



Universidade Estadual Paulista
Centro de Aquicultura da Unesp



ASPECTOS LIMNOLÓGICOS DE UM SISTEMA ARTIFICIAL RECEPTOR DE RESÍDUOS DE AQUICULTURA

Gislaine Costa de Mendonça

JABOTICABAL- SP
2018

Universidade Estadual Paulista
Centro de Aquicultura da Unesp

ASPECTOS LIMNOLÓGICOS DE UM SISTEMA ARTIFICIAL RECEPTOR DE RESÍDUOS DE AQUICULTURA

Mestranda: Gislaine Costa de Mendonça

Orientadora: Profa 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- SP
2018

M539a Mendonça, Gislaine Costa de
Aspectos limnológicos de um sistema artificial receptor de resíduos
de aquicultura / Gislaine Costa de Mendonça. -- Jaboticabal, 2018
viii, 82 p. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2018

Orientadora: Lúcia Helena Sipaúba Tavares

Banca examinadora: Maria Stela M. Castilho Noll, Claudinei da
Cruz

Bibliografia

1. Aquicultura. 2. Limnologia. 3. Zooplâncton. I. Título. II.
Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 556.55



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Unidade Complementar - Jaboticabal

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Aspectos limnológicos de um sistema artificial receptor de resíduos de aquicultura

AUTORA: GISLAINE COSTA DE MENDONÇA

ORIENTADORA: LÚCIA HELENA SIPAÚBA TAVARES

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em AQUICULTURA, área: Biologia Aquática pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. LÚCIA HELENA SIPAÚBA TAVARES
Laboratório de Limnologia / Centro de Aquicultura da UNESP

Profa. Dra. MARIA STELA MAIOLI CASTILHO NOLL
Departamento de Zoologia e Botânica / UNESP - Câmpus de São José do Rio Preto

Prof. Dr. CLAUDINEI DA CRUZ
Departamento de Agronomia / UNIFEB - Barretos/SP

Jaboticabal, 15 de fevereiro de 2018

“Enquanto estiver vivo, sinta-se vivo. Se sentir saudades do que fazia, volte a fazê-lo. Não viva de fotografias amareladas...

Continue, quando todos esperam que desistas. Não deixe que enferruje o ferro que existe em você. Faça com que em vez de pena, tenham respeito por você... Quando não conseguir correr através dos anos, trote. Quando não conseguir trotar, caminhe. Quando não conseguir caminhar, use uma bengala... Mas nunca se detenha”.

(Madre Teresa de Calcutá)

DEDICO...

A minha família e esposo, pelo incentivo e apoio em todos os momentos, me impulsionando a perseverar sem questionar os méritos de meus sonhos.

AGRADECIMENTOS

À Prof^a Dr.^a Lúcia Helena Sipaúba Tavares pela oportunidade e orientação.

À Prof^a Dr.^a Maria Stela M. Castilho Noll e Prof. Dr. Rodrigo Ney Millan, pela disponibilidade e grande contribuição durante a banca de qualificação.

À Prof^a Dr.^a Maria Stela M. Castilho Noll e Prof. Dr. Claudinei da Cruz pelas sugestões e críticas durante a banca de defesa, que certamente contribuíram na melhoria deste.

Aos companheiros Bruno Scardoelli e Lorena Peres pela parceria, pela troca de conhecimentos e experiências.

Ao Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferraudo, pelo auxílio nas análises de estatística multivariada deste. Por sua paciência e sobretudo pela acessibilidade. Agradeço imensamente pela amizade e generosidade.

Um agradecimento em especial à querida Idalina Thomazelli, pelo acolhimento e sabedoria de seus ensinamentos. Grata pela iluminação e auxílio.

AUXÍLIO FINANCEIRO

Este estudo foi financiado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior através da concessão de bolsa de metrado e pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo através do auxílio financeiro (processo nº 2014/24697-3).

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
CAPÍTULO I	10
INTRODUÇÃO	10
OBJETIVOS.....	13
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	13
Impacto dos resíduos de aquicultura	13
Eutrofização na aquicultura.....	16
Comunidade zooplancônica como indicador no meio aquático	18
Sistemas artificiais de aquicultura.....	20
Sedimento dos viveiros de aquicultura.....	23
HISTÓRICO DO VIVEIRO RECEPTOR DE RESÍDUOS DO CAUNESP	25
Localização e descrição do Centro de Aquicultura	25
Localização e descrição do sistema artificial receptor de resíduos (viveiro 6) .	27
REFERÊNCIAS	31
CAPÍTULO II.....	42
RESUMO	42
ABSTRACT	43
INTRODUÇÃO	43
MATERIAIS E MÉTODOS	45
Área de estudo e planejamento amostral.....	45
Variáveis limnológicas e meteorológicas	46
Variáveis do sedimento	47
Análise de dados.....	47
RESULTADOS	48
Variação meteorológicas.....	48
Variáveis limnológicas.....	48
Composição do sedimento.....	51
DISCUSSÃO.....	54
CONCLUSÃO.....	57
REFERÊNCIAS.....	57
CAPÍTULO III.....	61

RESUMO	61
ABSTRACT	62
INTRODUÇÃO	62
MATERIAIS E MÉTODOS	64
Área de estudo e amostragem	64
Parâmetros limnológicos	65
Comunidade zooplanctônica	65
Análise dos dados	66
RESULTADOS	66
DISCUSSÃO	72
CONCLUSÃO	75
REFERÊNCIAS	76

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II

Tabela 1. Tabela 1: Índice de Estado Trófico modificado por Toledo (1983)	47
Tabela 2. Concentrações médias e desvio padrão das variáveis limnológicas, comparando pontos amostrais durante os períodos de chuva e seca.	49
Tabela 3. Concentrações médias e desvio padrão das variáveis do sedimento, comparando pontos amostrais durante os períodos de seca e chuva.	52

CAPÍTULO III

Tabela 1. Concentrações médias e desvio padrão das variáveis limnológicas, resultado do teste Kruskal-Wallis comparando os pontos amostrais.	67
Tabela 2. Composição, riqueza, equitabilidade, diversidade e frequência específica nos pontos amostrais.	68
Tabela 3. Densidade de organismos por grupos zooplanctônicos nos pontos amostrais e resultados do teste de Kruskal-Wallis para a densidade.	71
Tabela 4: Correlação de Pearson entre os parâmetros limnológicos e os grupos de zooplâncton nos pontos amostrais.	71

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1. Imagem de satélite do conjunto de viveiros da fazenda de aquicultura do CAUNESP, em destaque circulado, o sistema artificial estudado (Google Earth, 2017).	26
Figura 2. (A) Esquema da disposição sequencial dos viveiros da fazenda de aquicultura do CAUNESP; (B) Imagem de satélite do sistema artificial (V6) com a localização dos pontos de amostragem, onde: IW= entrada de água no sistema; FP= ponto central com maior profundidade; WO = saída de água do sistema. ...	28
Figura 3. Vistas dos pontos de coleta no sistema receptor artificial; onde: Δ = localização do ponto de coleta; A = entrada de água (IW); B = ponto central (FP); C= saída de água (WO).	30

CAPÍTULO II

Figura 1. (A) Mapa do Brasil com destaque para o estado de São Paulo onde se localiza o Centro de aquicultura da Unesp, (B) a disposição dos viveiros com fluxo contínuo da fazenda de aquicultura; (C) sistema artificial receptor de resíduos (V6); onde: $\blacktriangle$ = localização dos pontos de amostragem, WI = entrada de água, FP = ponto central, WO = saída de água.	45
Figura 2. Variação mensal de precipitação (P-mm) e temperatura do ar (T-°C) durante o período experimental.	48
Figura 3. Interpolação dos autovalores dos parâmetros limnológicos e pontos de amostragem. Primeiros eixos da análise de componentes principais (ACP), onde água de entrada no período chuvoso (IW c) e água de entrada no período de seca (IW s); água do centro do sistema no período chuvoso (FP c) e água do centro no período de seca (FP s); água de saída no período chuvoso (WO c) no período de seca (WO s); quadrado fechado = pontos amostrais; círculos abertos = variáveis.	51
Figura 4. Interpolação dos autovalores das variáveis do sedimento e pontos de amostragem. Primeiros eixos da análise de componentes principais (ACP), onde ponto de entrada no período de chuva (IW c) e entrada no período de seca (IW s); ponto central do sistema no período de chuva (FP c) e no período de seca (FP s); ponto de saída no período de chuva (WO c) e período de seca (WO s); quadrado aberto = pontos amostrais; círculos fechados = variáveis.	53

