

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP

CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES BIÓTICAS E
ABIÓTICAS EM UM VIVEIRO NEOTROPICAL
IMPACTADO**

Érica Camargo Oliveira Capitanio

Jaboticabal, São Paulo

2015

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP

CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES BIÓTICAS E
ABIÓTICAS EM UM VIVEIRO NEOTROPICAL
IMPACTADO**

Érica Camargo Oliveira Capitanio

Orientadora: Dra. Lúcia Helena Sipaúba Tavares

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre.

Jaboticabal, São Paulo

2015

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Avaliação das condições bióticas e abióticas em um viveiro Neotropical Impactado.

AUTORA: ÉRICA CAMARGO OLIVEIRA

ORIENTADORA: Profa. Dra. LUCIA HELENA SIPAUBA TAVARES

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Aqüicultura , pela Comissão Examinadora:


Profa. Dra. LUCIA HELENA SIPAUBA TAVARES

UNESP / Laboratório de Limnologia e Produção de Plancton / CAUNESP/ Jaboticabal, SP



Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO
Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro



Profa. Dra. MARIA DA GRAÇA GAMA MELÃO
Departamento de Hidrobiologia / Universidade Federal de Sao Carlos

Data da realização: 12 de junho de 2015.

C244a Capitano, Érica Camargo Oliveira
Avaliação das condições bióticas e abióticas em um viveiro neotropical impactado / Érica Camargo Oliveira Capitanio. -- Jaboticabal, 2015
iv, 47 f. :il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2015
Orientadora: Lúcia Helena Sipaúba Tavares
Banca examinadora: Maria da Graça Gama Melão, Antonio Fernando Monteiro Camargo
Bibliografia

1. Aquicultura. 2. Limnologia. 3. Eutrofização. I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aquicultura.

CDU 556.55

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.
erica_c_oliveira@yahoo.com.br

Dedico este trabalho de mestrado a minha família que esteve ao meu lado desde o início desta caminhada. À minha mãe, pelo exemplo de responsabilidade, determinação e amor. Ao meu pai, por olhar por mim e se fazer presente no meu dia a dia, nas minhas lembranças e no meu coração. Ao meu marido, pelo companheirismo, apoio e carinho de sempre. À Deus, por me dar a mão nos momentos em que sem Ele não conseguiria prosseguir. Por vocês eu continuo com fé e tranquilidade até o fim.

AGRADECIMENTOS

A minha orientadora Profa. Dra. Lúcia Helena Sipaúba Tavares, pela oportunidade de ingressar no meio acadêmico, por sua disponibilidade e orientação nos momentos necessários. Agradeço também pela infraestrutura do laboratório e todos os recursos utilizados na pesquisa, sua dedicação na carreira profissional nos proporciona a possibilidade de trabalharmos adequadamente.

Ao Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP de Jaboticabal junto ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura, por apoiar a pesquisa e disponibilizar funcionários sempre que necessário durante o período de coleta. Aos funcionários: Mauro, Valdecir e Márcio (Perereca), muito obrigada pela ajuda e disponibilidade durante todo o tempo, sem vocês as coletas não seriam possíveis. A Sueli (Sú), obrigada pelos cafezinhos e chás que tornavam as tardes mais agradáveis.

Aos amigos do Laboratório de Limnologia: Alexandra, Aline, Bruno, Ciça, Fer Borges, Fer Lima, Flávia, Iara, Rodrigo e Taise; obrigada por estarem sempre presentes, durante as coletas, análises, identificação, estatística, churrascos, festas, conversas, risadas, desabafos e etc. Vocês foram fundamentais para que eu chegasse até aqui, levo um pouquinho de cada um comigo e já sinto saudade.

APOIO FINANCEIRO

A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

A FAPESP pela concessão da bolsa de mestrado, processo 2013/05423-7.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de mestrado, processo 165509/2014-7.

SUMÁRIO

Lista de Figuras.....	4
Lista de Tabelas.....	5
Resumo Geral.....	6
Abstract.....	8
Capítulo I	9
Introdução Geral.....	9
Objetivos Específicos.....	14
Área de Estudo.....	15
Referências Bibliográficas.....	18
Capítulo II	22
Abstract.....	23
Resumo.....	24
Introdução.....	25
Material e Métodos.....	26
<i>Área de estudo e manejo do viveiro</i>	26
<i>Variáveis Limnológicas</i>	27
<i>Sedimento</i>	28
<i>Plâncton</i>	28
<i>Índice do Estado Trófico</i>	29
<i>Análise estatística</i>	30
Resultados.....	30
Discussão.....	37
Referências Bibliográficas.....	43
Observações Gerais	47

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Figura 1. Mapa do Brasil com destaque para o Estado de São Paulo onde se localiza o Centro de Aquicultura da UNESP de Jaboticabal (A), esquema do conjunto de seis viveiros sequenciais do CAUNESP, com destaque para o quarto viveiro que foi estudado (B).....**15**

Figura 2. Primeira infestação de macrófitas com a espécie *Salvinia auriculata* (Fevereiro e Março de 2009) (A) e retirada das plantas do viveiro de maneira incorreta (B).....**16**

Figura 3. Segunda infestação de macrófitas com as espécies *Eichhornia crassipes*, *Typha domingenses*, *Cyperus rotundus* e *Lemna minor* (Maio a Julho de 2010) (A) e retirada das plantas do viveiro de maneira correta por empresa especializada (B).....**17**

Capítulo II

Figura 1. Localização do sistema estudado (A), com o esquema da disposição dos viveiros e tanques do CAUNESP (B) e o detalhe do viveiro estudado (C) com os pontos amostrados, onde: IW1 e IW2 = entradas de água; FP = ponto central do viveiro e WO = saída de água.....**27**

Figura 2. Análise de Cluster considerando as médias totais das densidades do zooplâncton (Z) e fitoplâncton (F) em relação aos pontos amostrados. Dados de densidade foram transformados em $\log(x + 1)$**37**

LISTA DE TABELAS

Capítulo II

Tabela 1. Médias e desvios padrões das variáveis temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\text{Cond } \mu\text{S.cm}^{-1}$), alcalinidade (Alc-mg.L^{-1}), oxigênio dissolvido (OD-mg.L^{-1}), demanda bioquímica de oxigênio ($\text{DBO}_5\text{-mg.L}^{-1}$), sólidos totais solúveis e dissolvidos ($\text{STS e STD-mg.L}^{-1}$), coliformes termotolerantes (CT-NMP/100 mL), amônia ($\text{NH}_4\text{-}\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrito ($\text{NO}_2\text{-}\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrato ($\text{NO}_3\text{-}\mu\text{g.L}^{-1}$), fósforo total ($\text{PT-}\mu\text{g.L}^{-1}$), clorofila-a ($\text{Cloa-}\mu\text{g.L}^{-1}$) e transparência (Transp-cm) da água nos pontos amostrados.....	31
Tabela 2. Médias e desvio padrão dos nutrientes do sedimento (mg.L^{-1}), matéria orgânica (%) e pH, nos pontos amostrados (IW-WO).....	32
Tabela 3. Composição específica (+,-) e abundância dos taxa de zooplâncton nos pontos amostrados (IW1, IW2, FP e WO), onde + = presente; - = ausente; A = abundante e D = dominante.....	33
Tabela 4. Composição específica (+,-) e abundância dos taxa de fitoplâncton nos pontos amostrados (IW1, IW2, FP e WO), onde + = presente; - = ausente; A = abundante e D = dominante.....	34
Tabela 5. Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais e os grupos do zooplâncton e fitoplâncton.....	36

Resumo Geral

Estudos limnológicos em viveiros de piscicultura abordando as características físicas, químicas e biológicas são de extrema importância para a manutenção dos organismos aquáticos, pois caracterizam o ambiente de maneira completa, permitem compreender a dinâmica do sistema e aplicar manejo adequado no local, aumentando a produtividade e a qualidade da piscicultura. A comunidade planctônica é uma ferramenta fundamental para esta caracterização, sendo composta por organismos sensíveis às mudanças na qualidade da água que respondem através da diversidade e abundância de espécies. O principal objetivo deste trabalho foi classificar a qualidade da água de um viveiro de piscicultura (21°11'S e 48°18'W) localizado no Centro de Aquicultura da UNESP de Jaboticabal, SP, de acordo com a comunidade planctônica presente neste ecossistema e o Índice de Estado Trófico. Os resultados mostraram uma comunidade planctônica característica de ambiente eutrófico, com dominância dos gêneros: *Thermocyclops*, *Brachionus*, *Keratella* e *Trichocerca* (zooplâncton) e *Anabaena*, *Aphanocapsa* e *Microcystis* (fitoplâncton). O Índice de Estado Trófico corrobora os resultados obtidos através da análise da comunidade planctônica, classificando todos os pontos amostrados no viveiro como eutróficos (variando de 66 a 70). É possível concluir que o enriquecimento da coluna d'água é promovido pelo sistema de fluxo contínuo, que traz uma elevada carga para o viveiro estudado através do efluente dos viveiros e tanques localizados à montante deste, tornando as características limnológicas propícias para o desenvolvimento de espécies de Cyanobacteria potencialmente tóxicas tais como *Microcystis aeruginosa* e *Pseudanabaena catenata*, do grupo Cyanobacteria, evidenciando a necessidade de um manejo adequado no local, de modo que não ocorram

florações desta comunidade com consequências prejudiciais aos organismos cultivados.

Palavras-chave: aquicultura, limnologia, eutrofização, fitoplâncton, zooplâncton.

Abstract

Limnological studies in fishpond considering physical, chemical and biological characteristics are of extreme importance for the maintenance of the aquatic organisms because such variable are essential to characterize the environment as a whole, permitting to amplify the understanding of the dynamics of the system and allowing the adoption of an adequate local management, increasing the productivity and quality of the commercial activity. An overlook in the planktonic community is a fundamental tool to complete such characterization because such community is composed by sensitive organism dependents upon the quality of the water. Any alteration in such condition may reflect in changes in the abundance and diversity of present species. The main objective of this study was classify the quality of the water of a fishpond located in the Aquiculture Center of the State University of São Paulo in Jaboticabal, SP – Brazil (21°11'S e 48°18'W) in relation to the planktonic community present in the system and the Trophic Status Index. The results showed a planktonic community typical of eutrophic environment with a dominance of the genera: *Thermocyclops*, *Brachionus*, *Keratella* and *Trichocerca* (zooplankton) and *Anabaena*, *Aphanocapsa* and *Microcystis* (phytoplankton). The Trophic Status Index corroborated with the results found for the planktonic community, classifying all sampled points in the fishpond as eutrophic (varying from 66 to 70). It is possible to conclude that the enrichment of the water column was promoted by the continuous influx in the fishpond, in which carries a higher load of effluents from nurseries and other fishpond located upstream. Such condition becomes the limnological characteristics favorable for the potentially propagation of toxic species as *Microcystis aeruginosa* and *Pseudanabaena catenata* from the Cyanobacteria group, calling the attention for an adequate management of the local, avoiding a booming of such species and damages to the cultivated organisms.

Key-words: Aquiculture, limnology, eutrophication, phytoplankton; zooplankton

Capítulo I

Introdução Geral

O Brasil apresenta condições favoráveis ao desenvolvimento das mais diversas modalidades de aquicultura, em função do grande potencial hídrico proveniente das bacias hidrográficas e uma produtiva região costeira. Dentre as atividades aquícolas, a piscicultura continental ganha destaque na produção total de pescado (Camargo e Pouey, 2005). O elevado crescimento da aquicultura tem afetado seriamente os ecossistemas aquáticos (Jones *et al.*, 2002).

Um dos fatores primordiais em sistemas de criação de peixes são as condições adequadas da qualidade da água, indicada através das variáveis físicas, químicas e biológicas (Macedo e Sipaúba-Tavares, 2005). Em geral, a qualidade da água da piscicultura é influenciada pelas características da água de abastecimento, o entorno da bacia e pelo manejo que irá atuar de forma efetiva na produtividade primária, na concentração de material orgânico, elementos químicos, presença de microrganismos, no sedimento, entre outros (Sipaúba-Tavares *et al.*, 2006).

