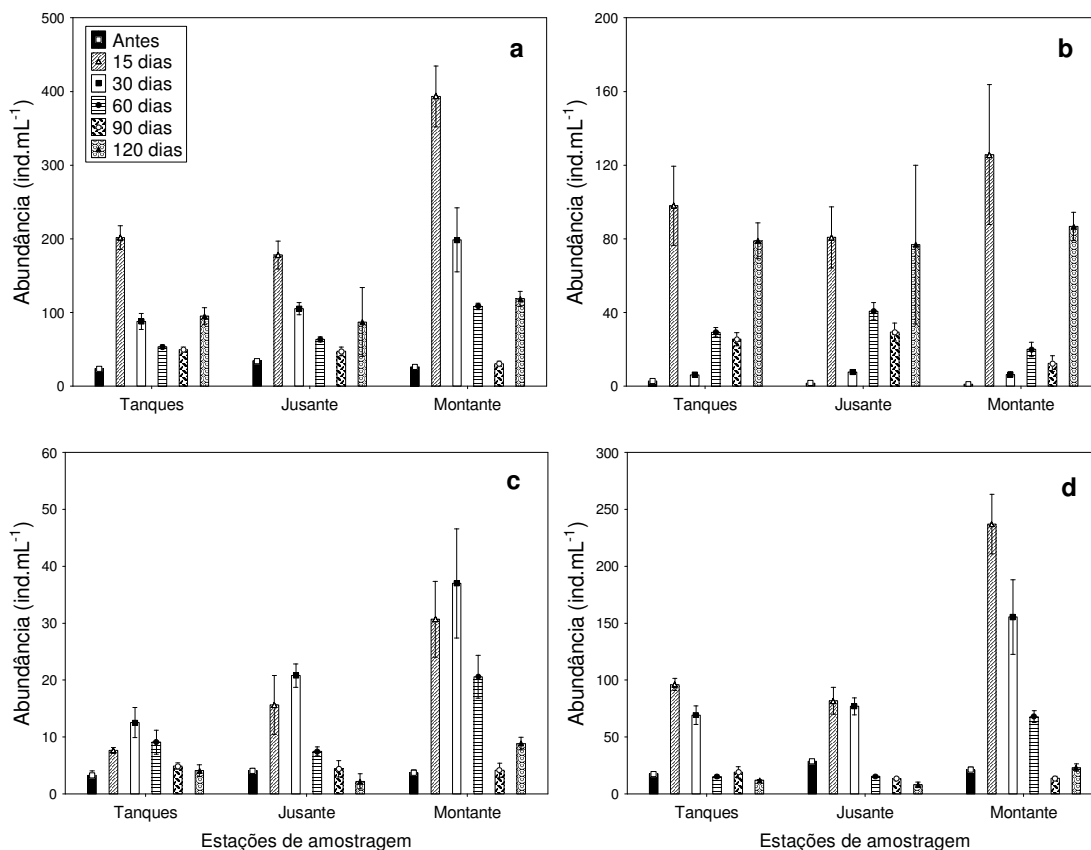


Figura 6 – Abundância do zooplâncton total (a), de rotíferos (b), cladóceros (c) e copépodes (d), nos diferentes pontos de amostragem ao longo do tempo para a subsuperfície do ribeirão Guairacá. Média +/- erro padrão. Observar diferenças na escala. Modificado de Dias (2008).

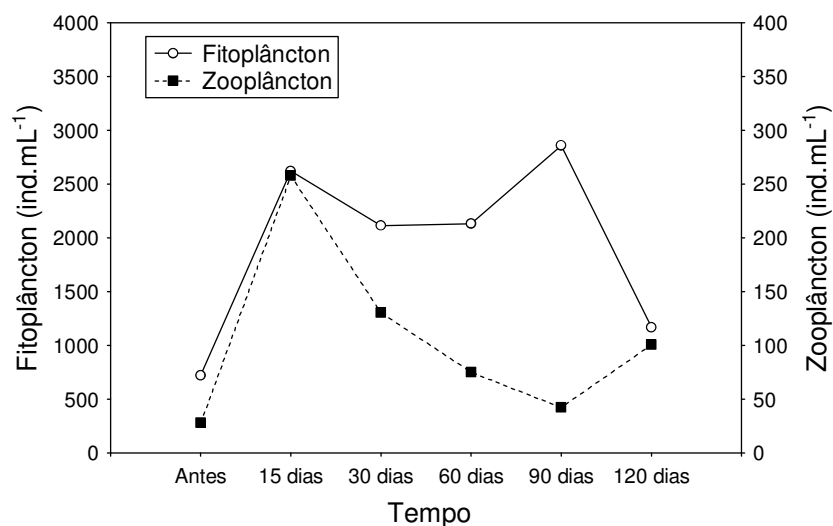


Figura 7 – Densidade fitoplanctônica do zooplâncton ao longo do tempo, para a subsuperfície do ribeirão Guairacá. Valores médios para os diferentes tratamentos e réplicas.