CAPÍTULO III

Figura 1. (A) Mapa do Brasil com destaque para o estado de São Paulo onde se localiza o Centro de aquicultura da Unesp, (B) a disposição dos viveiros com fluxo contínuo da fazenda de aquicultura; (C) sistema artificial receptor de resíduos (V6); onde: Δ = localização dos pontos de amostragem, WI = entrada de água, FP = ponto central, WO = saída de água.	64
Figura 2. Densidade (ind.L ⁻¹) dos grupos zooplanctônicos nos pontos amostrados.	70
Figura 3. Análise de agrupamento considerando a composição zooplanctônica (ausência/presença de espécies) nos pontos amostrais; IW – entrada de água; FP – centro do sistema; WO – saída de água.	70

RESUMO

Este estudo avaliou e descreveu as condições limnológicas de um sistema artificial receptor de resíduos de aquicultura. O sistema é um antigo viveiro que faz parte da fazenda de aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP Jaboticabal, SP (21°15'S, 48°18'O), o qual recebe aproximadamente 65% dos resíduos da fazenda e deságua diretamente sem tratamento prévio no Córrego Jaboticabal (SP). O objetivo deste estudo foi caracterizar a qualidade da água, a composição do sedimento, o grau de trofia e identificar a comunidade zooplânctônica, assim como possíveis espécies indicadoras da qualidade da água; observando se o sistema pode favorecer a redução dos resíduos de aquicultura, visando a reutilização desta água. Foram realizadas coletas quinzenais durante oito meses em 2014, abrangendo os períodos de chuva e seca em três pontos amostrais: entrada, centro e saída de água. A água foi coletada na superfície, para análise de nutrientes, sólidos totais, clorofila-a, oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade, transparência e coliformes termotolerantes. O sedimento foi coletado na camada superior, com tubo de pvc e/ou com draga, foram analisados os teores de matéria orgânica, fósforo, cálcio, potássio, magnésio, alumínio e pH. O zooplâncton foi coletado mensalmente (fevereiro/ setembro) nos mesmos pontos amostrais. As amostras de zooplâncton foram coletadas com auxílio de balde graduado (20 L), concentradas em rede de 58 µm e fixadas em formalina a 4%, para posterior identificação e contagem. As concentrações de nutrientes, clorofila-a, coliformes e sólidos, foram superiores ($p < 0,05$) durante o período chuvoso devido o maior fluxo de efluentes em função da intensificação da produção neste período, contribuindo para a eutrofização da água, sem variação entre os pontos amostrais. Durante a estiagem, apenas uma redução de amônia através, resultando no aumento dos níveis de nitrato e nitrito. O zooplâncton foi representada por 74 taxas; 64 Rotifera, 7 Cladocera, 4 Copepoda e 1 Ostracoda, presente em todos os pontos de coleta. Neste estudo, a densidade e riqueza de Rotifera foi elevada em todos os pontos, com a ocorrência de espécies associadas a poluição orgânica, como *Brachionus* e *Filinia*, favorecidas por seu rápido ciclo de vida, tamanho pequeno e resistência. A ocorrência de *Thermocyclops decipiens*, *Bosmina longirostris* e a dominância do grupo Rotifera indicam que água do sistema está em processo de eutrofização. No entanto, a presença de *A. furcatus* pode indicar que o sistema ainda não atingiu seu limite máximo de deterioração. A baixa qualidade na água deste viveiro, assim como

acúmulo de nutrientes e matéria orgânica no sedimento ocasionam o aumento no grau de trofia do sistema, sendo necessárias medidas que promovam a recuperação da qualidade da água do sedimento neste sistema.

Palavras-chave: Resíduos de aquicultura, sedimento de viveiros de aquicultura, estado trófico, zooplâncton, bioindicadores.

ABSTRACT

Limnological aspects of an artificial aquaculture waste system

This study evaluated and described the limnological conditions of an artificial aquaculture waste receiver system. The system is an old nursery that is part of the aquaculture farm of the Aquaculture Center of UNESP Jaboticabal, SP (21 ° 15'S, 48 ° 18'O), which receives approximately 65% of the farm waste and flows directly without previous treatment in the Jaboticabal Stream (SP). The objective of this study was to characterize water quality, sediment composition, trophic degree and zooplankton community identification, as well as possible water quality indicator species; observing if the system can favor the reduction of the aquaculture residues, aiming at the reuse of this water. Biweekly collections were carried out during eight months in 2014, covering the periods of rain and drought in three sampling points: inlet water, fishpond center and water outlet. Water was collected on the surface for analysis of nutrients, total solids, chlorophyll a, dissolved oxygen, pH, alkalinity, transparency and thermotolerant coliforms. The organic matter, phosphorus, calcium, potassium, magnesium, aluminum and pH contents were analyzed in the upper layer, using pvc tube and / or dredge. Zooplankton was collected monthly (February / September) at the same sampling points. The zooplankton samples were collected using a graded bucket (20 L), concentrated in a 58 µm mesh and fixed in 4% formalin for further identification and counting. The concentrations of nutrients, chlorophyll a, coliforms and solids were higher ($p < 0.05$) during the rainy period due to the higher flow of effluents due to the intensification of the production in this period, contributing to the eutrophication of the water, without variation between sampling points. During drought, only a reduction of ammonia through, resulting in increased levels of nitrate and nitrite. Zooplankton was represented by 74 taxa; 64 Rotifera, 7 Cladocera, 4 Copepoda and 1 Ostracoda, present at all points of collection. In this study, the density and richness of Rotifera was high in all points,

with the occurrence of species associated with organic pollution, such as *Brachionus* and *Filinia*, favored by their rapid life cycle, small size and resistance. The occurrence of *Thermocyclops decipiens*, *Bosmina longirostris* and the dominance of the Rotifera group indicate that water from the system is in the process of eutrophication. However, the presence of *A. furcatus* may indicate that the system has not yet reached its maximum deterioration limit. The low water quality of this nursery, as well as the accumulation of nutrients and organic matter in the sediment, causes an increase in the trophic level of the system, and it is necessary to promote the recovery of sediment water quality in this system.

Keys-words: Aquaculture waste, sediment in aquaculture fishponds, trophic state, zooplankton, bioindicators,

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o potencial hídrico brasileiro favorece a implantação e desenvolvimento dos empreendimentos aquícolas, sobretudo a produção de peixes em águas continentais. Entretanto, o crescimento elevado da aquicultura tem afetado seriamente a qualidade e estrutura dos ecossistemas aquáticos (JONES et al., 2002; CAMARGO & POUEY, 2005). A intensificação e expansão da produção de organismos aquáticos quando conduzidas de maneira inadequada e manejo ineficiente, podem elevar os impactos ambientais decorrentes da geração de resíduos e do uso irracional da água.

Dentre os principais impactos sobre os corpos d'água, destaca-se a elevada carga de matéria orgânica e nutrientes presentes nos efluentes de aquicultura, oriundos do intenso arraçoamento e excretas no ambiente de criação (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2000; 2014; 2017; SIPAÚBA-TAVARES & BOYD, 2003; SIPAÚBA-TAVARES & BRAGA, 2008; TRAVAINI-LIMA & SIPAÚBA-TAVARES, 2012; 2015; 2016; MILLAN et al., 2014; BORGES & SIPAÚBA-TAVARES, 2017).

Grandes quantidades de nutrientes inorgânicos como nitrogênio e fósforo são adicionadas através da ração durante a alimentação e frequentemente, parte destes nutrientes disponibilizados na criação não são assimilados pelos

organismos aquáticos, acumulando-se no sedimento dos viveiros ou tanques de piscicultura (ANDERSEN et al., 2006; FERDOUSHI et al., 2008; CHEN et al., 2010).

O sedimento nos tanques/viveiros, funciona como armazenamento de nutrientes e de substâncias acumuladas no ecossistema. Assim, os processos químicos e biológicos que ocorrem nas camadas superficiais do sedimento, influenciam diretamente na qualidade da água e na produção nestes sistemas (BOYD et al., 2002). Portanto, os aspectos do sedimento acumulado no fundo dos tanques e viveiros dependem das características do sistema de cultivo, do conteúdo orgânico do solo e das trocas de água (BOYD et al., 2002).

O material orgânico e inorgânico, são incorporados à coluna d'água material orgânico e inorgânico, através da eliminação de fezes e excreção, alimento não ingerido, descamação, mucos, vitaminas e agentes terapêuticos que podem também ter implicação e efeito direto sobre a qualidade da água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 1999a). Segundo Mariscal-Largada et al. (2012), estes elementos podem ser os principais poluentes em águas naturais e sedimento que os recebem, principalmente em sistemas semi-intensivos e intensivos.

Os efluentes de aquicultura são potenciais fontes poluidoras das águas naturais, e embora estes efluentes não apresentem altas concentrações de poluentes quando comparados aos efluentes industriais e domiciliares, podem apresentar concentrações de algumas variáveis limnológicas acima daquelas permitidas (BOYD & SCHIMITTOU, 1999).