A manutenção dos organismos aquáticos em sistemas de piscicultura é dependente da qualidade da água, sendo que a utilização de elevadas quantidades de ração e fertilizantes ricos em nitrogênio e fósforo podem acarretar degradação ambiental (Castellani e Barella, 2006). Os impactos negativos gerados pela aquicultura podem promover, dentre outros agravantes, a formação de florações de algas, afetando diretamente a biota aquática e, assim, promovendo rápidas alterações na qualidade da água (Sipaúba-Tavares *et al.*, 2003). Grande parte dos nutrientes (nitrogênio e fósforo) inseridos neste sistema, não é utilizada pelos peixes e geralmente acumulam-se no sedimento dos viveiros ou tanques de piscicultura (Andersen *et al.*, 2006; Ferdoushi *et al.*, 2008).

Os viveiros e tanques de criação de peixes são ecossistemas dinâmicos que apresentam baixa profundidade e fluxo contínuo de água, afetando diretamente as variáveis limnológicas ao longo do dia, resultando em um balanço contínuo entre os processos fotossintéticos e respiratórios das comunidades aquáticas presentes no meio (Sipaúba-Tavares *et al.*, 1994). Geralmente ocorre utilização máxima da capacidade de suporte dos viveiros e tanques, que variam

de oligo-mesotróficos a eutróficos, onde qualquer alteração, por menor que seja, pode acarretar condições adversas no meio (Sipaúba-Tavares e Braga, 2007). Embora o viveiro de criação de peixes possa funcionar como reator bioquímico, com grande capacidade para assimilar produtos residuais, é necessário levar em consideração o tempo de retenção da água, a capacidade finita de assimilação de resíduos e o impacto ambiental que ocorre quando a carga de poluição dos tanques excede a capacidade de suporte do meio (Boyd e Queiroz, 1997a).

Muitos sistemas funcionam de forma que a água e/ou excesso de detrito acumulado no fundo de viveiros e tanques sejam removidos e lançados no próximo viveiro sem tratamento prévio. Esse fato determina mudança da biota aquática e eutrofização desses sistemas, em que o aparecimento de floração algal intensa pode, em muitos casos, acarretar queda da produção de peixes (Boyd e Queiroz, 1997b; Sipaúba-Tavares, 2013). Quando a água é drenada diretamente de um tanque para outro, as características dos tanques de peixes subsequentes são afetadas. Além disso, se for adicionado ração ou outro composto, o próximo viveiro pode tornar-se eutrofizado devido à acumulação dos resíduos (Boyd e Queiroz, 2001).

A fertilização dos viveiros de piscicultura é uma prática habitual que pode promover o florescimento de algas e abundância de macrófitas reduzindo a penetração de luz e criando efeitos adversos sobre os outros organismos existentes no meio (Shahabuddin *et al.*, 2012; Ferdoushi *et al.*, 2008). O processo de eutrofização somado às condições ambientais específicas, tais como temperatura, pH, turbulência e aporte de nutrientes, principalmente nitrogênio, leva às florações de Cyanobacteria, que são caracterizadas pela excessiva proliferação das células (De Figueiredo *et al.*, 2004). Dentre os efeitos deletérios que a eutrofização pode causar, os mais comuns são o aumento da amplitude da variação de oxigênio dissolvido, mudanças significativas na qualidade da água, diminuição da transparência e aumento da quantidade de partículas orgânicas sedimentadas (Kozlowsky-Suzuki e Bozelli, 2002).

Os processos envolvidos na interação entre as diferentes partes do sistema e os efeitos que as possíveis alterações possam causar sobre o ecossistema são questões importantes para o entendimento, prevenção e manutenção das características ecológicas locais (Sipaúba-Tavares, 2013).

Os organismos planctônicos são excelentes bioindicadores das condições ambientais e da saúde do meio aquático, sendo sensíveis às mudanças na qualidade da água; respondem aos baixos níveis de oxigênio dissolvido; aos elevados níveis de nutrientes, contaminantes tóxicos e predação (Casé *et al.*, 2008). Estudos sobre a sucessão espacial e temporal da comunidade planctônica e sua relação com os processos hidrodinâmicos e ecológicos que operam dentro dos sistemas aquáticos dulcícolas, são fundamentais para o acompanhamento da evolução destes ecossistemas (Tundisi, 1986). Em viveiros de piscicultura, o estudo da comunidade planctônica pode fornecer subsídios indicativos sobre o estado trófico do sistema, sobre a qualidade do alimento natural disponível aos peixes e sobre as condições de qualidade da água dos viveiros (Sipaúba-Tavares e Dias, 2014).

O plâncton é uma comunidade microscópica que vive em suspensão nas diversas camadas de água (Esteves, 2011), composto por organismos fotossintetizantes (fitoplâncton) e animais (zooplâncton), é um importante componente da biocenose de sistemas límnicos, consiste nos primeiros elos na cadeia trófica, entre produtores primários e primeiros níveis de consumidores, formando um elo fundamental na ciclagem de nutrientes e transferência de energia no ecossistema aquático (Esteves, 2011). A diversidade de espécies varia grandemente entre diferentes corpos de água e depende de um complexo de fatores físicos, químicos e biológicos, permitindo que esses organismos respondam de maneira direta ou indireta às mudanças das variáveis físicas, químicas e da disponibilidade de alimento (Pinto-Coelho, 1998).

O zooplâncton é um grupo heterogêneo de organismos geralmente a maioria é composta de consumidores primários, desempenha um importante papel ecológico, tanto no controle da comunidade fitoplanctônica quanto como fonte de alimento direto ou indireto para outros organismos aquáticos (Day, 1990). Esses organismos também são utilizados como bioindicadores de impacto antropogênico e da integridade dos ecossistemas (Ferdous e Muktadir, 2009).

Os indivíduos que compõem a comunidade zooplanctônica apresentam sensibilidade frente às mudanças ambientais e podem responder rapidamente aos mais diversos tipos de impactos. Essas respostas podem se manifestar tanto através da alteração na composição e diversidade, como no aumento ou diminuição da densidade da comunidade zooplanctônica (Dantas-Silva e Dantas,

2013). Alterações estruturais da comunidade de zooplâncton podem ser o primeiro passo para detectar mudanças em grande escala nas funções de um reservatório em processo de eutrofização (Matsumura-Tundisi e Tundisi, 2003).

Por sofrer influência de fatores bióticos e abióticos do ambiente, a comunidade de zooplâncton pode fornecer informações sobre os processos ecológicos, passados e atuais, relacionando-se com os demais níveis tróficos (Pinto-Coelho, 2004; Marcelino, 2007). Dentre estes fatores bióticos e abióticos, podem ser citados a predação, presença de macrófitas, competição, temperatura, pH e salinidade (Dantas-Silva e Dantas, 2013). Alguns autores afirmam que a competição, a predação, a temperatura, a qualidade e a disponibilidade de nutrientes são as variáveis que mais influenciam na heterogeneidade desses organismos, atuando concomitantemente ou interagindo em diferentes situações (Ghidini *et al.*, 2009; Serafim-Júnior *et al.*, 2010).

A comunidade fitoplanctônica também é considerada como bioindicadora da qualidade da água, uma vez que reflete as mudanças ocorridas no ambiente, alterando a composição de espécies, biomassa, estrutura da comunidade e produtividade (Babu *et al.*, 2013).

O conhecimento da distribuição espacial e temporal do fitoplâncton em ecossistemas aquáticos é uma importante ferramenta para a compreensão da sua estrutura e função (Bortolini e Bueno, 2013). A variabilidade temporal na estrutura e na função da comunidade fitoplanctônica tem importância fundamental para o sistema aquático. Ambientes aquáticos estão sujeitos as grandes variações temporais, sendo frequente a reorganização da abundância relativa e a composição de espécies do fitoplâncton, como resultado das interações entre as variáveis físicas, químicas e biológicas (Reynolds *et al.*, 2000). Em água doce, a sazonalidade é usada frequentemente para explicar esses padrões que ocorrem na composição da comunidade durante um ciclo anual em resposta às mudanças das variáveis climáticas (Affan, *et al.*, 2005).

Tem sido bem documentado que as alterações iniciais nas comunidades aquáticas, devido ao aumento da eutrofização, começam com as sucessões na composição de espécies e abundância do fitoplâncton (Danilov e Ekelund, 1999). Muitos nutrientes podem potencialmente limitar o crescimento de algas, com acúmulo de nitrogênio e fósforo nos sistemas aquáticos (Fisher *et al.*, 1999). Elevados aportes de nutrientes são causas da eutrofização e conseqüentemente,

afetam a qualidade da água do viveiro de piscicultura (Coelho *et al.*, 2007), propiciando o aparecimento de espécies de algas produtoras de toxinas, podendo ocasionar mortandade em peixes e a interrupção dos níveis tróficos (Bravo *et al.*, 2008; Danovaro *et al.*, 2009).

Informações obtidas a partir da comunidade planctônica contribuem significativamente para a avaliação dos níveis de eutrofização em ambientes aquáticos. Assim, o principal objetivo deste trabalho é avaliar a comunidade planctônica como bioindicadora do estado trófico em um viveiro de piscicultura.

Objetivos Específicos

- Aplicar o Índice do Estado Trófico para classificar o grau de trofia do viveiro;
- Avaliar variáveis físicas e químicas da água e os nutrientes do sedimento em função do grau de trofia do viveiro.

Área de Estudo

O trabalho foi realizado em um viveiro de piscicultura ($21^{\circ}15' S$ e $48^{\circ}18' O$), disposto em forma sequencial, no Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista (CAUNESP) em Jaboticabal, SP (Figura 1).

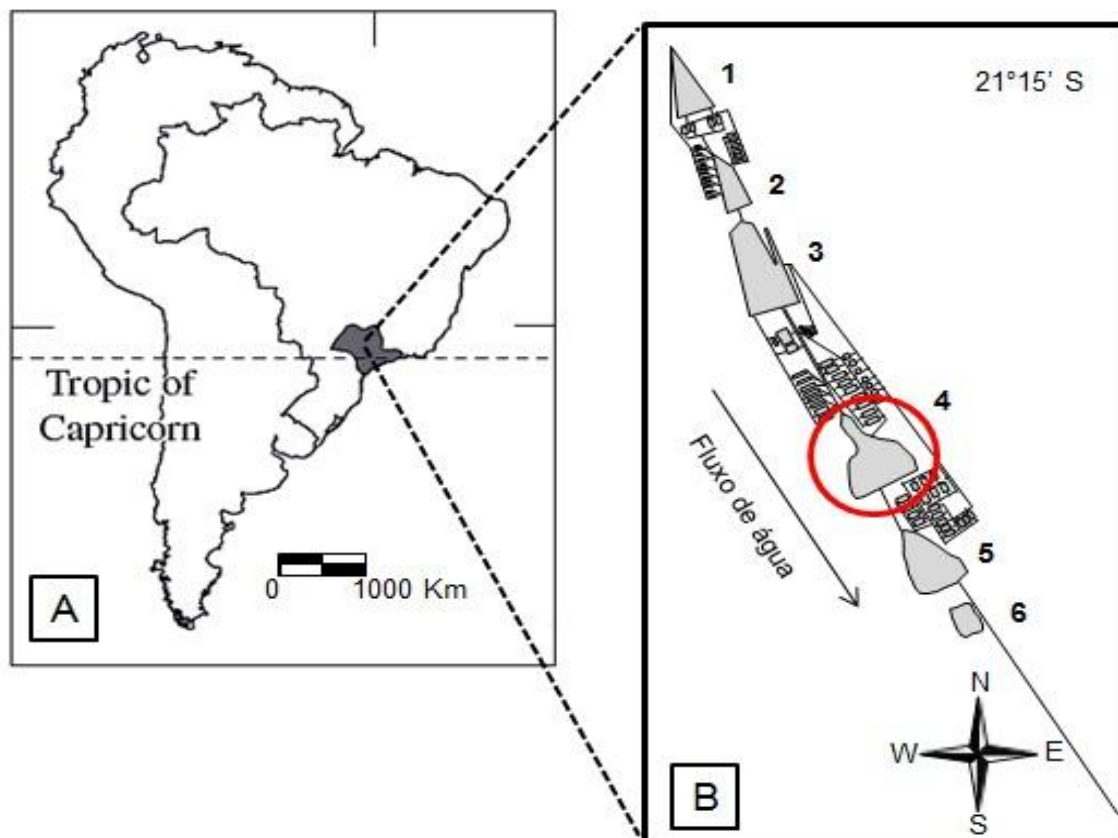


Figura 1. Mapa do Brasil com destaque para o Estado de São Paulo onde se localiza o Centro de Aquicultura da UNESP de Jaboticabal (A), esquema do conjunto de seis viveiros sequenciais do CAUNESP, com destaque para o quarto viveiro que foi estudado (B).