A Análise de Correspondência Canônica (CCA) evidenciou correlações significativas entre a densidade das espécies fitoplanctônicas e as variáveis abióticas

selecionadas para estudo, juntamente com a abundância do zooplâncton. Os escores foram significativos para os dois primeiros eixos canônicos ( $p < 0,05$ ), de acordo com o teste de Monte Carlo e explicaram 55,2% da variabilidade total dos dados. A CCA evidenciou diferenças na distribuição temporal da densidade fitoplanctônica no ribeirão Guairacá, todavia, diferenças espaciais não foram observadas (Figuras 8a,b).

O eixo 1 da CCA explicou 39,1% da variabilidade total dos dados e as principais variáveis que contribuíram para a formação desse eixo foram: abundância de cladóceros (0,75), de copépodes (0,77), temperatura da água (0,37), concentrações de fósforo total (0,33), razão N:P (0,29), velocidade do vento (-0,43) e abundância dos rotíferos (-0,34). Esse primeiro eixo separou à direita no diagrama as unidades amostrais referentes ao período 15 e 30 dias após o início do cultivo de tilápias nos tanques-rede das demais unidades amostrais (Figura 8a).

O segundo eixo da CCA explicou 16,1% da variabilidade total dos dados, sendo as principais variáveis relacionadas:  $\text{NO}_3$  (0,74), zona de mistura (0,55), turbidez (0,35), oxigênio dissolvido (-0,48) e  $\text{NH}_4$  (-0,42). O diagrama da CCA, referente a este segundo eixo, evidenciou a separação temporal das unidades amostrais referentes ao período anterior ao início do cultivo das tilápias nos tanques-rede, das unidades amostrais referentes aos tempos finais do experimento, especialmente após 90 e 120 dias (Figura 8a).

Quanto à dispersão das espécies fitoplanctônicas ao longo dos dois primeiros eixos da CCA, as cianobactérias estiveram posicionadas à direita do diagrama, correspondentes aos tempos 15 e 30 dias, sendo favorecidas, entre outros fatores, pelas maiores concentrações de PT,  $\text{NO}_3$ , maior razão N:P, maior turbidez (15 dias), menor velocidade do vento e maior abundância dos microcrustáceos. No quadrante inferior esquerdo do diagrama, pode-se observar espécies de Cryptophyceae, mais abundantes em densidade nos tempos finais do experimento, quando foram observadas as maiores concentrações de oxigênio dissolvido e transparência da coluna de água, maior contribuição dos rotíferos e as menores abundâncias de cladóceros e copépodes (Figura 8b).