Os corpos d'água adjacentes às fazendas de aquicultura recebem via efluentes, elevadas cargas de nutrientes e matéria orgânica, contendo quantidades consideráveis de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica acelerando os processos de eutrofização das águas dentro e fora das fazendas, já que em muitos empreendimentos aquícolas o manejo e uso da água é inadequado, sem técnicas de tratamento de efluentes (CRIPPS & BERGHEIM, 2000).

A eutrofização consiste no aumento da concentração de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, causando um desequilíbrio no meio, uma vez que o ecossistema passa a produzir mais matéria orgânica do que é capaz de consumir e decompor (ESTEVES, 2011). Em consequência, o processo de eutrofização nos corpos d'água contribuem para a formação de florações de algas que afetam diretamente a biota aquática alterando a qualidade da água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2003). O comprometimento dos recursos hídricos e da biodiversidade

aquática, alteram a dinâmica dos ecossistemas e favorecem a disseminação de agentes patológicos, incidindo sobre a segurança alimentar e saúde pública das comunidades a jusante (SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

A avaliação e recuperação da qualidade da água advinda dos sistemas de criação de organismos aquáticos é de grande relevância e a biota aquática pode fornecer bons indicadores do estado de integridade destes sistemas. Uma abordagem de estudo baseada na biota aquática visa detectar mudanças na estrutura associada aos impactos antrópicos, reunindo informações através de um valor ou índices de riqueza, diversidade e dominância das espécies presentes (ARMITAGE et al., 1983; TUNDISI, 2003; LAVOIE et al., 2004; ARIAS, et al., 2007).

Deste modo, a avaliação e estudos da qualidade da água que utilizam análise qualitativa e quantitativa dos organismos planctônicos são fundamentais e refletem na dinâmica dos ecossistemas (TUNDISI, 2003). Segundo Margalef (1983), a comunidade planctônica funciona como sensor refinado das propriedades ambientais, como o zooplâncton. A estrutura da comunidade planctônica é determinada por indicadores como a composição específica, densidade celular, riqueza e uniformidade de espécies, podendo ser utilizada para avaliar a qualidade do ecossistema aquático e as medidas de diversidades específicas, constituindo um índice apropriado para comparar as condições do ambiente (MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2005).

Esteves & Sendacz (1988) e Brito et al. (2011) corroboram ao afirmarem que o aumento da biomassa do zooplâncton, junto às alterações na sua composição e densidade, está comumente associado ao estado trófico da água e sugere que o avanço do grau de eutrofização pode levar a uma maior disponibilidade de recursos alimentares, acima do limite tolerado pelo ambiente.

Para que a expansão da aquicultura se dê em bases ambientalmente sustentáveis, são necessários estudos que contribuam para elaboração de técnicas que reduzam e/ou minimizem os impactos gerados por seus efluentes e o desenvolvimento de sistemas mais eficientes do ponto de vista de uso da água, com vistas à racionalização deste recurso natural essencial e cada vez mais escasso. A aquicultura moderna se baseia em três componentes: a produção lucrativa, a preservação do meio ambiente e o desenvolvimento social; por isso, a sustentabilidade depende do uso de técnicas que minimizem o impacto da atividade

e mantenha a biodiversidade, a estrutura e funcionamento dos ecossistemas adjacentes (VALENTI, 2002).

Contudo, boas práticas de manejo podem não determinar uma sustentabilidade perene na aquicultura, assim deve-se buscar uma preservação da biodiversidade e uso racional dos recursos naturais sem degradação dos ecossistemas aquáticos (MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

Para tanto, o monitoramento da qualidade da água nestes sistemas, bem como as características de seus efluentes e sua relação com a comunidade inserida neste ecossistema é fundamental para atender as condições ideais de qualidade de água tanto para o descarte da água ambiente natural ou para o seu reuso em outras atividades, visto a grande importância de uma gestão eficiente dos recursos hídricos.

OBJETIVOS

- Avaliar o as condições limnológicas de um sistema artificial receptor de resíduos de uma fazenda de aquicultura;
- Avaliar o grau de trofia do sistema;
- Monitorar os aspectos físicos, químicos e microbiológicos da água e do sedimento;
- Identificar e descrever a composição da comunidade zooplanctônica neste sistema.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Impacto dos resíduos de aquicultura

Toda forma de produção de alimento como qualquer atividade humana, afeta o meio positiva ou negativamente, qualquer alteração ambiental reflete no equilíbrio entre a entrada de elementos no ambiente e a sua capacidade de absorção, sendo influenciado pelo fluxo de água, profundidade, volume, limitação dos nutrientes, temperatura, luz e fatores bióticos (SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

Dentre os principais impactos ambientais causados pela aquicultura, destaca-se a descarga dos efluentes de viveiros e a poluição por resíduos químicos

empregados nas diferentes fases do cultivo, provocando a eutrofização, sedimentação e obstrução dos fluxos de água (PILLAY, 1992; PÁDUA, 2000). A capacidade de poluição de um determinado meio aquático depende principalmente do sistema de criação, da rede hidrográfica regional, manejo e composição da ração utilizada para alimentação dos peixes (GUO & LI, 2003).

Os efluentes de piscicultura são ricos em dejetos produzidos pelo processo de digestão e excreção dos peixes, a decomposição destes dejetos e da sobra de ração, podem gerar cerca de 2,6 kg de fitoplâncton para cada kg de peixe, contribuindo significativamente para o acúmulo de matéria orgânica nos tanques de cultivo (SCHWARTZ & BOYD, 1994).

Deve ser ressaltado ainda que, efluentes que contém resíduos de antibióticos, costumam ser resistentes à degradação biológica (MELO et al., 2009) e, o uso de antibióticos e outros agentes químicos na aquicultura, também podem causar impactos negativos no ambiente como propiciar o desenvolvimento de bactérias patogênicas resistentes, no qual a utilização de probióticos é uma alternativa para minimizar este tipo de impacto (AMÉRICO et al., 2013).

As elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, podem comprometer a qualidade da água e a composição do sedimento dos viveiros (QUEIROZ et al., 2004). O nitrogênio dos efluentes de aquicultura provém principalmente da proteína das rações, sendo que parte é excretada pelos organismos na forma de amônia, enquanto o restante é eliminado pelas fezes na forma de nitrogênio orgânico. O fósforo é encontrado nos fertilizantes orgânicos, compostos vegetais e/ou esterco de animais domésticos, ricos em micronutrientes, utilizados na forma de adubo seco e nas rações (KUBITZA, 1998a).

Estimativas indicam que cerca de 133 kg de N (nitrogênio) e 25 kg de P (fósforo) são liberados para o ambiente a cada tonelada de peixe produzido (ISLAM, 2005; NYANTI et al., 2012) em sistemas de aquicultura superintensiva. De acordo com Minucci et al. (2005), esses fatores influenciam, sobretudo, os nutrientes, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, matéria orgânica, pH, biomassa bentônica e planctônica

O aumento da concentração de matéria orgânica e dos nutrientes em ecossistemas aquáticos, em especial fósforo e nitrogênio, favorecem o processo

de eutrofização da água, contribuindo para o crescimento excessivo de biomassa de algas, alterando por sua vez a ecologia do sistema aquático, diminuindo a penetração da luz, redução na transparência da água, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e aumento de amônia (ESTEVES, 2011). Este fenômeno, também pode aumentar a demanda bioquímica de oxigênio, alteração de pH e a liberação de toxinas, ocasionando a morte dos peixes e outros animais (AVELLAR et al., 2015).

As características do efluente gerado pela piscicultura são bastante semelhantes às do efluente doméstico, pois, apresentam elevadas demanda bioquímica de oxigênio, grande concentração de sólidos em suspensão, compostos nitrogenados e fosfatados. Esta similaridade permite uma analogia dos impactos provocados pelos cultivos, contribuindo para a eutrofização dos rios, açudes, riachos e lagos, favorecendo o florescimento do fitoplâncton (ZANIBONI, 2005; CYRINO et al., 2010).

Efluentes de aquicultura assemelham-se às fontes de poluição difusas, mais do que fontes pontuais; assim, a aplicação de métodos tradicionais de tratamento de efluentes podem não ser eficientes (BOYD, 2003). Diante disso, a utilização de ecotecnologias pode ser eficiente no tratamento dos efluentes de aquicultura, como o emprego de “wetlands”, funcionando como filtro biológico com macrófitas aquáticas que, vem apontando resultados promissores na redução de cargas poluidoras (SIAPAÚBA-TAVARES et al., 2002; HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006; TRAVAINI-LIMA & SIPAÚBA-TAVARES, 2012) bem como, sua utilização no biomonitoramento da qualidade da água, dada sua rápida resposta as alterações ambientais (ROCHA, 2012).