O viveiro estudado tem uma área de 4.268 m^2 , $1,3 \text{ m}$ de profundidade máxima e fluxo contínuo de água, de forma que recebe água diretamente do viveiro anterior e deságua no próximo viveiro. Este viveiro foi construído com a finalidade do cultivo semi-intensivo de peixes, os quais são utilizados em diversos experimentos e o excesso da produção, é colocado à venda para repor gastos com o manejo alimentar. Este viveiro possui duas entradas de água, uma ao norte que recebe água de 33 viveiros de 400 m^2 (IW1) e outra ao nordeste que recebe água de 13 viveiros de 200 m^2 (IW2). A saída de água está no extremo sul do

viveiro, desaguando diretamente no viveiro subsequente utilizado para pesca recreativa para os funcionários da Universidade (Figura 1).

Este viveiro foi escolhido devido às duas infestações de macrófitas que ocorreram neste local. Além disso, a água deste viveiro abastece diretamente o sistema de criação de peixes do Colégio Técnico Agrícola da UNESP, localizado fora deste conjunto de viveiros. Outro fato importante é o viveiro subsequente, que recebe o aporte de água deste viveiro, utilizado para pesca e consumo de peixes pelos funcionários do Campus.

A primeira infestação de macrófitas no viveiro estudado ocorreu no ano de 2009 com a espécie *Salvinia auriculata*. Nesta ocasião a retirada das plantas foi realizada de maneira inadequada pelos funcionários do CAUNESP, que entraram no viveiro de modo que todo o sedimento ficou suspenso na água e seus nutrientes disponíveis para os organismos aquáticos, incluindo vegetais e animais. Além disso, as plantas retiradas da água foram deixadas no entorno do viveiro, facilitando o retorno das mesmas após a primeira chuva no local (Figura 2).

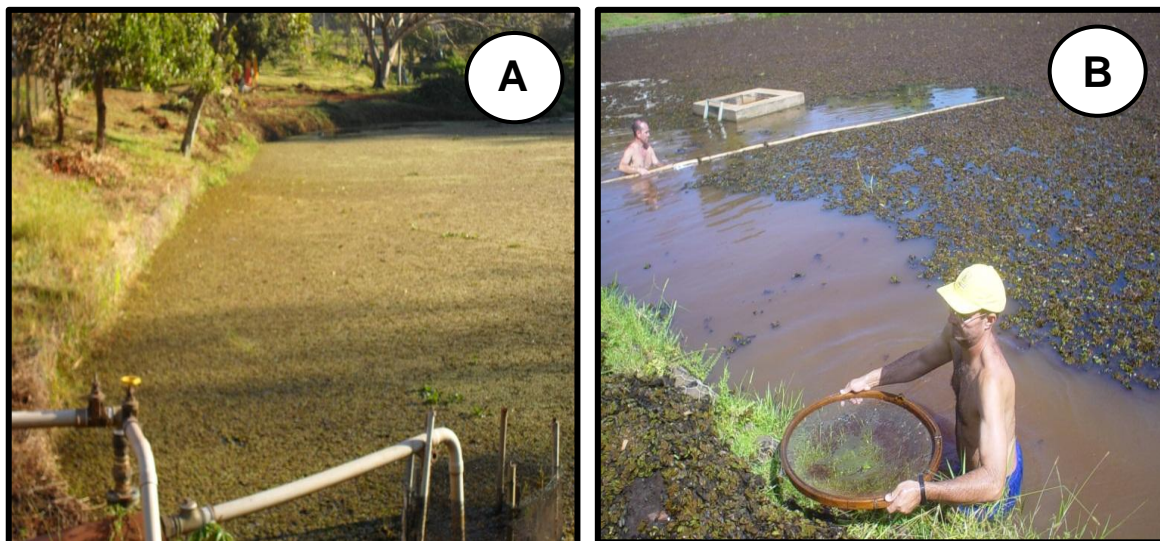


Figura 2. Primeira infestação de macrófitas com a espécie *Salvinia auriculata* (Fevereiro e Março de 2009) (A) e retirada das plantas do viveiro de maneira incorreta (B).

A segunda infestação de macrófitas com maior biomassa ocorreu em 2010 e foi identificado um número maior espécies tais como *Eichhornia crassipes*, *Typha domingenses*, *Cyperus rotundus* e *Lemna minor*, as quais ocuparam toda a superfície da água (Figura 3). Esta infestação foi resultante do manejo

inadequado realizado durante a retirada da *Salvinia auriculata* e ocasionou grande prejuízo econômico para o CAUNESP devido à necessidade da contratação de uma empresa especializada para retirar as plantas da segunda infestação de maneira adequada (Figura 3).



Figura 3. Segunda infestação de macrófitas com as espécies *Eichhornia crassipes*, *Typha domingenses*, *Cyperus rotundus* e *Lemna minor* (Maio a Julho de 2010) (A) e retirada das plantas do viveiro de maneira correta por empresa especializada (B).

Após a segunda infestação de macrófitas o viveiro permaneceu um ano sem receber ração e os peixes existentes sobreviveram da própria biota e do aporte orgânico das entradas do viveiro. Até o presente momento o viveiro continua sem adição de ração, pois qualquer tentativa neste sentido promove a floração de algas. Para amenizar esta situação, atualmente estão sendo retirados os peixes por meio de pesca recreativa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AFFAN, A.; JEWEL, A.S.; HAQUE, M.; KHAN, S.; LEE, J.B. 2005. Seasonal Cycle of Phytoplankton in Aquaculture Ponds in Bangladesh. **Algae**, vol. 20, no. 1, p. 43-52.
- ANDERSEN, J.H.; SCHLÜTER, L.; ÆRTEBJERG, G. 2006. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implication for monitoring strategies. **Journal of Plankton Research**, vol. 28, no. 7, p. 621-628.
- BABU, A.; VARADHARAJAN, D.; VENGADESH, N.P.; THILAGAVATHI, B.; MANIKANDARAJAN, T.; SAMPATHKUMAR, P.; BALASUBRAMANIAN, T., 2013. Diversity of Phytoplankton in Different Stations from Muthupettai, South East Coast of India. **Journal Marine Science Research Development**, vol. 3, no. 128, p. 2.
- BORTOLINI, J.C. e BUENO, N.C. 2013. Seasonal variation of the phytoplankton community structure in the São João River, Iguazu National Park, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 73, no. 1, p. 1-14.
- BOYD, C.E. e QUEIROZ, J. 1997a. **Manejo do solo e da qualidade da água em viveiro para aquicultura**. Trad. Eduardo Ono. Campinas: ASA. Pond Bottom Soil and Water Quality Management for Pond Aquaculture. 55p.
- BOYD, C.E. e QUEIROZ, J. 1997b. Aquaculture pond effluent management. **Aquaculture**, vol. 4, no. 1, p. 43 - 46.
- BOYD, C.E. e QUEIROZ, J., 2001. Feasibility of retention structures settling basins, and best management practices in effluent regulation for Alabama channel catfish farming. **Fisheries Science**, vol. 9, no. 2, p. 43-67.
- BRAVO, I.; VILA, M.; MASÓ, M.; FIGUEROA, R.I.; RAMILO, I. 2008. *Alexandrium catenella* and *Alexandrium minutum* blooms in the Mediterranean Sea: toward the identification of ecological niches. **Harmful Algae**, vol. 7, no. 4, p. 515-522.
- CAMARGO, S.G.O. e POUHEY, J.L.O.F. 2005. Aquicultura - um mercado em expansão. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, vol. 11, no. 4, p. 393-396.
- CASÉ, M.; LEÇA, E.E.; LEITÃO, S.N.; SANT'ANNA, E.E.; SCHWAMBORN, R.; JUNIOR, A.T.M. 2008. Plankton community as an indicator of water quality in tropical shrimp culture ponds. **Marine Pollution Bulletin**. vol. 56, no. 7, p. 1343-1352.
- CASTELLANI, D. e BARELLA, W. 2006. Impactos da atividade de piscicultura na Bacia do Rio Ribeira de Iguape, SP – Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, vol. 32, no. 2, p. 161-171.
- DANILOV, R. e EKELUND, N.G.A. 1999. The efficiency of seven diversity and one similarity indices based on phytoplankton data for assessing the level of eutrophication in lakes in central Sweden. **The Science of the Total Environment** , vol. 234, no. 1, p. 15-23.

- DANOVARO, R.; FONDA-UMANI, S.; PUSCEDDU, A. 2009. Climate change and the potential spreading of marine mucilage and microbial pathogens in the Mediterranean Sea. **PLoS One**, vol. 4, no. 9, p. e7006.
- DANTAS-SILVA, L.T. e DANTAS, E.W. 2013. Zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. **Oecologia Australis**, vol. 17, no. 2, p. 53-58.
- DAY, K. 1990. Pesticide residues in freshwater and marine zooplankton: a review. **Environ. Pollut.**, vol. 67, no. 3, p. 205-222.
- DE FIGUEIREDO, D.R.; AZEITEIRO, U.M.; ESTEVES, S.M.; GONÇALVES, F.J.M.; PEREIRA, M.J. 2004. Microcystinproducing blooms - a serious global public health issue. **Ecotoxicology and environmental safety**, vol. 59, no. 2, p.151-63.
- ESTEVES, F.A. 2011. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 826p.
- FERDOUS, Z. e MUKTADIR, A.K.M. 2009. A review: potentiality of zooplankton as bioindicator. **American Journal of Applied Sciences**, vol. 6, no. 10, p. 1815-1819.
- FERDOUSHI, Z.; HAQUE, F.; KHAN, S.; HAQUE, M. 2008. The Effects of two Aquatic Floating Macrophytes (Lemna and Azolla) as Biofilters of Nitrogen and Phosphate in Fish Ponds. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic**, vol. 8, no. 2, p. 253-258.
- FISHER, T.R.; GUSTAFSON, A.B.; SELLNER, K.; LACOURTE, R.; HASS, L.W.; WETZEL, R.L.; MAGNIEN, R.; EWERITT, D.; MICHAELS, B.; KARRH, R. 1999. Spatial and temporal variation of resource limitation in Chesapeake Bay. **Marine Biology**, vol. 133, no. 4, p. 763-778.
- GHIDINI, A.R.; SERAFIM-JÚNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L. 2009. Distribution of planktonic cladocerans (Crustacea: Branchiopoda) of a shallow eutrophic reservoir (Paraná State, Brazil). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, vol. 4, no.3, p. 294-305.
- JONES, A.B.; PERSTON, N.P.; DENNISON, W.C. 2002. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. **Aquaculture Research**, vol. 33, no. 1, p. 1-19.
- KOZLOWSKY-SUZUKI, B. e BOZELLI, R.L. 2002. Experimental evidence of the effect of nutrient enrichment on the zooplankton in a Brazilian coastal lagoon. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 62, no. 4B, p. 835-846.
- MACEDO, C.F. e SIPAÚBA-TAVARES, L.H. 2005. Comunidade zooplanctônica em viveiros de criação de peixes, em disposição sequencial. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, vol. 31, no. 1, p. 21-27.
- MARCELINO, S.C. 2007. Zooplâncton como bioindicadores do estado trófico na seleção de áreas aquícolas para piscicultura em tanque-rede no reservatório da UHE Pedra