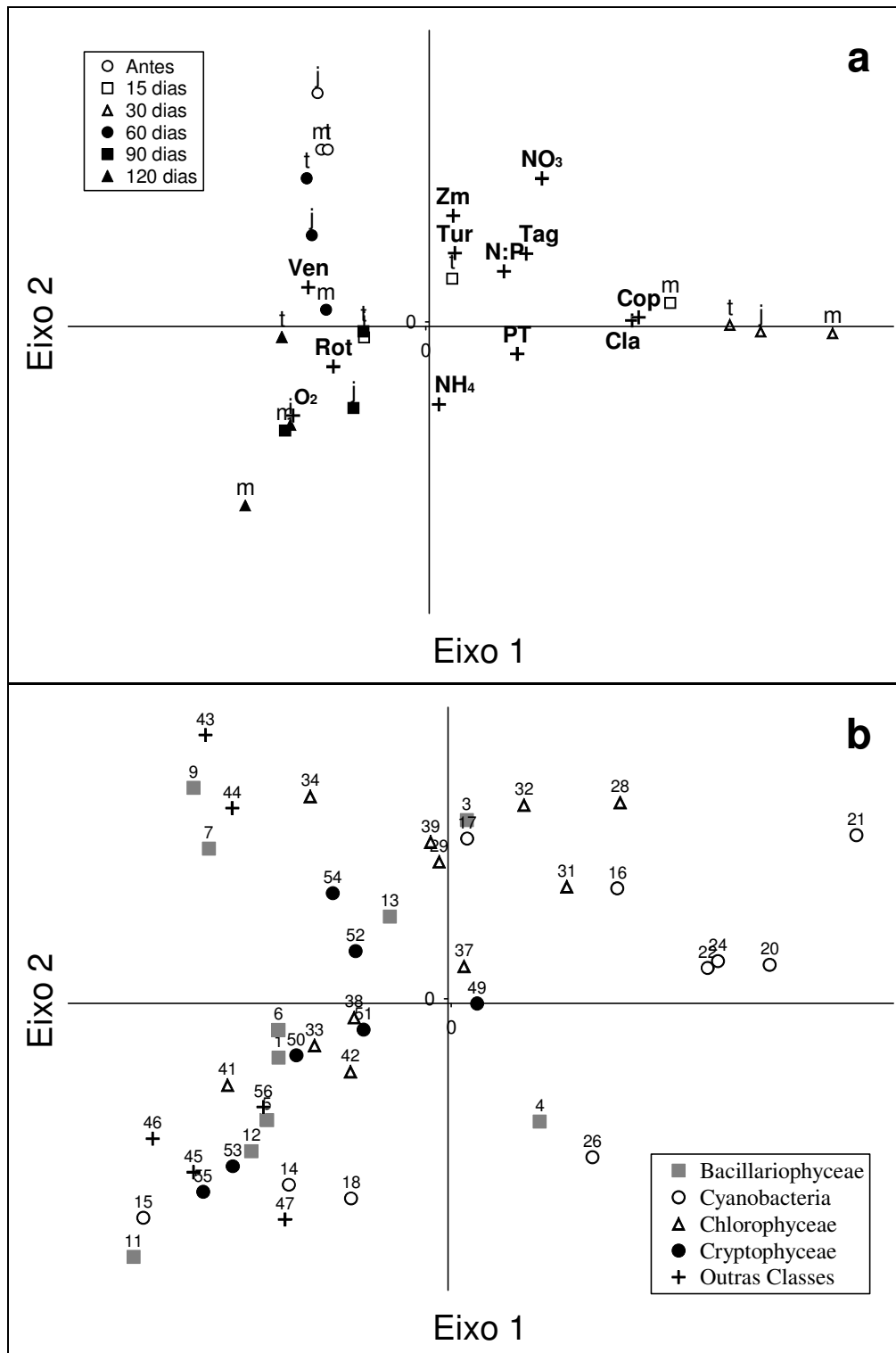


Figura 8 – Dispersão dos escores dos locais por tempo de coleta e das variáveis abióticas e abundância do zooplâncton (a) e da densidade das principais espécies fitoplanctônicas (b) ao longo dos dois primeiros eixos da CCA. tanques (t), jusante (j), montante (m), cladóceros (Cla), rotíferos (Rot) e copépodos (Cop). Demais códigos nas tabelas 1 e 3.

## DISCUSSÃO

A diluição dos resíduos da piscicultura em tanques-rede diretamente nos corpos de água resulta na degradação dos ambientes e promove alterações na estrutura e dinâmica das comunidades aquáticas. No caso dos reservatórios, a capacidade de diluição e minimização dos impactos sobre as comunidades dependerá da circulação da água. Além disso, ao longo do tempo, o despejo de carga constante de nutrientes pode superar a capacidade de suporte do ambiente, resultando na eutrofização, a qual promove impactos relevantes nas comunidades planctônicas (Diaz et al., 2001; Guo e Li, 2003; Agostinho et al., 2007; Dias, 2008; Guo et al., 2009).

Foi observado aumento significativos das concentrações de nitrogênio total e amônia durante o cultivo experimental de tilápias em tanques-rede no ribeirão Guairacá, ocasionado, possivelmente, pelos restos das rações não consumidas e excretas dos peixes despejados diretamente na coluna de água. Entretanto, o aumento nas concentrações de nutrientes não apresentou elevada magnitude, devido, possivelmente, ao pequeno número de tanques-rede utilizados, estações do ano monitoradas (outono/inverno), a hidrodinâmica deste ribeirão, processo de sedimentação e também a absorção dos nutrientes realizada pelas demais comunidades aquáticas fotossintetizantes, como macrófitas aquáticas e perifíton.

Quanto ao fósforo solúvel reativo, foi observada diminuição significativa nos valores médios desse nutriente ao longo do tempo, devido, provavelmente à rápida absorção do mesmo pelo fitoplâncton, sua deposição no sedimento, ou ainda, por seu carreamento ao longo do curso do ribeirão Guairacá. De acordo com Alves e Bacarin (2005) os nutrientes solúveis podem ter sua distribuição influenciada pela ação de correntes e podem não se concentrar apenas no local onde são liberados.

As maiores densidades fitoplanctônicas observadas após o início do arraçoamento das tilápias, indicam o provável favorecimento dessa comunidade durante o experimento, principalmente devido à absorção de nutrientes provenientes dos resíduos gerados pela produção das tilápias. Este fato foi evidenciado pela diferença significativa entre o período anterior e os posteriores à instalação dos tanques.

Juntamente com o fitoplâncton, a comunidade zooplanctônica é composta por organismos com grande sensibilidade ambiental, podendo ser utilizados como bioindicadores de mudanças ambientais causadas por impactos antropogênicos (Attayde e Bozelli, 1998; Pinto-Coelho et al., 2005; Eskinazi-Sant'Anna et al., 2007). A comunidade zooplanctônica também apresentou maior abundância após o início do

experimento realizado com os tanques-rede, com aumento dos cladóceros e copépodes logo após o início do cultivo e dos rotíferos praticamente ao longo de todo o período analisado (Dias, 2008).

Quanto à escala espacial, não foram observadas diferenças significativas tanto para as concentrações de nutrientes, quanto para a densidade fitoplanctônica, especialmente em virtude das características hidrodinâmicas do ribeirão Guairacá, que constitui ambiente lótico, fortemente influenciado pelo vento e que apresentou elevada extensão da zona de mistura. E ainda, a proximidade do local de instalação do experimento da foz deste ribeirão no reservatório de Rosana propiciou entrada de água do rio Paranapanema neste braço, favoreceu a distribuição homogênea dos resíduos da aquicultura e a similaridade espacial observada quanto aos nutrientes e comunidades planctônicas analisadas. Entretanto, ao estudar a densidade da comunidade perifítica desse ribeirão, Fonseca et al. (2009) observaram diferenças entre os pontos monitorados ao longo do eixo longitudinal.