Também são indicados a utilização de peixes filtradores, como a tilápia e a carpa capim, que podem ser eficazes na redução da entrada de nutrientes no ambiente aquático, do aporte interno de fósforo e no controle seletivo de Cyanobacteria (LEÃO & STARLING, 2003; PANOSSO, 2007). A construção de tanques de decantação, também pode ser uma boa estratégia para mitigar esses impactos, uma vez que auxilia na retenção dos sólidos em suspensão, especialmente da argila e matéria orgânica, elevada remoção de cobre, zinco, fósforo e nitrogênio amoniacal, além da alta eficiência na diminuição da carga orgânica consequente de processos biológicos (QUEIROZ & SILVEIRA, 2006; VIVIAN, 2010).

Eutrofização na aquicultura

Denomina-se eutrofização, o aumento das concentrações de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos. Como decorrência deste processo, o ecossistema aquático pode passar de oligotrófico e mesotrófico para eutrófico ou mesmo hipereutrófico podendo como consequência, ocorrer um aumento da produtividade primária neste sistema. A eutrofização pode se dar de modo natural ou artificial. Quando natural, é um processo lento e contínuo que resulta do aporte de nutrientes trazidos pelas chuvas e pelas águas superficiais que erodem e lavam a superfície terrestre podendo ser considerada o “envelhecimento natural” do lago. Quando induzida pelo homem, é denominada artificial, cultural ou antrópica, onde os nutrientes são originados de diversas fontes como efluentes domésticos e industriais, aquicultura, atividades agrícolas, entre outras (ESTEVES, 2011).

Nas últimas décadas, a eutrofização natural tem sido agravada pela eutrofização artificial decorrente do lançamento nos corpos d'água de diversos efluentes, como por exemplo a água resultante da drenagem de áreas cultivadas com adubos químicos. A degradação e eutrofização destes ambientes ocorrem em função do aumento na concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, oriundos do despejo de diversos tipos de efluentes não tratados. A eutrofização gera um aumento na produtividade e a simplificação estrutural dos componentes bióticos, ultrapassando a capacidade de suporte do ecossistema (MOROZOV et al., 2007; RIGOZIN, 2013).

O aumento da disponibilidade de nitrogênio e fósforo é fator primordial para elevar o grau de eutrofização das águas superficiais e a degradação dos ecossistemas aquáticos sendo importantes problemas ambientais em escala global e local (CHEN et al., 2010). Em águas continentais, o fósforo é um fator limitante da produtividade primária, sendo apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas (ESTEVES, 2011).

A eutrofização pode provocar modificações tanto na composição e estrutura quanto influenciar na distribuição das comunidades aquáticas e, na diminuição da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos continentais. Todavia, as alterações tanto na composição quanto na diversidade das comunidades aquáticas, podem

ocorrer em curtos períodos de tempo (AGOSTINHO et al., 2005; CORGOSINHO & PINTO-COELHO, 2006; RIGOZINI & RUEDA, 2012).

As alterações na coluna d'água causadas pela eutrofização, podem influenciar a estrutura das comunidades, como o aumento na incidência de florações de microalgas e cepas de Cyanobacteria que produzem toxinas, alterando o equilíbrio natural das cadeias tróficas, ocasionando alterações profundas nos ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas aquáticos (PIECZYŃSKA et al., 1999; CALIJURI et al., 2006; SERAFIM-JUNIOR et al., 2010).

O aparecimento de cianobactérias, por sua vez, pode afetar as comunidades zooplancônicas, pois suas colônias impalatáveis e pouco nutritivas impedem o zooplâncton de ingeri-las. Este fenômeno pode acarretar em subnutrição e, conseqüentemente, afetar a taxa de reprodução zooplancônica, resultando em declínios populacionais bruscos (WOLFINGBARGER, 1999; FERRÃO-FILHO et al., 2000). Além desses problemas, a alteração na dieta alimentar do zooplâncton provoca mudanças em outros aspectos, tais como equitabilidade, riqueza de espécies e dominância (CARMICHAEL 1992; PINTO-COELHO et al., 1999; BOUVY et al., 2001). A baixa riqueza específica pode ser um reflexo do estado trófico (GHIDINI et al., 2009), onde em ambientes eutróficos verifica-se a predominância de Copepoda ciclopóides e de Rotífera. Já em ambientes oligotróficos, os grupos predominantes são Copepoda calanóides e Cladocera, por serem filtradores (NOGUEIRA, 2001; PARRA et al., 2009).

Ao eliminar algumas espécies da comunidade, a eutrofização influencia na transferência de energia dentro das cadeias tróficas, impactando negativamente a dinâmica do ecossistema aquático (ROY et al., 2013). Também são influenciados os padrões de flutuação e da variação de oxigênio dissolvido, ocasionando mudanças significativas na qualidade da água, diminuição da transparência e aumento da quantidade de partículas orgânicas sedimentadas (KOZLOWSKY-SUZUKI & BOZELLI, 2002)

Na produção aquícola, é inevitável o acúmulo de resíduos orgânicos e metabólicos nos tanques e viveiros devido ao volume de fezes excretado diariamente pelos peixes (KUBITZA, 1998b). Este acúmulo de matéria orgânica, influi diretamente na eutrofização da água, dados os altos níveis de nutrientes

disponíveis na massa d'água dentro dos sistemas de produção e consequentemente, nos efluentes gerados pela atividade. As características dos efluentes de piscicultura podem variar em função da espécie cultivada, da densidade dos organismos cultivados, do manejo alimentar e do nível de tecnologia empregada no cultivo (BOYD, 2003).

Segundo Matsuzaki et al. (2004), o manejo impróprio em uma piscicultura pode facilmente colaborar com a aceleração de processos que causam a eutrofização danificando a qualidade da água, especialmente pelo uso de altas doses de ração e pela fertilização inadequada (orgânica ou inorgânica).

A prática da aquicultura depende essencialmente dos produtos e serviços ambientais dos ecossistemas nos quais está implantada, depende também da disponibilidade de água de boa qualidade e capacidade de diluição de seus efluentes e resíduos, sendo os efluentes, responsáveis pelos principais problemas ambientais gerados pelas atividades aquícolas, como a eutrofização (TOLEDO et al., 2003). O monitoramento e controle da emissão de efluentes, deve amortizar o impacto sobre o meio ambiente de maneira que não haja diminuição da biodiversidade e, nem se esgotar ou danificar qualquer recurso natural dos ecossistemas (VALENTI, 2002).

Comunidade zooplanctônica como indicador no meio aquático

Impactos antrópicos, como o crescimento da aquicultura e da geração de resíduos desta atividade, provocam a degradação, eutrofização e distúrbios nos ecossistemas aquáticos. A eutrofização, caracteriza-se pela alta concentração de nutrientes e matéria orgânica em um corpo hídrico (ESTEVES, 2011), que promovem consequentemente, crescimento elevado na produção primária (fitoplâncton e macrófitas) e alterações nas comunidades planctônicas (ANDERSEN et al., 2006; FRAGOSO JR. et al., 2007), como o zooplâncton.

A comunidade zooplanctônica apresenta grande sensibilidade as alterações ambientais, respondendo rapidamente aos mais diversos tipos de impactos através da alteração de sua composição e diversidade, como o aumento ou diminuição da densidade da comunidade zooplanctônica. As alterações nesta estrutura são fortes indicativos de mudanças na dinâmica aquática, como a eutrofização (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003).

Deste modo, o uso de comunidades biológicas como a zooplanctônica, pode ser fundamental na detecção destes distúrbios e no entendimento da dinâmica destas comunidades em ambientes receptores de resíduos de aquicultura. A compressão desta estrutura e como os táxons respondem às condições ambientais, pode fornecer informações relevantes sobre a qualidade da água nestes sistemas. Nesta avaliação é importante considerar as respostas ou alterações na composição e abundância dos organismos, causadas pelas alterações da qualidade da água e para entender melhor essas relações, é fundamental uma avaliação precisa da abundância de suas populações (ELLIOTT & TANG, 2009).

A comunidade zooplanctônica em águas doces é composta por um conjunto de organismos microscópicos (30 μ m a 3 cm), pertencentes a diversos grupos taxonômicos. Dentre estes, os representantes dos filos Protozoa, Rotifera e de dois grupos de Crustacea, os Cladocera e os Copepoda, são os mais importantes, constituindo a maior parte dos invertebrados planctônicos e classificados como holoplâncton. Representantes de outros grupos taxonômicos como Ostracoda, Turbellaria e larvas de Insecta podem estar presentes, mas usualmente representados por poucos indivíduos. Esses últimos são classificados como meroplâncton (WETZEL, 1993).