- no Rio de Contas, Jequié-BA. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife, PE, Brasil. 59p.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, J. G. 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia**, vol. 504, no 1-3, p. 215-222.
- PINTO-COELHO, R.M. 1998. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4- year study in Pampulha Lake, Brazil. **Freshwater Biology**, vol. 40, no. 1, p. 159-173.
- PINTO-COELHO, R.M. 2004. **Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais**. p. 149-165. In: C.E.M. Bicudo e D. C. Bicudo (eds.). Amostragem em limnologia. RIMA, São Carlos, SP. 351p.
- REYNOLDS C.S.; DOKULIL M.; PADISAK, J. 2000. Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now? **The Trophic Spectrum Revisited**, Springer Netherlands, p. 147-152.
- SERAFIM-JÚNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L.; GHIDINI, A.R.; CASANOVA, S.M.C. 2010. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, vol. 100, no. 3, p. 233-241.
- SHAHABUDDIN, A.M.; OO, M.T.; YI, Y.; THAKUR, D.P.; BART, A.N.; DIANA, J.S. 2012. Study about the Effect of Rice Straw Mat on Water Quality Parameters, Plankton Production and Mitigation of Clay Turbidity in Earthen Fish Ponds. **World Journal of Fish and Marine Sciences**, vol. 4, no. 6, p. 577-585.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H. 2013. **Uso racional da água em aquicultura**. Jaboticabal. Maria de Lourdes Brandel - ME. 190p.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; DURIGAN, J.G.; LIGEIRO, S.R. 1994. Caracterização de algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura em dois períodos do dia. **Revista Unimar**, Maringá, vol.16, no. 3, p. 217-227.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; BARROS, A.F.; BRAGA, F.M.S., 2003, Effect of floating macrophyte cover on the water quality in fish pond. **Acta Scientiarum**, vol. 25, no. 1, p. 19-31.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; BACCARIN, A.E.; BRAGA, F.M.S. 2006. Limnological parameters and plankton community responses in Nile tilapia ponds under chicken dung and NPK (4-14-8) fertilizers. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, vol. 18, no. 3, p. 335-346.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H. e BRAGA, F.M.S. 2007. The feeding activity of *Colossoma macropomum* larvae (tambaqui) in fish ponds with water hyacinth (*Eichhornia*

crassipes) fertilizer. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, vol. 67, no. 3, p. 459-466.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H. e DIAS, S.G. 2014. Water quality and communities associated with macrophytes in a shallow water-supply reservoir on an aquaculture farm. **Brazilian Journal of Biology**, vol. 74, no. 2, p. 420-428.

TUNDISI, J.G. 1986. Limnologia de Represas Artificiais. **Boletim de Hidráulica e Saneamento EESC/USP**, vol. 11, p. 1-46.

Capítulo II

Comunidade planctônica como bioindicadora do estado trófico em sistema de piscicultura

Título Resumido: Plâncton como bioindicador de trofia em piscicultura

A ser enviado para a Revista *Brazilian Journal of Biology*

Abstract

The main objectives of this study were to evaluate the quality of the water in a fishpond using the plankton community as a bio-indicator and, to classify the trophic state of the system associating it to the water physical and chemicals variables and also to the nutrients present in the sediment. Monthly, during eight months, the samples were collected in four distinct sample sites, where: IW1 and IW2 were both the water influx in the system, FP was the central and deepest point and WO was the outflow of the fishpond. The limnological variables: electrical conductivity, ammonia, nitrate, nitrite and thermo-tolerant coliforms showed significant differences ($p < 0,05$) among the sampling points along the studied months. The nutrients of the sediment (phosphorous, potassium, calcium, magnesium, iron, manganese, zinc and aluminum) showed differences among the points too ($p < 0,05$). In respect of the planktonic community there was a predominance of the typical species present in eutrophic environments, as: *Thermocyclops decipiens*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus caudatus*, *Brachionus falcatus*, *Brachionus havanaensis*, *Keratella americana*, *Keratella cochlearis*, *Keratella tropica*, *Aphanocapsa annulata*, *A. delicatissima*, *A. elachista* and *Microcystis aeruginosa*. All sampled points were considered eutrophic and make it possible in classifying the studied fishpond as a eutrophic environment, where the influx of water promoting the water column enrichment and, consequently, interfere in the development of the local community.

Key-words: fish farm, eutrophication, phytoplankton, zooplankton, environmental variables.

Resumo

Este trabalho objetivou avaliar a qualidade da água de um viveiro de piscicultura utilizando a comunidade planctônica como bioindicadora e classificando o estado trófico do sistema, associando-os às variáveis físicas e químicas da água e aos nutrientes do sedimento. As coletas foram realizadas mensalmente, no período de oito meses, em quatro pontos, onde, IW1 e IW2 são entradas de água, FP é o ponto central e mais profundo e WO a saída de água do viveiro. As variáveis limnológicas: condutividade elétrica, amônia, nitrato, nitrito e coliformes termotolerantes apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os pontos de amostragem ao longo do estudo. Os nutrientes do sedimento (fósforo, potássio, cálcio, magnésio, ferro, manganês, zinco e alumínio) também apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os pontos. Na comunidade planctônica houve predominância de espécies características de ambientes eutróficos como *Thermocyclops decipiens*, *Brachionus calyciflorus*, *Brachionus caudatus*, *Brachionus falcatus*, *Brachionus havanaensis*, *Keratella americana*, *Keratella cochlearis*, *Keratella tropica*, *Aphanocapsa annulata*, *A. delicatissima*, *A. elachista* e *Microcystis aeruginosa*. Todos os pontos amostrados foram considerados eutróficos. Estas informações permitem caracterizar o viveiro estudado como um sistema eutrófico, onde as entradas de água do local promovem o enriquecimento da coluna d'água e, conseqüentemente, interferem no desenvolvimento da comunidade local.

Palavras-chave: piscicultura, eutrofização, fitoplâncton, zooplâncton, variáveis ambientais.

1. Introdução

Os parâmetros físicos e químicos são utilizados para avaliar a qualidade da água para o cultivo de peixes em viveiros, e o estudo das interações destes parâmetros pode resultar em propostas de uso racional da água nos tanques de piscicultura (Sipaúba-Tavares et al., 2010). Soma-se à qualidade física e química da água a qualidade ecológica que é definida por parâmetros biológicos, ou seja, a composição das comunidades aquáticas (Kopp et al., 2012).

A elevada carga de material inorgânico utilizada para aumentar a quantidade de microrganismos que servirão de alimento natural aos peixes estocados, gera resíduos, principalmente quando a biota aquática não consegue assimilar tudo o que foi adicionado ao meio, causando acumulação no sedimento. A combinação de avaliações da qualidade de água e do sedimento pode fornecer uma boa indicação das condições e dos riscos potenciais para o ambiente aquático (Osman e Kloas, 2010).

Vários são os fatores que evidenciam a importância da comunidade planctônica como bioindicadora das condições ambientais, pois respondem de forma direta às oscilações de oxigênio dissolvido, níveis de nutrientes, contaminantes tóxicos (Casé et al., 2008); são sensíveis às mudanças ambientais, respondendo através da alteração na composição de espécies, biomassa, diversidade e densidade de organismos (Dantas-Silva e Dantas, 2013; Babu et al., 2013).

Este trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade da água de um viveiro de piscicultura utilizando a comunidade planctônica como bioindicadora do estado trófico do sistema e sua relação com a qualidade da água e do sedimento. Além

disso, será verificado se o estado trófico do viveiro pode estar vinculado ao que se encontra estocado no sedimento.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo e manejo do viveiro

O estudo foi realizado durante 8 meses em um viveiro de piscicultura no Centro de Aquicultura (21°11'S e 48°18'O) da Universidade Estadual Paulista (UNESP) em Jaboticabal, SP, Brasil, próximo a uma área agrícola.

O viveiro tem uma área de 4.268 m², 1,3 m de profundidade e fluxo contínuo de água. A renovação de água é equivalente a 5 % do volume total do viveiro por dia. Este viveiro é o quarto de uma sequência de seis viveiros de piscicultura, onde cada um recebe água diretamente ou indiretamente do viveiro anterior (Figura 1). O viveiro estudado possui duas entradas de água (IW1 e IW2), a entrada IW1 recebe água de trinta e três tanques com tamanhos entre 50 – 8.067 m², incluindo o Setor de Ranicultura, e a entrada IW2 recebe água de treze tanques com tamanhos de 200 m². A saída de água localiza-se no extremo sul do viveiro (Figura 1).

Durante o período experimental não foi adicionado ração a este viveiro em função de duas infestações de macrófitas ocorridas em anos anteriores a este estudo. A primeira infestação de macrófitas no viveiro estudado ocorreu com a espécie *Salvinia auriculata* e sua retirada foi realizada de maneira inadequada de modo que todo o sedimento ficou suspenso na água e seus nutrientes disponíveis para os organismos aquáticos, facilitando o retorno das plantas. Na segunda infestação de macrófitas com maior biomassa foi identificado um número maior espécies tais como *Eichhornia crassipes*, *Typha domingenses*, *Cyperus rotundus* e *Lemna minor*, as quais ocuparam toda a superfície da água. A retirada destas

plantas de forma mecânica e adequada trouxe grande prejuízo econômico para o Centro de Aquicultura, devido à contratação de uma empresa especializada. Após a retirada das macrófitas, este viveiro ficou um ano sem receber qualquer aporte externo a não ser aquele contido na água de abastecimento (IW1 e IW2). Após a segunda infestação de macrófitas foram colocados neste viveiro cerca de 400 indivíduos de *Ctenopharyngodon idella* (carpa capim), alimentando-se da comunidade planctônica.

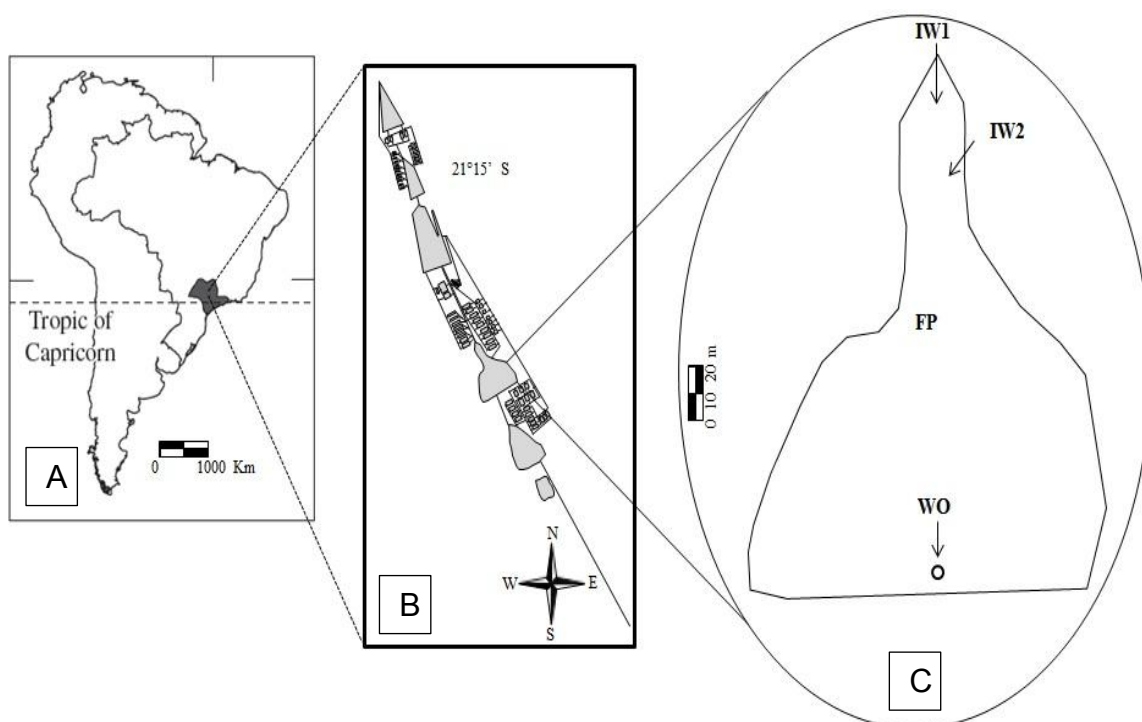


Figura 1. Localização do sistema estudado (A), com o esquema da disposição dos viveiros e tanques do CAUNESP (B) e o detalhe do viveiro estudado (C) com os pontos amostrados, onde: IW1 e IW2 = entradas de água; FP = ponto central do viveiro e WO = saída de água.