A Classe Cryptophyceae, dominante em densidade no período anterior e nos tempos finais do experimento, foi provavelmente favorecida pelas maiores concentrações de oxigênio dissolvido e transparência da coluna de água, bem como pelas menores abundâncias de cladóceros e copépodes. A entrada de água do reservatório de Rosana no ribeirão Guairacá, somada à ação dos ventos e das correntes do próprio ribeirão, promovem turbulência, e vários autores têm observado que durante períodos de mistura da coluna de água, ou após elevada turbulência, as criptofíceas são favorecidas, pois a turbulência propicia a redistribuição de nutrientes na coluna de água, bem como reduz a pressão por predação (Klaveness, 1988; Dos Santos e Calijuri, 1998; Reynolds et al. 2002; Train et al., 2005). Em estudos anteriores realizados no reservatório de Rosana, Train et al., (2005) e Rodrigues et al. (2005) também registraram elevada contribuição de espécies do gênero *Cryptomonas*.

A comunidade zooplânctônica pode afetar o fitoplâncton diretamente pelo consumo de células, ou indiretamente por meio da reciclagem de nutrientes (Haney, 1987; Lampert, 1987; Noges, 1997; Grigorszky et al., 1998; González, 2000; Bonecker e Aoyagui, 2005). Também deve ser considerado que o efeito da predação do zooplâncton sobre o fitoplâncton é dependente de inúmeros fatores, incluindo a composição do fitoplâncton, bem como a morfologia e fisiologia das espécies (James e Forsyth, 1990).

A suscetibilidade das criptofíceas à predação zooplanctônica é bem conhecida na literatura (Klaveness, 1988; Reynolds, 1988; 1997; Dos Santos e Calijuri, 1998; Ventelä et al., 2002; Reynolds et al., 2002; Padisák et al., 2009) e também foi verificada no presente estudo, fato que explica a diminuição deste grupo algal quando foram verificadas as maiores abundâncias dos microcrustáceos. Entretanto, as análises evidenciaram também correlações positivas entre criptofíceas e rotíferos, assim como registrado por Bonecker e Aoyagui (2005) para um reservatório subtropical localizado na região central do Brasil. Esteves (1998) menciona que a associação dos rotíferos ao fitoplâncton é de tal maneira acentuada que nos casos de floração de algas ocorre o crescimento acentuado da população destes e, com o término da floração, os rotíferos desaparecem totalmente.

O aumento da poluição dos ambientes aquáticos tem provocado impactos severos aos ecossistemas. Com a aceleração do processo de eutrofização as cianobactérias têm dominado os ambientes, e registros de florações tem se tornado cada vez mais comum. Durante as florações, as cianotoxinas são liberadas na coluna de água e ocasionam a intoxicação de várias espécies, redução da herbivoria do zooplâncton, promovendo assim, alterações nas cadeias alimentares aquáticas e a alteração de todo o equilíbrio do ecossistema (Christoffersen, 1996; Charmichael, 1997; Codd, 2000; Yunes et al., 1998; Chorus e Barthram, 1999; Dewes et al., 2007).

O aumento da pressão por predação do zooplâncton sobre espécies fitoplanctônicas de pequeno porte (<40µm) e consequente favorecimento de cianobactérias de elevado tamanho celular tem sido registrado por diversos autores (Haney, 1987; Agasild et al., 2007; McCarthy et al., 2007; Bonecker et al., 2007). Assim, provavelmente, o aumento da pressão de predação dos cladóceros e copépodes sobre as criptofíceas logo após o início do cultivo, favoreceu o aumento das cianobactérias. Todavia, após o estabelecimento da floração de Cyanobacteria ocorreu a redução dos microcrustáceos, fato que pode ser atribuído à dominância de espécies de cianobactérias coloniais de elevado tamanho e com ampla mucilagem e, portanto, menos edíveis e de difícil digestibilidade, além de terem sido registradas cepas tóxicas (ver capítulo II).

Vários autores também verificaram o efeito negativo das cianobactérias e de suas toxinas para o desenvolvimento e crescimento da comunidade zooplanctônica (Lampert, 1987; Haney, 1987; DeMott, 1999; Nogueira, 2000; Ferrão-Filho et al., 2000; Ghadouani et al., 2003; Leflaive e Ten-Hage, 2007). Assim, a manutenção da

abundância do zooplâncton durante o início da floração das cianobactérias indica que nesse período, esta comunidade deve ter utilizado outras fontes de recurso alimentar, como o bacterioplâncton e os flagelados heterotróficos (Dias, 2008), além das criptofíceas, como afirmado anteriormente, cuja densidade diminuiu durante esta fase do experimento.

As cianobactérias também apresentam a capacidade de alterar sua posição na coluna de água, devido à presença de aerótopos, o que constitui uma vantagem competitiva deste grupo em ambientes com baixa luminosidade, ou mesmo, podem ocasionar a elevação da turbidez e assim limitar outros grupos fitoplanctônicos (Scheffer, 1997), características que, no presente estudo, podem explicar sua correlação com o maior valor de turbidez, verificado após 15 dias o início do cultivo. As principais cianobactérias registradas (*Radiocystis fernandoi*, *Microcystis* spp. e *Pseudanabaena muscicola*) também podem ter sido favorecidas pelas condições de mistura da coluna de água, como observado por outros autores (Ganf, 1974; Huszar et al., 2000; Reynolds et al., 2002; Borges et al., 2008b; Bovo-Scomparin e Train, 2008 Padisák et al., 2009).