A comunidade zooplanctônica possui uma grande importância ecológica nos ambientes aquáticos atuando como elo entre o nível dos produtores (fitoplâncton) e os níveis tróficos superiores. Fundamental na estruturação e funcionamento do ecossistema aquático, desempenhando um papel fundamental na transferência de energia e decomposição de matéria orgânica, ou através de interações como herbivoria e predação, (BOZELLI & HUSZAR, 2003). O zooplâncton distribui-se de forma heterogênea em seu habitat e exibe padrões diferentes de segregação espacial, os quais, às vezes, podem sofrer alterações no decorrer de algumas horas (PINTO-COELHO, 2003).

A análise da diversidade de espécies zooplanctônicas refere-se ao estudo das relações quantitativas entre riqueza e abundância de táxons dentro da comunidade. Muitas espécies zooplanctônicas são utilizadas como indicadoras do grau de trofia do ambiente já que possuem grande sensibilidade ambiental e responde a diversos tipos de impactos. As alterações na comunidade podem ocorrer tanto na quantidade de organismos como na composição e diversidade de espécies (BRITO et al., 2011). Uma vez que, muitos ambientes não exibem

claramente atributos de oligotrofia ou eutrofia, o zooplâncton pode ser usado como indicador destas características intermediárias. Contudo, devido à ampla distribuição de algumas espécies, é indicado o uso da abundância relativa dentro da comunidade como um indicador mais sensível (GANNON & STEMBERGER, 1978).

Dessa forma, o estudo da comunidade zooplanctônica é de grande importância para o entendimento ecológico dos ecossistemas aquáticos já que estão em constante relação e dependência com diversos fatores, tanto abióticos quanto bióticos. Estudos limnológicos envolvendo a análise das comunidades bióticas, como o conhecimento das variações espaciais e temporais da composição e abundância do zooplâncton, constituem importante subsídio para ações de manejo visando o controle da eutrofização e, conseqüentemente melhoria da qualidade de água (LOPES et al., 1997; LANSACTÔHA, et al., 1997; TUNDISI, 1999).

Sistemas artificiais de aquicultura

Reservatórios artificiais são utilizados para múltiplas finalidades ao longo dos anos, dentre elas, a produção de alimento por meio da piscicultura (TUNDISI, 2005). Os viveiros de aquicultura são corpos d'água construídos pelo homem por escavação em terreno natural, apresentam dimensões maiores, com fundo e lateral de terra; enquanto tanques de piscicultura são reservatórios de água geralmente em dimensões menores, construídos de alvenaria, fibra de vidro ou outro material adequado (WHEATON, 1977; SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

Os viveiros utilizados na aquicultura, possuem características de ambientes intermediários entre ecossistemas lênticos e lóticos (TUNDISI, 1999; STRASKRABA & TUNDISI, 2000), apresentam funcionamento complexo, influenciado pelas condições climáticas e morfométricas, promovendo diferentes características físicas, químicas e biológicas na coluna d'água e, favorecendo uma maior heterogeneidade espacial, com predomínio de gradiente horizontal (ESPINDOLA et al., 2000; SARTORI et al., 2009; SILVA et al., 2014). De acordo com Domis et al. (2013), em regiões tropicais, a influência dos fatores climáticos pode alterar as condições ambientais nos ecossistemas aquáticos continentais,

levando a uma mudança na dinâmica destes ambientes e conseqüentemente, na estrutura das comunidades ali presentes.

Reservatórios artificiais rasos, assim como os tanques e viveiros de piscicultura, são ecossistemas extremamente dinâmicos, apresentando baixa profundidade e fluxo contínuo de água, influenciados diretamente pela precipitação, ação dos ventos e tempo de residência da água, que afetam as variáveis limnológicas e os padrões da comunidade planctônica (NEGREIROS et al., 2009; SIPAUBA-TAVARES, 1995; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010), resultando num balanço contínuo entre os processos fotossintéticos e respiratórios das comunidades aquáticas presentes no meio (SIPAÚBA-TAVARES et al., 1994a).

Os mecanismos e processos limnológicos em viveiros de criação de organismos aquáticos são complexos, uma vez que, os ecossistemas artificiais suportam elevadas concentrações de biomassa, ocorrendo interações importantes entre processos químicos, físicos e biológicos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 1994b; ÁLVARO GRAEFF, 2006). Estes processos estão intimamente ligados e não podem ser interpretados como processos independentes, pois seus efeitos atuam dinamicamente na água (SIPAÚBA-TAVARES, 1994b).

Em geral, os sistemas aquícolas, são utilizados em sua capacidade máxima e qualquer desequilíbrio pode acarretar uma deterioração da qualidade da água dos sistemas, com grau de trofia variando de mesotróficos a eutróficos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 1998; 2002; SIPAÚBA-TAVARES & BRAGA, 2007). Os diferentes graus de trofia irão determinar alterações na biota aquática e a incidência de florações algais, que podem acarretar queda na produção de peixes (BOYD & QUEIROZ, 1997; SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

Embora estes sistemas, possam funcionar como reatores bioquímicos, com grande capacidade de assimilação de resíduos, 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 as cargas orgânicas e inorgânicas dos viveiros excedem a capacidade de suporte do meio (BOYD & QUEIROZ, 1997).

O funcionamento dos viveiros também é regulado pelo fluxo de entrada e saída de água, que em grande intensidade torna-se responsável pela remoção do excesso de nutrientes e outros materiais do viveiro, controlando a dinâmica de

fósforo no meio em relação a sua absorção no sedimento (BOYD & HULCHER, 2002), além de sua influência sobre as populações planctônicas no sistema (ELER, 2000).

O fluxo contínuo de água é de extrema importância, pois transporta nutrientes, microrganismos, matéria orgânica e acrescenta oxigênio à coluna d'água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010). Entretanto, o movimento contínuo da água, pode remover o excesso de detritos acumulados no fundo de viveiros e tanques, lançando-os no próximo viveiro, sem tratamento. De acordo com Boyd e Queiroz (2001), quando a água é drenada diretamente de um tanque para outro, as características dos tanques de peixes subsequentes são afetadas, e os compostos adicionados tendem a acumular nestes viveiros.

Ecossistemas artificiais, como viveiros de aquicultura, são sistemas com relativo controle das entradas e saídas de água, densidade de estocagem, quantidade e qualidade de alimentos fornecidos. Estes ecossistemas podem estar sujeitos as rápidas mudanças, estando susceptíveis a imprevisíveis distúrbios externos aleatórios, como a quantidade de chuva (POULÍCHOVA et al., 2009).

A manutenção da qualidade da água dos viveiros pode ser influenciada por diversos fatores como, origem da fonte de abastecimento de água, condições climáticas, espécie cultivada, densidade de estocagem e manejo alimentar (SIPAÚBA-TAVARES et al., 1994; 2008; BOYD & TUCKER, 1998; ELER et al., 2001; ARANA, 2004). Além disso, os padrões e dinâmica das variáveis limnológicas, tendem a ser intensas em sistemas artificiais rasos, devido ao curto tempo de residência e efeito de manejo (SIPAÚBA-TAVARES, 1996; SIPAÚBA-TAVARES et al, 1991a; SIPAÚBA-TAVARES & MORENO, 1994; SIPAÚBA-TAVARES & COLUS, 1995).

Para a compreensão da ecologia dos sistemas de piscicultura é necessário estudo da qualidade da água e sua inter-relação com a produtividade aquática, contudo, a avaliação da água deste viveiro (V6) estudado neste trabalho como receptor de resíduos, é fundamental para compreender os mecanismos deste ecossistema e estabelecer práticas de manejo adequadas, visando a qualidade e reaproveitamento da água nos sistemas de produção aquícola e mitigar os impactos destes resíduos nas redes hidrográficas adjacentes.

Sedimento dos viveiros de aquicultura

O monitoramento das concentrações de nutrientes no meio aquático, geralmente é apenas realizado através da análise de qualidade da água, que pode não ser suficiente para descrever a influência destas substâncias sobre a biota aquática e seu comportamento na coluna da água (GOSAVI et al., 2004). A gestão da qualidade da água sempre foi considerada um dos aspectos mais relevantes na aquicultura e durante muitos anos, pouca atenção foi direcionada a qualidade do sedimento nestes sistemas, negligenciando a importância deste compartimento nos sistemas aquícolas, sendo que a maioria dos viveiros de aquicultura são construídos a partir do solo e as condições no fundo destes sistemas influenciam a troca de substâncias entre sedimento e água (BOYD, 1995).

O sedimento dos viveiros de aquicultura constitui um grande depósito de substâncias e nutrientes armazenados nestes ecossistemas (BOYD et al., 2002). É na camada superficial do sedimento que ocorrem os processos químicos e microbiológicos responsáveis pela adsorção ou disponibilização de boa parte dos elementos retidos neste compartimento (LEMONNIER et al., 2004).