2.2. Variáveis Limnológicas

As amostras de água foram coletadas mensalmente entre Janeiro e Agosto de 2011, em uma profundidade de 0,10 m. Foram designados quatro locais de amostragem: IW1 e IW2 = entradas de água; FP = local mais profundo e WO = saída de água do viveiro (Figura 1). Nitrato (NO_3), Nitrito (NO_2) e Fósforo total (PT) foram quantificados por espectrofotometria de acordo com Golterman et al.

(1978). Amônia (NH_4) foi quantificada como descrito em Koroleff (1976). A concentração da clorofila-a (Cloa) foi determinada por análise colorimétrica em espectrofotômetro após a extração com etanol 90 % segundo Nusch (1980). Sólidos totais suspensos, sólidos totais dissolvidos (STS e STD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) foram determinados segundo Boyd e Tucker (1992). A alcalinidade foi quantificada de acordo com a técnica de Mackereth et al. (1978). Condutividade elétrica (Cond), oxigênio dissolvido (OD), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e pH foram mensurados "in loco" usando-se uma sonda multiparâmetros Horiba U-50. Os coliformes termotolerantes (CT) das amostras de água foram quantificados através da técnica dos tubos múltiplos, a qual mensura os organismos em número mais provável (NMP) por 100 mL. Os materiais utilizados para as análises microbiológicas foram previamente esterilizados e o material coletado foi transportado ao laboratório em caixas térmicas (APHA, 1992).

2.3. Sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas nos quatro pontos (IW1, IW2, FP e WO) utilizando-se um tubo de PVC com 4 cm de diâmetro. As amostras foram secas em temperatura ambiente até obtenção de peso constante. Posteriormente analisou-se Ca, Mg, MO, P, K, Fe, Al, Zn, Mn, Cu e pH, de acordo com os métodos descritos por Raij et al. (2001).

2.4. Plâncton

As amostras de água para análise da comunidade do zooplâncton foram obtidas na superfície (0,10 m) com auxílio de garrafa de Van Dorn (1 L), sendo filtrados 10 L de água em rede de 58 μm de abertura de malha. As amostras foram estocadas em frascos de polietileno e fixadas com formalina 4%. A concentração final do mesozoplâncton (Copepoda e Cladocera) foi quantificada

em placa reticulada e microscópio estereoscópio WILD, aumento de 50X, contando-se no mínimo 250 indivíduos da espécie mais abundante e na ocorrência de baixa densidade todo o volume concentrado foi analisado (Bicudo e Bicudo 2004). O microzooplâncton composto por Rotifera e náuplios de Copepoda e Cladocera foram contados em câmara de Sedgewick-Rafter, através de sub-amostragens, em microscópio binocular Leica DMRB, com aumento de 100X.

Para a composição do fitoplâncton, as amostras foram obtidas na superfície (0,10 m), por meio de uma garrafa de Van Dorn (1 L) e filtradas em rede de 25 µm de abertura de malha e preservadas com Lugol. As amostras foram observadas em microscópio óptico (200X) para preliminar identificação taxonômica. As amostras para análise quantitativa do fitoplâncton total foram coletadas com garrafa de Van Dorn, fixadas com Lugol 1% e armazenadas em frascos âmbar. Sub-amostras de 1 ml foram sedimentadas em câmara de Sedgewick-Rafter durante 30 minutos, devido à densidade elevada de organismos nas amostras. Após a sedimentação, os organismos (células, colônias e filamentos) foram contados usando um microscópio invertido Axiovert 40 CFL, Carl Zeiss. A densidade de cada espécie foi calculada contando um total de 100 indivíduos da espécie mais frequente, de acordo com a metodologia proposta por Bicudo (1990).

Identificação taxonômica seguiu a literatura especializada (Koste 1978; Reid 1985; Elmoor-Loureiro 1997; Bicudo e Menezes 2006).

2.5. Índice do Estado Trófico (IET)

Para o cálculo do Índice do Estado Trófico nos quatro pontos do viveiro estudado utilizou-se o índice formulado por Carlson (1977). No presente estudo o índice foi calculado através da variável fósforo total.

2.6. Análise estatística

Para testar diferenças entre os pontos de coleta, utilizou-se análise de variância (ANOVA One-Way; $p < 0,05$) contando com as variáveis limnológicas e do sedimento. A análise de abundância das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foi realizada considerando dominante quando a densidade de uma espécie foi maior do que 50 % do total do número de indivíduos presentes e abundante quando o número de indivíduos foi maior que a densidade média de todas as espécies que ocorreram (Lobo e Leighton, 1986). A Correlação de Pearson ($p < 0,05$) foi utilizada para investigar a influência das variáveis limnológicas e a comunidade planctônica. Os pontos amostrados foram agrupados através da análise de cluster (método não ponderado de agrupamento aos pares, UPGMA), baseado no índice de Bray Curtis, com os dados de densidade da comunidade planctônica transformados em $\log(x+1)$ para toda a comunidade planctônica (Magurran, 1989).

3. Resultados

As seguintes variáveis limnológicas apresentaram diferença significativa entre os pontos amostrados ($p < 0,05$) (Tabela 1): Cond (96,8 a 110 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), CT (392 a 3060 NMP/100 ml), NH_4 (82,1 a 285 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), NO_3 (850 a 1900 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) e NO_2 (20,4 a 29,2 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). A temperatura seguiu o padrão climático da região. O pH variou de 6,1 a 6,5; o OD foi acima de 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; a DBO_5 variou de 7,5 a 8,2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e a Alc esteve abaixo de 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em todos os pontos amostrados. Os valores de NH_4 variaram de 82,1 a 285 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; NO_2 ficou entre 20,4 e 29,2 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$; NO_3 variou de 850 a 1901 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e PT de 126 a 169 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Os valores de STS e STD variaram de 15,8 a 26,9 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e de 139 a 721 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. A Cloa

apresentou mínimo de 8,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e máxima de 19,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A transparência foi 40,6 cm no ponto FP e 43,1 cm no ponto WO (Tabela 1).

No sedimento, apenas MO, pH e Cu não apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) entre os pontos amostrados (Tabela 2). O pH manteve-se ácido (4,6 a 5,5) e o Ca foi o elemento com maior concentração observada (2124 mg.L^{-1}). Em geral, os pontos de entrada de água (IW1 e IW2) apresentaram elevadas quantidades de P (115 e 93,5 mg.L^{-1}), K (95,3 e 57,7 mg.L^{-1}), Ca (2124 e

Tabela 1. Médias e desvios padrões das variáveis temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, condutividade elétrica ($\text{Cond } \mu\text{S.cm}^{-1}$), alcalinidade (Alc-mg.L^{-1}), oxigênio dissolvido (OD-mg.L^{-1}), demanda bioquímica de oxigênio ($\text{DBO}_5\text{-mg.L}^{-1}$), sólidos totais solúveis e dissolvidos (STS e STD- mg.L^{-1}), coliformes termotolerantes (CT-NMP/100 mL), amônia ($\text{NH}_4\text{-}\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrito ($\text{NO}_2\text{-}\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrato ($\text{NO}_3\text{-}\mu\text{g.L}^{-1}$), fósforo total (PT- $\mu\text{g.L}^{-1}$), clorofila-a ($\text{Cloa-}\mu\text{g.L}^{-1}$) e transparência (Transp-cm) da água nos pontos amostrados.

Variáveis Limnológicas	Pontos Amostrais			
	IW1	IW2	FP	WO
$^{\circ}\text{C}$	24,0 \pm 2,7 ^a	23,6 \pm 3,1 ^a	23,8 \pm 3,5 ^a	23,7 \pm 3,3 ^a
pH	6,5 \pm 0,5 ^a	6,3 \pm 0,5 ^a	6,1 \pm 0,5 ^a	6,3 \pm 0,7 ^a
Cond	110 \pm 4,0 ^a	96,8 \pm 10,4 ^b	107 \pm 2,4 ^a	106 \pm 2,7 ^a
Alc	4,6 \pm 1,4 ^a	4,1 \pm 1,3 ^a	4,2 \pm 1,4 ^a	4,4 \pm 1,2 ^a
OD	5,6 \pm 1,8 ^a	5,5 \pm 1,8 ^a	6,2 \pm 2,3 ^a	6,5 \pm 2,5 ^a
DBO_5	8,2 \pm 2,8 ^a	7,5 \pm 2,9 ^a	7,7 \pm 2,5 ^a	7,7 \pm 3,3 ^a
STS	26,9 \pm 10,6 ^a	27,0 \pm 22,5 ^a	20,5 \pm 7,1 ^a	15,8 \pm 8,3 ^a
STD	139 \pm 87,3 ^a	218 \pm 270 ^a	721 \pm 165 ^a	211 \pm 295 ^a
CT	3068 \pm 2040 ^a	416 \pm 242 ^b	668 \pm 355 ^b	392 \pm 258 ^b
NH_4	285 \pm 150 ^a	207 \pm 131 ^b	82,1 \pm 106 ^b	96,3 \pm 108 ^b
NO_2	20,4 \pm 5,1 ^b	25,8 \pm 5,7 ^{ab}	29,2 \pm 6,4 ^a	28,2 \pm 6,1 ^{ab}
NO_3	1219 \pm 5234 ^{ab}	850 \pm 432 ^b	1901 \pm 667 ^a	1769 \pm 396 ^a
PT	165 \pm 57 ^a	169 \pm 76,2 ^a	132 \pm 36,2 ^a	126 \pm 44,9 ^a
Cloa	10,5 \pm 7,7 ^a	13,3 \pm 18,7 ^a	19,9 \pm 37,4 ^a	8,4 \pm 10,9 ^a
Transp	-	-	40,6 \pm 11,5 ^a	43,1 \pm 8,4 ^a

(- = não analisado)

Letras iguais indicam ausência de diferença estatística significativa e letras diferentes indicam presença de diferença significativa na análise ANOVA One-Way.

1358 mg.L⁻¹), Mg (413 e 282 mg.L⁻¹) e Zn (1,4 e 3,9 mg.L⁻¹), já no ponto de saída (WO), elevadas concentrações de Al (33,8 mg.L⁻¹), Mn (46,0 mg.L⁻¹) e Fe (138 mg.L⁻¹) foram observadas.

Tabela 2. Médias e desvio padrão dos nutrientes do sedimento (mg.L⁻¹), matéria orgânica (%) e pH, nos pontos amostrados (IW-WO).