As altas razões N:P (> 14) indicam que o ambiente sofre limitação por fósforo, logo, as cianobactérias que são capazes de assimilar e estocar este nutriente foram favorecidas. Outros estudos também associaram o sucesso das cianobactérias à disponibilidade de nutrientes e a capacidade que possuem de estocar fósforo (Chorus e Bartran, 1999, Marinho e Huszar, 2002; Borges et al., 2008a,b; Bovo-Scomparin e Train, 2008).

Segundo os padrões de qualidade para os corpos de água fixados pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), o braço formado pelo ribeirão Guairacá apresentou densidade de cianobactérias superior ao valor máximo permitido (<50.000 cel.mL<sup>-1</sup>) a este parâmetro para águas da Classe 2 destinadas, entre outros fins, à aquicultura e à atividade de pesca. Portanto, para fins de licenciamento de cultivos em tanques-rede nesse ambiente, recomenda-se o cumprimento desta Resolução quanto ao valor máximo permitido de densidade de cianobactérias estabelecidos para a Classe 2.

Constatou-se que para a densidade fitoplanctônica do ribeirão Guairacá, na área de influência dos tanques-rede, tanto os fatores abióticos quanto a abundância zooplanctônica constituíram importantes fatores estruturadores. Todavia, o aumento do número de tanques-rede e de peixes utilizados em sistemas produtivos comerciais,

provavelmente ocasionaria aumento acentuado dos nutrientes (eutrofização) e alterações drásticas quanto às teias tróficas.

Rückert e Giani (2006) observaram fraca relação entre o fitoplâncton e o zooplâncton e a ausência de controle “top-down” durante estudo realizado em um reservatório eutrófico (Pampulha) localizado em Minas Gerais. Neste sentido, devido ao conseqüente aumento do nível trófico da água provocado pela criação de peixes em tanques-rede, ressalta-se a necessidade de monitoramento constante da atividade, além de estudos que utilizem escalas temporais ainda menores, visto o curto tempo de desenvolvimento dessas comunidades planctônicas.

Sabe-se que as relações entre o zooplâncton e as cianobactérias dependem das espécies zooplanctônicas em questão, bem como das espécies de cianobactérias e de seus diversos tamanhos e estados fisiológicos (Lampert, 1987), inclusive, algumas espécies zooplanctônicas podem consumir cianobactérias e mesmo, adquirir certa resistência às cianotoxinas (James e Forsyth, 1990; Turner et al., 1998; Panosso et al., 2003). Sugere-se, portanto, a realização de estudos sobre o tamanho do corpo dos organismos zooplanctônicos e de suas taxas de consumo em relação à comunidade fitoplactônica neste ambiente, especialmente quanto à ingestão ou não de cianobactérias e a influência dessa relação para a dominância deste grupo algal.

Também são necessários estudos que avaliem a influência da comunidade íctica tanto para o fitoplâncton (herbivoria) quanto para o zooplâncton (predação) e também a influência de viroses que podem afetar o fitoplâncton e influenciar a susceptibilidade dessa comunidade ao zooplâncton, pois de acordo com Van Hannen et al., (1999), algumas viroses podem ocasionar a quebra das cianobactérias, tornando-as edíveis aos rotíferos. Branco et al. (2002) também observaram o favorecimento de algumas espécies de rotíferos durante floração de *Microcystis aeruginosa* em um reservatório localizado no sudeste do Brasil.

Os resultados confirmaram a hipótese predita, pois foi registrado aumento das concentrações de nitrogênio total e amônio e da densidade fitoplanctônica, especialmente de cianobactérias, as quais, provavelmente, ocasionaram a redução da abundância dos microcrustáceos zooplanctônicos. Todavia, a magnitude dos efeitos dos tanques-rede sobre os nutrientes e as comunidades planctônicas analisadas foi pequena, devido, provavelmente, ao baixo número de tanques-rede e peixes utilizados, estações do ano monitoradas (outono/inverno) e a hidrodinâmica do ambiente, como ressaltado anteriormente.

Tendo em vista que para a expansão contínua da aquicultura, faz-se necessário a manutenção de ecossistemas dulcícolas saudáveis, sugere-se que o cultivo de peixes em tanques-rede nos reservatórios seja objeto de manejo adequado e monitoramento constante. Ressalta-se também, a necessidade da aplicação de práticas ambientalmente corretas e do cumprimento e aprimoramento das leis que regulam o setor aquícola, visando à sustentabilidade desse sistema produtivo e a manutenção dos múltiplos usos da água em reservatórios.