Em geral, os materiais acumulados no sedimento dos viveiros, são detritos de matéria orgânica, restos de alimentos e excretas dos animais cultivados, de modo que as características do sedimento nestes sistemas dependem do manejo empregado no cultivo, além da composição do solo em que foram construídos (KUBITZA, 1998a). Os resíduos da aquicultura são potencialmente impactantes, com elevada carga de matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, comprometendo as condições no sedimento dos viveiros (KUBITZA, 2003).

O sedimento de sistemas de criação de organismos aquáticos é rico em fósforo e potássio e outros macro e micro nutrientes. Se a disponibilidade de nutrientes no sedimento do viveiro é conhecida, o sedimento pode fornecer nutrientes juntamente com fertilizantes inorgânicos. Os sólidos, fosfatos e amoníacos suspensos, constituem os principais elementos em sistemas de aquícolas (RAHMAN et al., 2008).

Durante o ciclo de produção, os detritos gerados no cultivo acumulam-se no sedimento, contribuindo para o aumento da matéria orgânica no fundo do viveiro (KUBITZA, 2003), que podem resultar na deterioração do sistema, uma

vez que o excesso de matéria orgânica favorece a atividade microbiológica e as condições anaeróbicas no sedimento (BOYD, 2003). É no sedimento que ocorrem os ciclos biogeoquímicos nos ecossistemas aquáticos, onde o processo de mineralização de substâncias orgânicas, não ocorridos na água é finalizado, consequentemente, disponibilizados para o sedimento e coluna d'água (CURTICAPEAN & DRAGAN-BULARDA, 2007).

O cultivo de peixes pode influenciar na bioacumulação de fósforo no sedimento, passando através de vários níveis tróficos, onde é decomposto por bactérias e fungos, reciclando-se em uma escala de tempo relativamente curto (BUENO et al., 2008). Nesse processo, ocorre liberação do fósforo para o meio sob a forma inorgânica, a qual é disponibilizada imediatamente para o fitoplâncton (WANG & LI, 2010). Masuda & Boyd (1994) trabalhando em viveiros de camarão intensivo, observaram que as concentrações de fósforo no sedimento foram 500 vezes superior ao encontrado na coluna da água, indicando que a maior parte do fósforo presente nesse compartimento encontrava-se fortemente adsorvida. Estima-se que mais da metade do fósforo no ambiente do viveiro é encontrado na forma insolúvel no fundo do viveiro, a adsorção do fósforo é afetada pelas características da água e sedimento do viveiro (MIDLEN & REDDING, 1998).

O fósforo solúvel absorve principalmente CaCO_3 e óxidos de Al e Fe (FURUMAI & OHGAKI, 1989). Quando o pH aumenta devido à fotossíntese, uma fração considerável do fósforo precipita-se com o carbonato de cálcio. Em águas com altas concentrações de cálcio e pH alcalino, o fosfato de cálcio pode precipitar diretamente da água sem o envolvimento do sedimento (DELINCÉ, 1992; BOYD & TUCKER, 1992).

Em sistemas de aquicultura o sedimento tende a se acidificar ao longo do tempo, em decorrência do manejo alimentar ou fertilização química. O baixo pH no sedimento pode diminuir o pH da coluna d'água e favorecer o acúmulo de sulfatos potencialmente tóxicos (EGNA & BOYD, 1997). Como forma de neutralização da acidez no sedimento dos viveiros, a prática de calagem vem sendo utilizada amplamente nos viveiros de aquicultura. Em geral, as aplicações de material de calagem também resultam no acúmulo de carbonato de cálcio no fundo do viveiro e isso aumenta a capacidade do sedimento de sequestrar o fósforo da água na forma de fosfato de cálcio (BOYD & TUCKER, 1998).

Atualmente no Brasil, a legislação só estipula valores permitidos para a qualidade da água CONAMA 357/05, mas não inclui a qualidade dos sedimentos de sistemas aquáticos, considerando apenas os solos agrícolas (YOSSA et al., 2014). Os mesmos procedimentos para solo é aplicado aos sedimentos de aquicultura (RIBEIRO et al., 2005).

HISTÓRICO DO VIVEIRO RECEPTOR DE RESÍDUOS DO CAUNESP

Localização e descrição do Centro de Aquicultura

O Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) é uma unidade complementar da Universidade Estadual Paulista (UNESP) campus Jaboticabal-SP, criado em 1988 com área média de 4.301,18m², localizado a 21°15'S e 48°18'O (Figura 1). O clima do município de Jaboticabal é do tipo Aw segundo a classificação de Köppen, tropical de verão chuvoso e inverno seco (CEPAGRI, 2013), com precipitação média entre 1.100 mm a 1.700 mm anuais e temperatura média variando de 19,1°C no mês mais frio, a 24,8°C no mês mais quente (CEPAGRI, 2013).

O CAUNESP é constituído por seis viveiros de cultivo semi-intensivos de peixes, dispostos em sequência com sistema de fluxo contínuo, em que a água passa diretamente de um viveiro para o outro sem nenhum tratamento prévio. Também recebem água proveniente de outros tanques e viveiros menores em paralelo dos laboratórios de nutrição, reprodução, limnologia e dos setores de ranicultura, piscicultura e carcinicultura (SIPAÚBA-TAVARES et al., 1991b; SIPAÚBA-TAVARES, 2013).



Figura 1. Imagem de satélite do conjunto de viveiros da fazenda de aquicultura do CAUNESP, em destaque circulado, o sistema artificial estudado (Google Earth, 2017).

A fazenda é abastecida por várias nascentes situadas na parte mais elevada do Caunesp, próxima aos setores de gado e caprinos. No verão (período chuvoso) ocorre a maior produtividade de organismos devido as altas temperaturas, favorecendo a reprodução e à despesca nos viveiros e tanques da fazenda (MACEDO, 2004).

A piscicultura é composta por conjuntos de viveiros e tanques de fundo natural ou alvenaria, com berçários e estufas para a produção de alevinos, engorda e manutenção de reprodutores. Em geral, são realizados diversos experimentos com os peixes em densidades de estocagem de $1\text{kg}/\text{m}^2$, sendo as espécies mais utilizadas: matrinxã (*Brycon cephalus*), pacu (*Piaractus mesopotamicus*), tambaqui (*Colossoma macropomum*), piaçu (*Leporinus macrocephalus*) e tilápia (*Oreochromis niloticus*).

A carcinicultura é constituída por 18 tanques em sistemas fechados, 20 tanques com circulação contínua de água e/ou sistemas fechados e 18 viveiros externos abertos, produzindo cerca de 200.000 pós-larvas/mês e 70.000 juvenis/mês entre *Macrobrachium rosenbergii* e *Macrobrachium amazonicum*. Sete tanques para a criação de reprodutores e seis para desenvolvimento de girinos, além de um galpão de engorda de rãs, compõem a ranicultura (MACEDO, 2004).

Inicialmente os seis viveiros foram construídos com a finalidade de cultivo semi-intensivos de peixes, mas atualmente, o primeiro viveiro é utilizado como reservatório de abastecimento, recebendo água diretamente de nascentes e coberto em quase em sua totalidade por plantas aquáticas que funcionam como filtro biológico melhorando as condições bióticas e abióticas da água (DIAS & SIPAÚBA-TAVARES, 2012; SIPAÚBA-TAVARES & DIAS, 2014). Nos demais viveiros são desenvolvidos a criação de organismos aquáticos pertinentes as pesquisas do Caunesp, exceto o viveiro 6, objeto deste estudo que nos últimos 20 anos transformou-se num receptor de resíduos, porém algumas espécies de peixes ainda existem no local. Este viveiro, recebe grande parte do aporte de águas residuais provenientes da fazenda de aquicultura.

Ao longo dos anos, diversos trabalhos vêm comprovando a influência da disposição sequencial com fluxo contínuo de água entre os viveiros e tanques do Caunesp, sobre a qualidade da água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 1991a, 1991 b; 1992; 1994b; 1995; 1998; 1999a; 1999b; 1999c; 2000; 2003; 2006; 2007; 2010; 2014; 2016; 2017; SIPAÚBA-TAVARES & GAGLIANONE, 1993; SIPAÚBA-TAVARES & MORENO, 1994; SIPAÚBA-TAVARES & DURIGAN, 1995; SIPAÚBA-TAVARES & COLUS, 1995; 1997; MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2004; 2005; 2010).

Localização e descrição do sistema artificial receptor de resíduos (viveiro 6)

O viveiro seis (V6), é o sexto e último viveiro de um sistema de criação de organismos aquáticos com disposição sequencial e fluxo contínuo de água, atualmente recebe parte do efluente do conjunto de viveiros e abastece outros setores da Universidade, desaguando no córrego Jaboticabal, afluente do rio Mogi-Guaçu (Figura 2).