Nutrientes	Pontos Amostrais			
	IW1	IW2	FP	WO
pH	5,5 ± 0,4 ^a	4,6 ± 1,7 ^a	5,1 ± 0,1 ^a	4,8 ± 0,1 ^a
MO	0,9 ± 0,3 ^a	2,0 ± 1,2 ^a	1,2 ± 0,2 ^a	1,4 ± 0,1 ^a
P	115 ± 28,5 ^a	93,5 ± 39,1 ^{ab}	48,4 ± 15,2 ^c	60,0 ± 33,7 ^{bc}
K	95,3 ± 15,6 ^a	57,7 ± 31,3 ^b	69,9 ± 15,1 ^b	52,3 ± 6,9 ^b
Ca	2124 ± 381 ^a	1358 ± 678 ^b	1217 ± 338 ^b	952 ± 161 ^b
Mg	413 ± 126 ^a	282 ± 148,7 ^{ab}	328 ± 101,5 ^a	140 ± 25,2 ^b
Cu	0,9 ± 0,4 ^a	0,6 ± 0,4 ^a	0,8 ± 0,2 ^a	1,0 ± 0,2 ^a
Fe	86,1 ± 50,4 ^{ab}	137 ± 76,6 ^a	54,3 ± 11,0 ^b	138 ± 26,0 ^a
Mn	10,2 ± 4,6 ^{bc}	15,2 ± 7,0 ^b	3,0 ± 1,4 ^c	46,0 ± 9,9 ^a
Zn	1,4 ± 1,2 ^b	3,9 ± 2,2 ^a	1,4 ± 0,3 ^b	2,5 ± 0,6 ^{ab}
Al	-	3,4 ± 6,4 ^b	-	33,8 ± 12,5 ^a

(- = não detectado pelo método)

Letras iguais indicam ausência de diferença estatística significativa e letras diferentes indicam presença de diferença significativa na análise ANOVA One-Way.

A composição da comunidade zooplanctônica consistiu de 30 taxa sendo: 25 Rotifera, 3 Cladocera e 2 Copepoda (Tabela 3). Entre os Cladocera, *Diaphanosoma birgei* e *Moina micrura* foram abundantes somente na entrada do viveiro, o mesmo foi observado para *Filinia terminalis* (Rotifera). As espécies de Copepoda foram abundantes em todos os pontos, com exceção de *Argyrodiaptomus furcatus* no ponto IW1. Somente *Thermocyclops decipiens* (Copepoda) e as espécies de Rotifera *Keratella americana*, *Trichocerca elongata* e *T. similis* foram abundantes em todos os pontos amostrados. Com exceção de

Bosmina hagmani (Cladocera) e *Filinia opoliensis* (Rotifera), todas as espécies zooplancônicas foram presentes e/ou abundantes nos quatro pontos amostrados.

Tabela 3. Composição específica (+,-) e abundância dos taxa de zooplâncton nos pontos amostrados (IW1, IW2, FP e WO), onde + = presente; - = ausente; A = abundante e D = dominante.

Taxa	IW1	IW2	FP	WO
Cladocera				
<i>Bosmina hagmani</i> (Stingelin, 1904)	+	+	+	-
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	A	A	+	+
<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	A	+	+	+
Copepoda				
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901) náuplio	+	A	A	A
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Lowndes, 1934) náuplio	A	A	A	A
	+	+	+	+
Rotifera				
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	A	+	A	A
<i>Ascomorpha ecaudis</i> (Perty, 1850)	A	+	A	A
<i>Asplanchna</i> sp	+	+	+	+
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	+	+	+	+
<i>Brachionus caudatus</i> (Barrois & Daday, 1894)	+	+	+	+
<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	+	+	A	A
<i>Brachionus havanaensis</i> (Rousselet, 1911)	+	A	+	+
<i>Collotheca cornuta</i> (Dobie, 1849)	+	+	A	A
<i>Conochiloide dossuarius</i> (Hudson, 1885)	+	+	+	+
<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)	+	+	+	+
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	+	+	+	-
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	A	+	+	+
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	A	A	A	A
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	A	+	A	A
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	+	+	+	+
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)	+	+	+	+
<i>Lecane elsa</i> (Hauer, 1931)	+	A	A	+
<i>Polyarthra dolichoptera</i> (Idelson, 1925)	A	+	A	A
<i>Pompholyx triloba</i> (Pejler, 1957)	A	+	A	A
<i>Proales doliaris</i> (Rousselet, 1895)	+	+	+	+
<i>Proales globulifera</i> (Hauer, 1921)	+	+	+	+
<i>Proalinopsis caudatus</i> (Collins, 1872)	+	A	+	+
<i>Trichocerca elongata</i> (Gosse, 1886)	A	A	A	A
<i>Trichocerca longiseta</i> (Schränk, 1802)	+	+	+	+
<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	A	A	A	A

A composição fitoplanctônica consistiu de 46 taxa, sendo 31 Chlorophyceae, seguidos por Cyanobacteria com 7 taxa, Bacillariophyceae e Zygnemaphyceae com 3 taxa e Euglenophyceae com 2 taxa (Tabela 4). As espécies *Coelastrum microporum*, *Chlorella vulgaris*, *Desmodesmus armatus*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Didymocystis fina*, *Monoraphidium arcuatum*, *M. contortum*, *Scenedesmus linearis*, *S. quadricauda*, *Tetrastrum komarekii* e

Pseudanabaena catenata foram abundantes em todos os pontos amostrados. O maior número de espécies fitoplactônicas abundantes foi observado nas entradas

Tabela 4. Composição específica (+,-) e abundância dos taxa de fitoplâncton nos pontos amostrados (IW1, IW2, FP e WO), onde + = presente; - = ausente; A = abundante e D = dominante.

Taxa	IW1	IW2	FP	WO
Bacillariophyceae				
<i>Amphora copulata</i> (Schoeman & Archibald, 1986)	+	+	+	-
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen, 1979)	A	A	+	+
<i>Gomphonema constrictum</i> (Ehrenberg, 1832)	+	+	-	+
Chlorophyceae				
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov 1953	+	+	+	A
<i>Coelastrum microporum</i> (Nägeli, 1855)	A	A	A	A
<i>Coelastrum pulchrum</i> (Schmidle, 1892)	+	+	+	+
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Senn, 1899)	+	+	+	+
<i>Chlorella vulgaris</i> (Beijerinck, 1890)	A	A	A	A
<i>Crucigenia quadrata</i> (Morren, 1830)	+	+	+	+
<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchner) Hegewald, 2000	+	+	+	A
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) Hegewald, 2000	A	A	A	A
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald, 2000)	+	+	-	-
<i>Desmodesmus intermedius</i> (Hegewald, 2000)	+	A	A	A
<i>Desmodesmus maximus</i> (Hegewald, 2000)	+	+	+	A
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (Wood, 1873)	A	A	A	A
<i>Didymocystis fina</i> (Komárek)	A	A	A	A
<i>Dimorphococcus lunatus</i> (Braun, 1855)	+	A	A	A
<i>Golenkinia solitária</i> (Korshikov, 1937)	A	+	+	+
<i>Golenkinia radiata</i> (Chodat, 1894)	A	+	+	A
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Möbius, 1894)	A	+	A	+
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Hindák, 1970)	A	A	A	A
<i>Monoraphidium contortum</i> (Komárková-Legnerová, 1969)	A	A	A	A
<i>Oocystis marssonii</i> (Lemmermann, 1898)	+	+	+	+
<i>Pediastrum duplex</i> (Meyen, 1829)	+	+	+	+
<i>Pediastrum tetras</i> (Ralfs, 1845)	+	+	-	+
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Chodat, 1902)	+	A	A	A
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann, 1899)	-	-	+	+
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	+	+	+	+
<i>Scenedesmus linearis</i> (Stearn, 1973).	A	A	A	A
<i>Scenedesmus obtusus</i> (Meyen, 1829)	+	+	+	+
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Brébisson & Godey, 1835)	A	A	A	A
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> (Chodat, 1897)	+	+	+	+
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Chodat, 1895)	+	+	+	+
<i>Tetrastrum komarekii</i> (Hindák, 1977)	A	A	A	A
Cyanobacteria				
<i>Anabaena circinalis</i> (Bornet & Flahault, 1886)	+	-	A	+
<i>Aphanocapsa annulata</i> (Mc Gregor, 2007)	+	A	A	A
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (West & West, 1912)	+	+	+	+
<i>Aphanocapsa elachista</i> (West & West, 1894)	+	+	+	+
<i>Merismopedia punctata</i> (Meyen, 1839)	+	-	+	+
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Lemmermann, 1907	A	A	+	+
<i>Pseudanabaena catenata</i> (Lauterborn, 1915)	A	A	A	A
Euglenophyceae				
<i>Euglena</i> sp	+	+	+	+
<i>Lepocinclis</i> sp	-	-	+	+
Zygnemaphyceae				
<i>Closterium setaceum</i> (Ralfs, 1848)	+	+	+	-
<i>Staurodesmus cuspidatus</i> (Teiling, 1967)	+	+	+	+
<i>Staurodesmus validus</i> (West & West) Thomasson, 1960	+	+	+	+

de água (20 espécies), seguido da saída de água com 17 espécies e do ponto central do viveiro com 16 espécies. Duas espécies de Cyanobacteria foram abundantes na saída de água do viveiro: *Aphanocapsa annulata* e *Pseudanabaena catenata*. Somente três espécies foram ausentes na saída do viveiro: *Amphora copulata* (Bacillariophyceae), *Desmodesmus communis* (Chlorophyceae) e *Closterium setaceum* (Zygnemaphyceae) (Tabela 4).

Rotifera foi o grupo com maior abundância do zooplâncton, com média de 72% de abundância. Este grupo correlacionou-se positivamente com a Temp, Cloa e PT nos pontos IW1, WO e FP, respectivamente e apresentou correlação negativa com NO_3 no ponto WO e CT no ponto IW1 (Tabela 5). A classe Chlorophyceae, se destacou das demais classes por atingir uma densidade máxima de $3.413 \text{ org.mL}^{-1}$ no ponto WO e média de 81% de abundância relativa em todos os pontos amostrados, a mesma apresentou correlação positiva com Cond e Alc no ponto IW2 e negativa com NO_3 no ponto FP (Tabela 5).

Outras correlações significativas do zooplâncton apontadas através da Correlação de Pearson (Tabela 5) foram: Cladocera em IW1 com Temp, Cloa, STD e CT; Cladocera em IW2 com NO_2 e em FP e WO com Alc. Copepoda se correlacionou significativamente com Temp, Alc e Cloa em IW1, em IW2 com pH e em FP e WO com Alc. Rotifera apresentou correlação significativa com CT em IW1 e com NO_3 e PTI em WO. As demais correlações significativas do fitoplâncton foram: Bacillariophyceae com PT em IW2 e com Cloa em FP. Chlorophyceae teve correlação significativa em IW2 com Cond e Alc e em FP com NO_3 . Cyanophyceae correlacionou-se com Cond em IW1, IW2 e FP, com Alc em IW2 e com DBO_5 e NO_3 em FP. Euglenophyceae teve correlação com CT em IW2 e com

pH, DBO₅, STS e PT em WO. Zygnematophyceae apresentou correlação significativa com NO₃ em IW1 e STS em IW2.

Tabela 5. Correlação linear de Pearson entre as variáveis ambientais e os grupos do zooplâncton e fitoplâncton nos pontos IW1, IW2, FP e WO. Em negrito as correlações significativas.