## REFERÊNCIAS

- Agasild, H., P. Zingel, I. Tönno, J. Haberman & T. Nõges, 2007. Contribution of different zooplankton groups in grazing on phytoplankton in shallow eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). *Hydrobiologia* 584:167–177.
- Agostinho, A. A., L. C. Gomes & F. M. Pelicice, 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Eduem, Maringá.
- Alves, R. C. P., A. E. Baccarin, 2005. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, baixo rio Tietê, SP). In Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcín (eds), *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Rima, São Carlos: 329-347.
- American Public Health Association, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19<sup>th</sup> ed. APHA, Washington DC.
- Attayde, J. L. & R. L. Bozelli, 1998. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1789-1797.
- Ayrosa, D. M. M. R., F. P. B. Furlaneto & L. M. S. Ayrosa, 2006. Regularização de projetos de cultivo de peixes em tanques-rede no Estado de São Paulo. *Panorama da aquicultura* 16: 1-8.
- Bernardi, R. & G. Giussani, 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia* 200/201: 29-41.
- Bicudo, C. E. M., R. J. J. Ramírez, A. Tucci & D. C. Bicudo, 1999. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: O Lago das Graças, São Paulo. In: Henry, R. (ed). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FAPESP, Botucatu: 451-507.
- Bonecker C. C. & A. S. M. Aoyagui, 2005. Relationships between rotifers, phytoplankton and bacterioplankton in the Corumbá reservoir, Goiás State, Brazil. *Hydrobiologia* 546: 415–421.
- Bonecker, C. C., M. Y. Nage, M. C. M. Bletler, L. F. M. Velho & F. A. Lansac-Tôha, 2007. Zooplankton biomass in tropical reservoirs in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 579: 115–123.

- Boon, P. I., S. E. Bunn, J. D Green & R. J. Shiel, 1994. Consumption of cyanobacteria by freshwater zooplankton: Implications for the success of “top-down” control of cyanobacteria in Austrália. *Australian Journal of Marine and freshwater Reseach* 45: 875-887.
- Borges, P. A. F., S. Train & L. C. Rodrigues, 2008a. Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia* 607: 63-74.
- Borges, P. A. F., S. Train & L. C. Rodrigues, 2008b. Estrutura do fitoplâncton, em curto período de tempo, em um braço do reservatório de Rosana (ribeirão do Corvo Paraná, Brasil). *Acta Scientiarum Biological Science* 30: 57-65.
- Borghetti, N. R. B, A. O. Ostrensky & J. R. Borghetti, 2003. Aquicultura: uma visão geral sobre a produção de organismos aquáticos no Brasil e no mundo. Grupo integrado de aquicultura e estudos ambientais, Curitiba.
- Bottrell, H.H., A. Duncan, Z. M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzing, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska, 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* 24: 419-456.
- Bovo-Scomparin, V. M. & S. Train, 2008. Long-term vaiability of the phytoplankton community in an isolated floodplain lake of the Ivinhema River State Park, Brazil. *Hydrobiologia* 610: 331-344.
- Branco, C. W. C., M. I. A. Rocha, G.F. S. Pinto, G. A. Gômara & R. De Filippo, 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
- Carmichael, W. W., 1997. The cyanotoxins. *Advances in Botanical Research* 27: 211-256.
- CESP. 1998. Conservação e manejo nos reservatórios: limnologia, ictiologia e pesca. São Paulo: Série Divulgação e Informação 220.
- Chorus, I. & J. Bartram, 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. WHO, E & FN Spon, London.
- Christoffersen, K., 1996. Ecological implications of cyanobacteria toxins in aquatic food webs. *Phycologia* 35: 42-50.
- Codd, G. A., 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrofication control. *Ecological engineering* 16: 51-60.
- Cole, G. A., 1994. Text book of limnology. Waveland Press Inc., Illinois.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Resolução CONAMA nº 357, de março de 2005, SEMA, Brasília.
- Degans, H. & L. D. Meester, 2002. Top-down control of natural phyto and bacterioplankton prey communities by *Daphnia magna* by the natural zooplankton community of the hypertrophic Lake Blankaart. *Hydrobiologia* 479: 39-49.
- DeMott, W. R., 1999. Foraging strategies and growth inhibition in five daphnids feeding on mixture of a toxic cyanobacterium and green alga. *Freshwater Biology* 42: 263-274.
- Dewes, L. J., J. M. Monserrat, P. M. Ihara1 & J. S. Yunes, 2007. Toxin Accumulation



and Biochemical Alterations in the Estuarine Crab *Neohelice granulata* (Decapoda, Brachyura) After Exposure to Microcystins. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology* 2: 203-209.

Dias, J. D., 2008. Impacto da piscicultura em tanques-rede sobre a estrutura da comunidade zooplancônica em um reservatório subtropical, Brasil. Dissertação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná.

Diaz, M. M., P. F. Temporetti & F. L. Pedrozo, 2001. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura reservoir (Patagônia, Argentina). *Lakes e Reservoirs: Research and Management* 6: 151-158.

Dos Santos, A. C. A. & M. C. Calijuri, 2008. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia* 367: 139-152.

Eskinazi-Sant'Anna, E. M., R. Menezes, I. S. Costa, R.F. Panosso, M. Araujo & J. L. Attayde, 2007. Composição da comunidade zooplancônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis* 11: 410-421.

Esteves, F. A., 1998. Fundamentos de limnologia. Interciência, Rio de Janeiro.

FAO, 2004. The state of World's fisheries and aquaculture 2004. Rome. Italy: FAO information Division. Disponível em [www.fao.org/sof/sofia/index\\_en.htm](http://www.fao.org/sof/sofia/index_en.htm). Acesso em 23 de setembro de 2005.