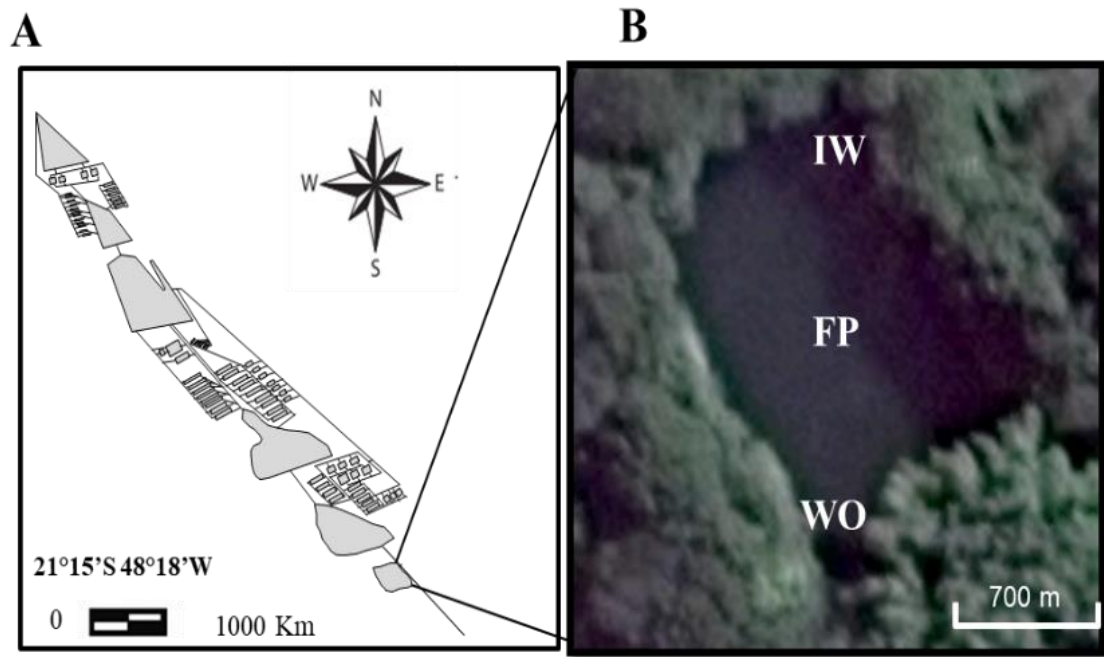


Figura 2. (A) Esquema da disposição sequencial dos viveiros da fazenda de aquicultura do CAUNESP; (B) Imagem de satélite do sistema artificial (V6) com a localização dos pontos de amostragem, onde: IW= entrada de água no sistema; FP= ponto central com maior profundidade; WO = saída de água do sistema.

O estudo morfométrico e batimétrico foi realizado em trabalhos anteriores, caracterizando o ambiente, com profundidade média de 1,70 m; com profundidade máxima de 4,00 m; possui área superficial de 2.506,88 m² e um volume total aproximado de 4.260,20 m³. É um sistema artificial raso, com características morfométrias que possibilitam a influência da ação do vento sobre a coluna de água (MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2004).

Segundo as autoras, o viveiro estudado apresenta um índice de desenvolvimento de margem próximo a 1,10, o que indica margens regulares que facilitam o manejo. A região no entorno é bem arborizada, produzindo sombreamento em boa parte do sistema, sobretudo nos pontos de entrada e saída de água. O tempo de residência e taxa de renovação da água é curto e não há presença significativa de macrófitas aquáticas. Possui também um processo de circulação contínuo de água, devido a presença de vertedouros sempre abertos.

Os últimos trabalhos realizados neste viveiro, indicaram concentrações elevadas de fósforo total, amônia e clorofila-a; de acordo com os índices calculados (IET) a água foi considerada hipereutrófica (MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2005; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2007).

A importância do estudo deste sistema se faz pelo fato de receber praticamente 65% do aporte de água e resíduos provenientes de tanques e viveiros da fazenda. Assim, o estudo das variáveis ambientais e da comunidade zooplancônica poderá avaliar as condições da qualidade da água deste viveiro e se esta água pode ser utilizada para outros setores da Universidade.

Neste estudo, para avaliação biótica e abiótica da água bem como, as condições tróficas do V6, foram determinados três pontos de amostragem, um na entrada de água no sistema (IW); outro no centro do sistema com maior profundidade (FP); e um na saída de água (WO) (Figuras 2 e 3).

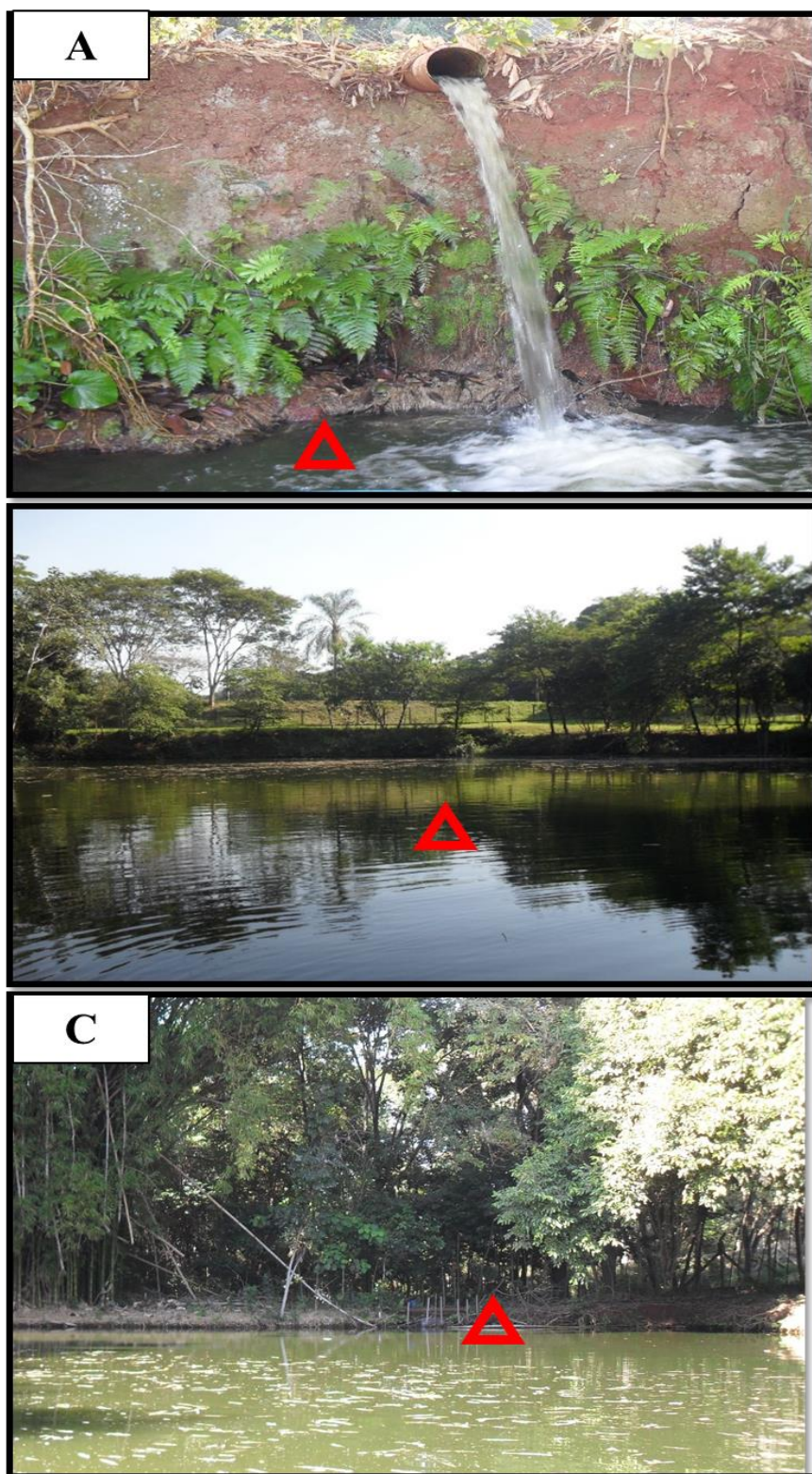


Figura 3. Vistas dos pontos de coleta no sistema receptor artificial; onde: Δ = localização do ponto de coleta; A = entrada de água (IW); B = ponto central (FP); C = saída de água (WO).