Variáveis	IW1	IW2	FP	WO
Zooplâncton				
Cladocera e Temperatura	0,94	-	0,20	-
Cladocera e Alcalinidade	-0,51	-0,49	-0,89	-0,96
Cladocera e Clorofila-a	0,80	-	-0,25	0,64
Cladocera e STD	-0,72	-0,22	-0,42	-
Cladocera e Nitrito	-0,62	-0,70	0,59	0,53
Cladocera e Coliformes Termotolerantes	-0,74	0,23	0,67	-
Copepoda e Temperatura	0,73	-0,36	0,36	-
Copepoda e pH	-0,49	0,72	-0,61	-0,32
Copepoda e Alcalinidade	0,77	-	0,73	0,94
Copepoda e Clorofila-a	0,80	-	0,37	0,64
Rotifera e Temperatura	0,73	-	-	-0,24
Rotifera e Clorofila-a	0,32	-	-0,24	0,86
Rotifera e Nitrito	0,22	-	-	-0,96
Rotifera e Fósforo Total	-0,43	-	0,65	0,96
Rotifera e Coliformes Termotolerantes	-0,75	0,54	0,64	-0,21
Fitoplâncton				
Bacillariophyceae e Clorofila-a	-0,57	-0,46	0,84	-
Bacillariophyceae e Fósforo Total	0,18	0,84	-	-
Chlorophyceae e Condutividade	0,08	0,86	-0,37	-
Chlorophyceae e Alcalinidade	0,52	0,85	0,24	0,28
Chlorophyceae e Nitrito	-	0,25	-0,78	-
Cyanophyceae e DBO ₅	-0,76	-	-0,77	-0,35
Cyanophyceae e Condutividade	-0,75	-0,78	-0,78	-0,55
Cyanophyceae e Alcalinidade	-	-0,87	-0,38	-
Cyanobacteria e Nitrito	-0,48	-0,37	-0,74	-
Euglenophyceae e pH	0,20	0,23	-0,22	0,72
Euglenophyceae e DBO	-	0,29	0,48	0,75
Euglenophyceae e STS	0,24	-	-	0,84
Euglenophyceae e Fósforo Total	-	-	-	0,72
Euglenophyceae e Coliformes Termotolerantes	-0,40	0,70	-0,52	-0,61
Zygnematophyceae e STS	-0,28	0,76	0,27	0,47
Zygnematophyceae e Nitrito	-0,72	-0,49	0,36	-0,34

A análise de similaridade para a densidade planctônica mostra a formação de dois grupos distintos, diferenciando as entradas de água do ponto central do viveiro e da saída de água em relação ao fitoplâncton e ao zooplâncton (Figura 2). Todos os pontos foram classificados como eutróficos de acordo com o Índice de Carlson, com valores de 70 para IW1; 69 para IW2; 67 para FP e 66 para WO ao longo do período experimental.

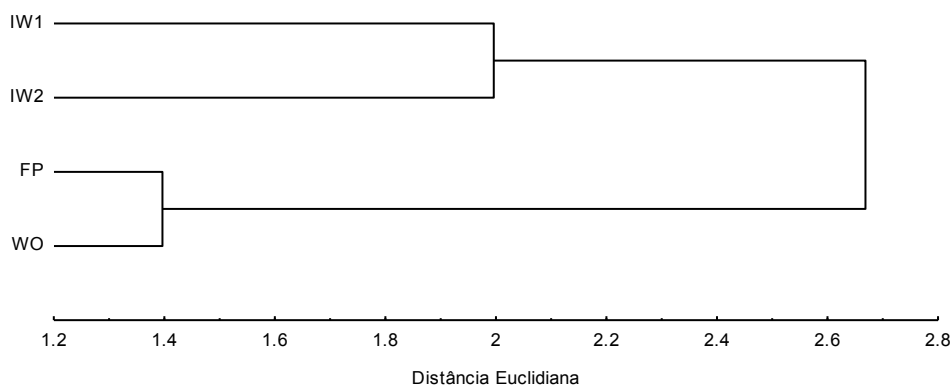
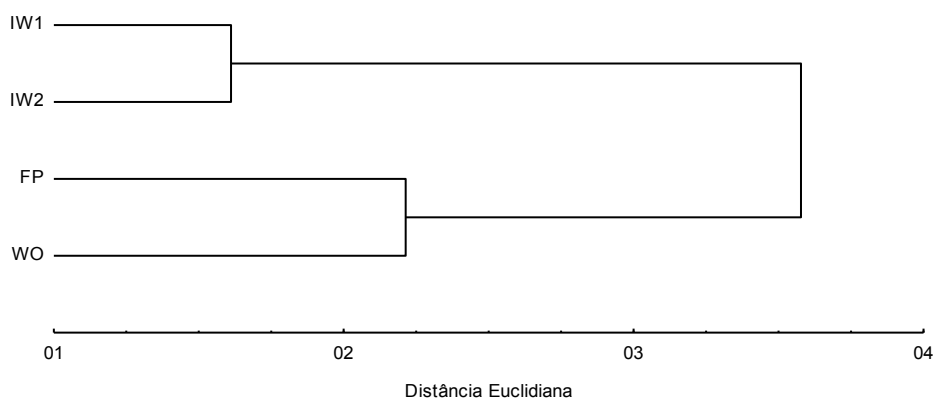
Z**F**

Figura 2. Análise de Cluster considerando as médias totais das densidades do zooplâncton (Z) e fitoplâncton (F) em relação aos pontos amostrados. Dados de densidade foram transformados em $\log(x + 1)$.

4. Discussão

Em consequência da entrada de material alóctone no viveiro através dos pontos IW1 e IW2, foi observado os maiores valores de Cond, STS, CT, NH_4 e PT nestes pontos. Segundo Kumar e Oommen (2009), altas densidades de coliformes termotolerantes estão associadas a dejetos fecais de animais, explicando as concentrações encontradas neste trabalho, principalmente nos pontos de entrada, visto que no entorno dos tanques localizados acima do viveiro

estudado são observadas muitas aves que geram o aporte de fezes através da entrada de material alóctone nestes tanques e como não há nenhum tratamento prévio, altos teores de matéria orgânica entram no viveiro, aumentando os valores de Cond e STS.

Segundo Zhou e Boyd (2015), a toxicidade da amônia é atribuída principalmente ao NH_3 . A conversão da amônia ionizada para a não ionizada (tóxica) está correlacionada aos valores de pH e temperatura, sendo que em águas com pH abaixo de 7 e temperatura abaixo de 30°C , prevalece a forma ionizada. Neste estudo, os valores desta variável foram baixos. De acordo com Camargo et al. (2005), os íons de amônia podem ser removidos pelas algas, uma vez que assimilam este composto como fonte de nitrogênio, assim, o consumo pelo fitoplâncton durante o período estudado explicam a baixa concentração de NH_4 .

De acordo com Boyd e Tucker (1998), a alcalinidade para a criação de peixes deve permanecer ao redor de 40 mg.L^{-1} . Um dos fatores biológicos que pode afetar a alcalinidade e o pH da água de cultivo de peixes é a fotossíntese (Boyd, 1979). Há, portanto, neste sentido, a recomendação de manter a transparência da água entre 30 e 50 cm (Boyd e Tucker 1998), assim como observado neste trabalho. Porém, apesar da transparência da água apresentar valores adequados, a alcalinidade manteve-se muito abaixo do esperado e os valores do pH ficaram no limite do recomendado, visto que a faixa ideal para piscicultura é de 6,0 a 9,0 (Mukherjee et al., 2007). Segundo Eshchar et al. (2006), com o acúmulo de matéria orgânica no fundo do viveiro, há liberação de CO_2 para água causando queda do pH. Outros indicativos do excesso de matéria orgânica no sistema estudado são os valores elevados de DBO_5 em todos os pontos do viveiro.

O sedimento em sistemas artificiais rasos, como viveiros de piscicultura, é o principal compartimento com interferência direta nas condições limnológicas (Sipaúba-Tavares et al., 2013). Neste estudo, as concentrações dos nutrientes do sedimento (P, K, Ca, Mg, Cu, Fe e Zn) foram maiores nos pontos de entrada e de saída de água, com destaque para P e Fe que apresentaram valores elevados. Os organismos cultivados nos viveiros e tanques à montante deste são alimentados diariamente com ração, justificando o alto teor de MO e dos demais nutrientes do sedimento observados nos pontos IW1 e IW2 deste trabalho, pois o excesso de ração e as excretas dos peixes entram no sistema estudado e não recebem tratamento, acumulando-se no sedimento ao longo do sistema (Sipaúba-Tavares et al., 2013).

Segundo Santos-Wisniewski et al. (2011), as espécies de Cladocera desempenham um papel de grande relevância por atuarem como elo na transferência de energia dos produtores primários para os níveis tróficos superiores, justificando sua correlação positiva com clorofila-a (Tabela 5). Este grupo, apesar de ser característico de ambientes oligotróficos, por serem filtradores, vem sendo frequentemente encontrado em ambientes mesotróficos e eutróficos (Rietzler et al., 2002). Panosso et al. (2003) explica que espécies deste grupo podem utilizar pequenas colônias e filamentos de Cyanobacteria como fonte de alimento alternativa, o que beneficia sua dominância em ambientes eutrofizados, justificando sua abundância nos pontos IW1 e IW2 e a presença nos demais pontos (Tabela 3).

O grupo Copepoda apresentou maior abundância relativa nos pontos IW2 e FP (26% em ambos), onde a quantidade de organismos de Cyanobacteria encontrada também foi maior (457 e 580 organismos.mL⁻¹, respectivamente).

Segundo Ramos et al. (2008), os Cyclopoida são organismos filtradores que predominam em ambientes eutróficos pela facilidade em captar Cyanobacteria filamentosas ou coloniais, predominantes nestes ambientes, enquanto que Calanoida é um filtrador mais seletivo, justificando a correlação positiva do grupo Copepoda com a clorofila-a (Tabela 5). Silva e Matsumura Tundisi (2002) afirmam que *T. decipiens* é característico de ambientes eutróficos e dominam estes sistemas. Estas informações evidenciam a correlação positiva deste grupo com as variáveis pH e alcalinidade (Tabela 5), cujos valores indicaram elevada decomposição de matéria orgânica na água, característica de ambiente eutrófico.

O grupo Rotifera tem sido reconhecido como bom indicador da qualidade da água, pois respondem a uma ampla gama de estresses ambientais, como alterações climáticas, eutrofização e poluição por metais (May et al., 2014). Espécies dos gêneros *Anuraeopsis*, *Brachionus*, *Keratella* e *Trichocerca* têm sido apontadas como bioindicadoras do processo de eutrofização, pois predominam em ambientes ricos em matéria orgânica e possuem alta plasticidade, sendo capazes de se adaptarem a diferentes ambientes (Sarma et al., 2007; Silva et al., 2009; Ejsmont-Karabin, 2012).

Hill et al. (2013) observaram que o crescimento de Chlorophyceae é proporcional às concentrações de P no ambiente, assim como encontrado neste trabalho, onde este grupo foi o mais abundante da comunidade fitoplanctônica em todos os pontos, atingindo $3.413 \text{ organismos.mL}^{-1}$, e a concentração de PT apresentou níveis elevados tanto na água quanto no sedimento.

A ocorrência de Cyanobacteria como o segundo grupo mais abundante da comunidade fitoplanctônica, não é uma característica favorável para um viveiro de piscicultura, visto que alguns gêneros encontrados como por exemplo

Pseudanabaena que foi abundante em todos os pontos e *Microcystis* que foi abundante nos pontos de entrada do viveiro, são produtores de microcistinas, podendo ser tóxicos aos organismos aquáticos e aos seus consumidores (Kling et al., 2012).

As classes Bacillariophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae foram menos representativas na comunidade fitoplanctônica. Denys et al. (2003) destacam o grupo Bacillariophyceae, pois o gênero *Aulacoseira*, abundante nos pontos de entrada de água deste estudo, representa um componente importante do fitoplâncton de ambientes eutróficos e está apta a colonizar a maioria dos ambientes aquáticos, justificando a correlação deste grupo com PT apontada pela Correlação de Pearson (Tabela 5).

O resultado obtido através do Índice do Estado Trófico classifica todos os pontos amostrados como eutróficos e corrobora com os resultados discutidos acima, que evidenciam a comunidade planctônica como característica de ambiente eutrófico. A análise de agrupamento (“Cluster”) (Figura 2) separou dois grupos através das densidades dos organismos zooplanctônicos e fitoplanctônicos, indicando que as entradas de água do sistema possuem maior densidade destes organismos quando comparadas aos demais pontos amostrados no viveiro (FP e WO). Esta separação mostra que apesar de todos os pontos estarem com a quantidade de PT acima do desejado para a produção de organismos aquáticos, as entradas de água do viveiro contribuem mais para a caracterização deste ambiente, principalmente a respeito da comunidade planctônica e do aporte de matéria orgânica, que afeta a qualidade da água e do sedimento, devido ao fluxo contínuo de água sem tratamento prévio.