Ferrão-Filho, A. S., S. M. F. O. Azevedo & W. R. Demott, 2000. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. *Freshwater Biology* 45: 1-19.

Fonseca, I. A., N. S. Siqueira & L. Rodrigues, 2009. Algas Perifíticas a montante e jusante do local de instalação de tanques-rede em tributários do reservatório de Rosana – Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Science* 31: 135-141.

Ganf, G. G., 1974. Diurnal mixing and vertical distribution of phytoplankton in a shallow equatorial lake. *Journal of Ecology* 62: 611-629.

Gasiunaitė, Z. R. & I. Olenina, 1998. Zooplankton-phytoplankton interactions: a possible explanation of the seasonal succession in the Kuršiu Marios lagoon. *Hydrobiologia* 363: 333-339.

Ghadouani, A., B. Pinel-Alloul & E. E. Prepas, 2003. Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities. *Freshwater Biology* 48: 363-381.

Giné, M. F., H. Bergamin, E. A. G. Zagatto & B. F. Reis, 1980. Simultaneous determination of nitrite and nitrate by flow injection analysis. *Analytica Chimica Acta* 114: 191-197.

Golterman, H. L., R. S. Clymo & M. A. M. Ohstad, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell Scientific Publication, Oxford.

Gosselain, V., L. Viroux & J. P. Descy, 1998. Can a community of small-bodied grazers control phytoplankton in rivers? *Freshwater Biology* 39: 9-24.

González, E. J., 2000. Nutrient enrichment and zooplankton effects on the phytoplankton community in microcosms from El Andino reservoir (Venezuela). *Hydrobiologia* 434: 81-96.

- Grigorszky, I., S. Nagy, A. Tóth, C. Máthé, Z. Müller & G. Borbély, 1998. Effect of large and of small-bodied zooplankton on phytoplankton in a eutrophic oxbow. *Journal of Plankton Research* 20: 1989-1995.
- Guo, L. & Z. Li, 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze river basin of China. *Aquaculture*, 226: 201-212.
- Guo, L., L. Zhongjie, P. Xie & L. Ni, 2009. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International* 17:229–241.
- Haney, J. F. 1987. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 467-475.
- Huszar, V. L. M., L. H. S. Silva, M. M. Marinho, P. Domingos & C. L. Sant`Anna, 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia* 424: 67-77.
- James, M. R. & D. J. Forsyth, 1990. Zooplankton-phytoplankton interactions in a eutrophic lake. *Journal of Plankton Research* 12: 455-472.
- Jensen, J. P., E. Jeppesen, K. Orlík & P. Kristensen, 1994. Impact of nutrients and physical factors on a shift from Cyanobacterial to Chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 51: 1692-1699.
- Kimmel, B. L., O. T. Lind & L. J. Paulson, 1990. Reservoir primary production. In Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Paine (eds), *Reservoir limnology: Ecological Perspectives*. John Wiley e Sons, New York: 133-193.
- Klaveness, D., 1988. Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In Sandgren S. D. (ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 105–133.
- Koroleff, K., 1976. Determination of ammonia. In Grasshoff, K. & E. Kremling (eds), *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie, Weinheim.
- Kozak, A. & R. Goldyn, 2004. Zooplankton versus phyto and bacterioplankton in the Maltanski reservoir (Poland) during an extensive biomanipulation experiment. *Journal of Plankton Research* 26: 37-48.
- Kubtiza, F., 1999. Tanques-rede, rações e impacto ambiental. *Panorama da aquicultura jan/fev*: 44-50.
- Leflaive, J. & L. Ten-Hage, 2007. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. *Freshwater Biology* 52: 199–214.
- Lampert, W., 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21: 483-490.
- Maack, R., 1981. *Geografia física do Estado do Paraná*. José Olympio, Rio de Janeiro.
- Mackereth, F. Y. H., J. R. Heron & J. F. Tailing, 1978. *Water analysis: Some revised methods for limnologists*. (Scientific Publication, 36). Freshwater Biological Association.
- Marinho, M. M. & V. L. M. Huszar, 2002. Nutrient availability and physical conditions

as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Archiv für Hydrobiologie* 153: 443-468.

McCarthy, M. J., P. J. Lavrentyev, L. Yang, L. Zhang, Y. Chen, B. Qin & W. S. Gardner, 2007. Nitrogen dynamics and microbial food web structure during a summer cyanobacterial bloom in a subtropical, shallow, well-mixed, eutrophic lake (Lake Taihu, China). *Hydrobiologia* 581:195–207.

McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Blach, Oregon.

Naylor, R. L., R. J. Goldberg, J. H. Primavera, N. Kautsky, M. C. M. Beveridge, J. Clay, C. Folke, J. Lubchenco, H. Mooney & M. Troell, 2000. Effect of aquaculture on wild fish supplies. *Nature* 405: 1017-1024.

Noges, T., 1997. Zooplankton-Phytoplankton interaction in lakes Võrtsjarv, Peipsi (Estonia) and Yaskhan (Turkmenia). *Hydrobiologia* 342/343: 175-184.