Os resultados obtidos neste estudo através das variáveis físicas, químicas e biológicas da água, dos nutrientes do sedimento e do Índice do Estado Trófico permitem classificar o viveiro estudado como eutrófico, não sendo adequado para o cultivo de organismos aquáticos durante o período amostrado. Esta condição deve-se ao excesso de material orgânico procedente dos viveiros e tanques anteriores ao estudado que são fertilizados frequentemente, visto que seus efluentes promovem enriquecimento da coluna d'água e, conseqüentemente, interferem na dinâmica planctônica do sistema. Tais características ambientais proporcionam a ocorrência de espécies de Cyanobacteria potencialmente tóxicas.

Este viveiro possui baixa condição de depuração, pois alguns nutrientes da água e do sedimento não são absorvidos em grandes quantidades pelos organismos aquáticos ao longo do sistema, visto que o ponto de saída apresenta concentrações elevadas de algumas variáveis como NO_2 , P, Mg, Fe, Mn e Al, além da abundância de espécies de Cyanobacteria, o que não é favorável a um sistema de piscicultura, visto que o produto final é destinado ao consumo humano, podendo causar danos à saúde do consumidor.

Referências Bibliográficas

- APHA. 1992. Standard methods for examination of water and wastewater. *American Public Health Association*, Washington, DC.
- BABU, A., VARADHARAJAN, D., VENGADESH, NP., THILAGAVATHI, B., MANIKANDARAJAN, T., SAMPATHKUMAR, P. and BALASUBRAMANIAN, T. 2013. Diversity of Phytoplankton in Different Stations from Muthupettai, South East Coast of India. *Journal Marine Science Research Development*, vol. 3, no. 128, p. 2.
- BICUDO, DC. 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 3, p. 459 - 475.
- BICUDO, CEM. e BICUDO, DC. 2004. *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: Rima. 351 p.
- BICUDO, CEM. e MENEZES, M. 2006. *Genus of algae Continental waters of Brazil. Key for identification and description (Portuguese)*. São Carlos, 508 p.
- BOYD, CE. 1979. *Water quality in warmwater fish ponds*. Auburn: Auburn University, 359 p.
- BOYD, CE. e TUCKER, CS. 1992. *Water quality and pond soil analyzes for aquaculture*. Auburn: Auburn University, 183 p.
- BOYD, CE. e TUCKER, CS. 1998. *Pond aquaculture water quality management*. Norwell: Kluwer Academic Publishers.
- CAMARGO, JA., ALONSO, A. e SALAMANCA, A. 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, vol. 58, no. 9, p. 1255 - 1267.
- CARLSON, RE. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, vol. 22, p.361 - 369.
- CASÉ, M., LEÇA, EE., LEITÃO, SN., SANT'ANNA, EE., SCHWAMBORN, R. e JUNIOR, ATM. 2008. Plankton community as an indicator of water quality in tropical shrimp culture ponds. *Marine Pollution Bulletin*. vol. 56, no. 7, p. 1343 - 1352.
- DANTAS-SILVA, LT. E DANTAS, EW. 2013. Zooplâncton (Rotifera, Cladocera e Copepoda) e a eutrofização em reservatórios do nordeste brasileiro. *Oecologia Australis*, vol. 17, no. 2, p. 53 - 58.

- DENYS, L., MUYLAERT, K., KRAMMER, K., JOOSTEN, T., REID, M. e RIOUAL, P. 2003. *Aulacoseira subborealis* stat. nov. (Bacillariophyceae): a common but neglected plankton diatom. *Nova Hedwigia*, vol. 77, no. 3 - 4, p. 407 - 427.
- EJSMONT-KARABIN, J. 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic state index. *Polish Journal of Ecology*, vol. 60, no. 2, p. 339 - 350.
- ELMOOR-LOUREIRO, LMA. 1997. *A Manual for the identification of freshwater cladocerans in Brazil (Portuguese)*. Universa, 155 p.
- ESHCHAR, M., LAHAV, O., MOZES, N., PEDUEL, A. e RON, B. 2006. Intensive fish culture at high ammonium and low pH. *Aquaculture*, vol. 255, no. 1, p. 301 - 313.
- GOLTERMAN, HL., CLYMO, RS. e OHNSTAD, MAM. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of fresh water*. 2ed. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 213 p.
- HILL, LM., BOWERMAN, WW., ROOS, JC., BRIDGES, WC. e ANDERSON, MD. 2013. Effects of water quality changes on phytoplankton and lesser flamingo *Phoeniconaias* minor populations at Kamfers Dam, a saline wetland near Kimberley, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, vol. 38, no. 3, p. 287 - 294.
- KLING, HJ., LAUGHINGHOUSE, HD., ŠMARDÁ, J., KOMÁREK, J., ACREMAN, J., BRUUN, K., WATSON, SB. and CHEN, F. 2012. A new red colonial *Pseudanabaena* (Cyanoprokaryota, Oscillatoriales) from North American large lakes. *Fottea*, Olomouc, vol. 12, no. 2, p. 327 - 339.
- KOPP, R., VITEK, T., STASTNY, J., SUKOP, I., BRABEC, T., ZIKOVA, A., SPURNY, P. e MARES, J. 2012. Water quality and biotic community of a highland stream under the influence of a eutrophic fishpond. *International Review of Hydrobiology*, vol. 97, no. 1, p. 26 - 40.
- KOROLEFF, F. 1976. Determination of nutrients. In GRASHOF, E. and KREMLING, E. (Eds.). *Methods of seawater analysis*. German: Verlag Chemie Weinheim. p. 117 - 181.
- KOSTE, W. 1978. *Rotatoria*. Die Raedertiere Mitteleuropas, 2 vol., Berlin: Borntraeger, 673 p.
- KUMAR, J. e OOMMEN, C. 2009. Variations in Hydrochemical Characteristics of Two Distinct Wetlands of Central Gujarat, India. *Nature, Environment and Pollution Technology*, vol. 8, no. 2, p. 269 - 277.

LOBO, E. e LEIGHTON, G. 1986. Estruturas comunitarias de las fitocenozes plaktonicas de los sistemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile. *Biologia Marina*, vol. 22, no. 1, p. 1 - 29.

MACKERETH, FJH., HERON, J. e TALLING, FJ. 1978. *Water analyses: some revised methods for limnologists*. Freshwater Publication Association Scientific Publication, 35. Kendall Titus Wilson & Sons, 117 p.

MAGURRAN, AE., 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Barcelona: Ediciones Vedral. 200 p.

MAY, L., SPEARS, BM., DUDLEY, BJ. e GUNN, ID. 2014. The response of the rotifer community in Loch Leven, UK, to changes associated with a 60% reduction in phosphorus inputs from the catchment. *International Review of Hydrobiology*, vol. 99, no. 1 - 2, p. 65 - 71.

MUKHERJEE, S., GOLDBER, D., RANA, S., and JANA, BB. 2007. Responses of succinate dehydrogenase and non-specific alkaline phosphatases and mortality of tilapia to ambient pH stress in a sewage-fed aquaculture pond. *Indian journal of experimental biology*. vol. 45, no. 7, p. 630.

NUSCH, EA., 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archive fur Hydrobiologie*, vol. 14, p. 14 - 36.

OSMAN, AGM e KLOAS, W. 2010. Water Quality and Heavy Metal Monitoring in Water, Sediments, and Tissues of African Catfish *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) from the River Nile. *Journal of Environmental Protection*, vol. 1, no. 4, p. 389 - 400.

PANOSSO, R., CARLSSON, P., KOZLOWSKY-SUZUKI, B., AZEVEDO, SMFO. e GRANÉLI, E. 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*, vol. 25, no. 9, p. 1169 - 1175.

RAIJ, BV., ANDRADE, JD., CANTARELLA, H. e QUAGGIO, JA. 2001. *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: Instituto Agrônomo, 285 p.

RAMOS, JD., MELLO, HOO. e LIMA, L. 2008. Análise da composição, abundância e distribuição vertical das populações de rotífera, cladocera e copepoda, no reservatório de emborcação (Araguari - MG). *Em Extensão*, Uberlândia, vol. 7, no. 2, p. 80 - 94.

REID, JW. 1985. Calanoid copepods (Diaptomidae) from coastal lakes. State of Rio de Janeiro. Brazil. *Proceedings of the Biological Society Washington* , vol. 98, p. 574 - 590.

RIETZLER, AC., MATSUMURA-TUNDISI, T. e TUNDISI, JG. 2002. Life cycle, feeding and adaptative strategy implications on the co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiaptomus iheringi* in Lobo-Broa Reservoir (SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, vol. 62, no. 1, p. 93 - 105.

SANTOS-WISNIEWSKI, MJ., MATSUMURA-TUNDISI, T., NEGREIROS, NF., SILVA, LC., SANTOS, RM. e ROCHA, O. 2011. O estado atual do conhecimento da diversidade dos Cladocera (Crustacea, Branchiopoda) nas águas doces do estado de Minas Gerais. *Biota Neotrop*, vol. 11, no. 3, p. 287 - 301.

SARMA, SSS., RIVERA, SA., HINOJOSA, FE. e NANDINI, S. 2007. Combined influence of food level and inoculation density on competition between *Anuraeopsis fissa* and *Brachionus patulus* or *Brachionus macracanthus* (Rotifera: Brachionidae). *Russian Journal of Ecology*, vol. 38, no. 5, p. 381 - 390.

SILVA, AMA., BARBOSA, JEL., MEDEIROS, PR., ROCHA, RM., LUCENA-FILHO, MA. e SILVA, DF. 2009. Zooplankton (Cladocera and Rotifera) variations along a horizontal salinity gradient and during two seasons (dry and rainy) in a tropical inverse estuary (Northeast Brazil). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. vol. 4, no. 2, p. 226 - 238.

SILVA, WM. e MATSUMURA-TUNDISI, T. 2002. Distribution and abundance of Cyclopoida populations in a cascade of reservoirs of the Tietê River (São Paulo State, Brazil). *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, vol. 28, no. 2, p. 667 - 670.

SIPAÚBA-TAVARES, LH., LOURENÇO, EM. E BRAGA, FMS. 2010. Water quality in six sequentially disposed fish ponds with continuous water flow. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, vol. 32, no. 1, p. 9 - 15.

SIPAÚBA-TAVARES, LH., MILLAN, RN. e AMARAL, AA. 2013. Influence of Management on the Water Quality and Sediment in Tropical Fish Farm. *Journal of Water Resource and Protection*, vol. 5, no. 5, p. 495 - 501.

SIPAÚBA-TAVARES, LH., SETO, LM. e Millan, RN. 2014. Seasonal variation of biotic and abiotic parameters in parallel neotropical fishponds. *Brazilian Journal of Biology*, vol. 74, no. 1, p. 166 - 174.

ZHOU, L. e BOYD, CE. 2015. An assessment of total ammonia nitrogen concentration in Alabama (USA) ictalurid catfish ponds and the possible risk of ammonia toxicity. *Aquaculture*, vol. 437, p. 263 - 269.

OBSERVAÇÕES GERAIS

A carga elevada de nutrientes promoveu ao viveiro estudado a possibilidade de invasões de macrófitas, como ocorrido nos anos anteriores a este estudo. A classificação atual da qualidade da água deste viveiro somada ao histórico do local estudado destaca a importância de um manejo adequado e específico a este sistema de piscicultura, levando em consideração as características físicas, químicas e biológicas, além da caracterização da água de abastecimento e da camada superficial do sedimento. Esta precaução deve ser extremamente rigorosa, de maneira a evitar queda na produção de organismos aquáticos e conseqüentemente, prejuízos econômicos futuros.

Para o viveiro estudado, é recomendado o tratamento da água de abastecimento, pelo fato de receber um fluxo de outros viveiros, e na saída, visto que o viveiro subsequente é destinado à pesca recreativa e, os valores das variáveis limnológicas e dos nutrientes do sedimento encontrados neste local (WO) estiveram fora do padrão aceitável para o cultivo de peixes. A adição de ração ou fertilizantes deve continuar suspensa até que o ambiente apresente condições favoráveis de autodepuração e ao cultivo de organismos aquáticos, em função das condições eutróficas observadas que conseqüentemente pode promover florações de Cyanobacteria ou mesmo futuras infestações de macrófitas.