Nogueira, M. G., 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia* 431: 115-128.

Nogueira, M. G., A. Jorcin, S. C. Vianna & Y. C. Britto, 2002. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), Brasil. In Cirelli, A. F. & G. C. Marquisá (eds), *El Agua en Iberoamérica – De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*. Santiago do Chile: CYTED XVII/CETA: 91-106.

Padisák, J., L. C. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.

Pagioro, T. A., M. C. Roberto, S. M. Thomaz, S. A. Pierini & M. Taka, 2005. Zonação longitudinal das variáveis limnológicas abióticas em reservatórios. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos: 39-46.

Panosso, R., P. Carlsson, B. Kozłowsky-Suzuki, S. M. O. Azevedo & A. E. Granéli, 2003. Effect of grazing by a neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. *Journal of Plankton Research* 25: 1169-1175.

Paterson, M. J., D. Findlay, K. Beaty, E. U. Schindler, M. Stainton & G. McCullough, 1997. Changes in the planktonic food web of a new experimental reservoir. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 54: 1088-1102.

Pinto-Coelho, R.M., B. Pínel-Alloul, G. Méthot & K.E. Havens, 2005. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 62: 348-361.

Reynolds, C. S., 1988. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In Sandgren, C. (ed), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, New York: 388-433.

Reynolds, C. S., 1997. *Vegetation process in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Ecology Institute, Oldendorf.

- Reynolds, C. S., V. L. M. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24: 417-428.
- Rodrigues, L. C., S. Train, B. M. Pivato, V. M. Bovo, P. A. F. Borges & S. Jati, 2005. Assembléias fitoplanctônicas de trinta reservatórios do Estado do Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos: 57-72.
- Rückert, G. & A. Giani, 2008. Biological interactions in the plankton community of a tropical eutrophic reservoir: is the phytoplankton controlled by zooplankton? *Journal of Plankton Research* 30: 1157-1168.
- Sabbag, O. J., R. R. Rozales, M. A. A. Tarsitano & A. N. Silveira, 2007. Análise econômica da produção de tilápias (*Oreochromis niloticus*) em um modelo de propriedade associativa em Ilha Solteira/SP. *Custos e @gronegócio (on line)* 3: 86-100.
- Scheffer, M., S. Rinaldi, A. Gragnani, L. R. Mur & E. H. V. Nes, 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow turbid lakes. *Ecology* 78:272-282.
- Straskraba, M. & J. G. Tundisi, 1999. Reservoir Ecosystem Functioning: Theory and Application. In Tundisi, J. G & M. Straskraba (eds), *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos: 565-597.
- Ter Braak, C. J. F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Train, S. & L. C. Rodrigues, 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 361: 125-134.
- Train, S., L. C. Rodrigues, V. M. Bovo, P. A. F. Borges & B. M. Pivato, 2004. Phytoplankton composition and biomass in environments of the Upper Paraná river. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds), *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain*. EDUEM, Maringá: 63-74.
- Train, S., S. Jati, L. C. Rodrigues & B. M. Pivato, 2005. Distribuição Espacial e Temporal do Fitoplâncton em Três Reservatórios da Bacia do Rio Paraná. In Rodrigues, L., S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & L. C. Gomes (eds), *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. Rima, São Carlos: 73-85.
- Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi & O. Rocha, 1999. Theoretical basis for reservoir management. In Tundisi, J. G. & M. Straskraba (eds), *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, São Carlos: 505-528.
- Tundisi, J. G., T. Matsumura-Tundisi & J. E. M. Tundisi, 2008. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. *Brazilian Journal of Biology* 68: 1133-1135.
- Turner, J., R. Hopcroft, J. A. Lincoln, C. S. Huestis, P. A. Tester & J. C. Roff, 1998. Zooplankton Feeding Ecology: Grazing by Marine Copepods and Cladocerans upon Phytoplankton and Cyanobacteria from Kingston Harbour, Jamaica. *Marine Ecology* 19:

195-208.

UEM/Nupélia/Pronex. 2006. Avaliação preliminar da viabilidade de tilápia nilótica em tanques-rede. Maringá, Relatório Parcial, 110pp.

Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodic. Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1-38.

Van Hannen E. J., G. Zwart, M. P. Van Agterveld, H. J. Gons, J. Ebert & H. J. Laanbroek, 1999. Changes in Bacterial and Eukaryotic Community Structure after Mass Lysis of Filamentous Cyanobacteria Associated with Viruses. Applied And Environmental Microbiology 65: 795–801.

Ventelä, A., K. Wiackowski, M. Moilanen, V. Saarikari, K. Vuorio & J. Sarvala, 2002. The effect of small zooplankton on the microbial loop and edible algae during a cyanobacterial bloom. Freshwater Biology 47: 1807-1819.

Yunes, J S., A. Mattjiensen, M. Parise, P. S. Salomon, S. L. Raggett, K. A. Beattie & G. A. Codd, 1998. *Microcystis aeruginosa* growth stages and the occurrence of microcystins in Patos Lagoon, Southern Brazil. In Reguera, B., J. Blanco, M. L. Fernández & T. Wyatt (eds), Harmful algae. Xunta de Galicia e Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO: 18-21.