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2005.
- ÁLVARO GRAEFF, E. N. P. Variáveis que podem interferir na sobrevivência e desenvolvimento da Tilapia nilotica (*Oreochromis niloticus*) na região fria do Estado de Santa Catarina. In: IV CONGRESO IBEROAMERICANO VIRTUAL DE ACUICULTURA, CIVA, 2006. **Anais...** p. 70-79. Disponível em: <<http://www.civa2006.org>>. Acesso em: 22/08/2017.
- AMÉRICO, J. H. P.; TORRES, N. H.; MACHADO, A. A.; CARVALHO, S. L. Piscicultura em tanques rede: Impactos e consequências na qualidade da água. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 6, n. 7, p. 137-150, 2013.
- ANDERSEN, J.H.; SCHLÜTER, L.; ÆRTEBJERG, G. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implication for monitoring strategies. **Journal of Plankton Research**, v. 28, n. 7, p. 621-628, 2006.
- ARANA, L.V. **Fundamentos de Aqüicultura**. Florianópolis: Editora Universidade Federal de Santa Catarina, 2004. 348 p.
- ARIAS, A.R.L.; BUSS, D.S.; ALBURQUERQUE, C.; INÁCIO, A.F.; FREIRE, M.M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D.F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência e Saúde Coletiva**, v.12, n.1, p. 61-72, 2007.
- ARMITAGE, P.D.; MOSS, D.; WRIGHT, J.F.; FURSE, M.T. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters sites. **Water Research**, v. 17, p. 333-347, 1983.
- AVELLAR, I. G. J.; COTTA, T. A. P. G.; NEDER, A. V. F. Aplicação de Eletrocoagulação na remoção de fosfatos em efluente doméstico artificial preparado a partir de bebida. **Revista Virtual Química**, v. 20, n. 20, p.1-19, 2015.
- BORGES, F. F.; TAVARES, L. H. S. Treatment of Bullfrog Farming Wastewater in a Constructed Wetland. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 9, n. 6, p. 578-589, 2017.
- BOUVY, M; PAGANO, M. & TROUSSELLIER, M. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquatic Microbial Ecology**, v. 25, p. 215-227, 2001.
- BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, v.226, n. 68. p.101-112, 2003.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Water quality and pond soil analyses for aquaculture**. Alabama: Agricultural Experiment Station, 1992. 183 p.
- BOYD, C. E.; WOOD, C.W.; TUNJAI, T. **Aquaculture pond bottom soil quality management**. Pond Dynamics/Aquaculture Collaborative Research Support Program, Oregon State University, 2002. 41 p.
- BOYD, C.E. **Bottom soils, sediment, and pond aquaculture**. New York: Chapman & Hall, 1995. 348 p.

- BOYD, C.E.; QUEIROZ, J. Feasibility of retention structure, settling basins and best management practices in effluent regulation for Alabama Channel Catfish Farming. **Reviews in Fisheries Science**, v. 9, n.2, p. 43-67, 2001.
- BOYD, C.E.; QUEIROZ, J. **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, 1997. 55 p.
- BOYD, C.E.; SCHIMITTOU, H.R. Achievement of sustainable aquaculture through environmental management. **Aquaculture Economics e Management**, v. 3, n.1, p. 59-69, 1999.
- BOYD, C.E.; TUCKER, C.S. **Pond aquaculture water quality management**. Massachussets: Kluwer Academic Publishers, 1998. 700 p.
- BOZELLI, R. L.; HUSZAR, V. L. M. Comunidades Fito e Zooplancônicas Continentais em Tempo de Avaliação. LIMNOtemas. **Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 3, p. 1-32, 2003.
- BRITO, S.L.; MAIA-BARBOSA, P.M.; PINTO-COELHO, R.M. 2011. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 16, p. 253-264, 2011.
- BUENO, G.W.; MARENGONI, N.G.; GONÇALVES JÚNIOR, A.C.; BOSCOLO, W.R.; TEIXEIRA, R.A. Estado trófico e bioacumulação do fósforo total no cultivo de peixes em tanques-rede na área aquícola do reservatório de Itaipu. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.30, n.3, p.237-243, 2008.
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Rima, 2006.109 p.
- CAMARGO, S.G.O.; POUEY, J.L.O.F. Aquicultura - um mercado em expansão. **Revista Brasileira de Agrociência**, v 11, n. 4, p. 393-396, 2005.
- CARMICHAEL, W.W. Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 72, 445-459, 1992.
- CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Classificação de clima**. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_060.html>. Acesso em: 06 mai. 2017.
- CHEN, G.; DALTON, C.; TAYLOR, D. Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 44, p. 465-481, 2010.
- CORGOSINHO, P. H. C.; PINTO COELHO, R. M. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 182, p. 213-224, 2006.
- CRIPPS, S.J.; BERGHEIM, A. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. **Aquaculture Engineers**, v. 22, p 33–56, 2000.
- CURTICAPEAN, M.C.; DRAGAN-BULARDA, M. The enzymatic activity from the sediment of the Gilau dam reservoir - Cluj county. **Journal of Biochemical and Biophysical Methods**, v. 69, n. 3, p. 261–272, 2007.
- CYRINO, J. E. P. A piscicultura e o ambiente uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.39, p. 68-87, 2010.

DELINCÉ, G. **The ecology of the fish pond ecosystem**: with special reference to Africa. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1992. 230 p.

DIAS, S. G.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Physical, chemical and microbiological aspects during the dry and rainy seasons in a pond covered by macrophyte used in aquaculture water supply. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 24, n. 3, p. 276-284, 2012.

DOMIS, L. N. S.; ELSEER, J. J.; GSELL, A. S.; HUSZAR, L. M.; IBELINGS, B. W.; JEPPESEN, E.; KOSTEN, S.; MOOIJ, W. M.; ROLAND, F.; SOMMER, U.; VAN DONK, E.; WINDER, M.; RLING, M. L. Plankton dynamics under different climatic conditions in space and time. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 3, p. 463-482, 2013.

EGNA, H.S.; BOYD, C.E. **Dynamics of pond aquaculture**. Boca Raton: CRC Press, 1997. 437p.

ELER, M.N.O.; CECCARELLI, P.S.; BUFON, A.G.M.; ESPÍNDOLA, E.L.G. **Mortandade de peixes (matrinxã, Bryconcephalus, e pacu, (*Piaractus mesopotamicus*) associada a uma floração de cianobactérias em pesque-pague, município de Descalvado, Estado de São Paulo, Brasil**. Pirassununga: CEPTA, 2001, v.14, p 35-45 (Boletim Técnico).

ELLIOT, D. T. & TANG, K. W. Simple staining method for differentiating live and dead marine zooplankton in field samples. **Limnology and Oceanography: Methods**, v. 7, p. 584-594, 2009.

ESPÍNDOLA, E. L. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; RIETZLER, A. C.; TUNDISI, J. G. Spatial heterogeneity of the Tucuruí reservoir (State of Pará, Amazonia, Brazil) and the distribution of zooplanktonic species. **Revista Brasileira Biologia**, v. 60, n. 2, p. 179-194, 2000.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3º ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

ESTEVEES, K.E.; SENDACZ, S. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do Estado de São Paulo. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 11, p. 587-604, 1988.

FERDOUSHI, Z.; HAQUE, F.; KHAN, S.; HAQUE, M. 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**, v. 8, n. 2, p. 253-258, 2008.

FERRÃO-FILHO, A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; DEMOTT, W.R. Effects of toxic and non-toxic cyanobacteria on the life history of tropical and temperate cladocerans. **Freshwater Biology**, v. 45, p. 1- 19, 2000.

FRAGOSO JR, C.R.; TUCCI, C.E.M.; COLLISCHONN, W.; MARQUES, D.M. Simulação de eutrofização em lagos rasos II: Sistema do Taim (RS). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, p. 37-48, 2007.

FURUMAI, H. & OHGAKI, S. Adsorption-desorption of phosphorus by lake sediments under anaerobic conditions. **Water Research**, v. 23, n. 6, p. 677- 683, 1989.

GANNON, J.E.; STEMBERGER, R. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. Trans. Am. **Microsc. Soc.**, v. 97. p. 16-35, 1978.

GHIDINI, A.R. & CASANOVA, S.M.C. Variação espaçotemporal de Rotífera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 100, p. 233-241, 2010.

GOSAVI, K.; SAMMUT, J.; GIFFORD, S.; JANKOWSKI, J. Macroalgal biomonitors of trace metal contamination in acid sulfate soil aquaculture ponds. **Science of the Total Environment**, v. 324, n. 1-3, p. 25-39, 2004.

GUO, L.; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorous from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, v.226, p.201-212, 2003.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency aquatic of macrophytes treat Nile Tilapia pond effluents. **Sciencia Agricola**, v. 63, n.5, p. 433-438, 2006.

implication for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research*, v. 28, p. 621-628, 2006.

ISLAM, M.S. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. **Marine Pollution Bulletin**, v.50, n. 1, p.48-61, 2005.

JONES, A.B.; PERSTON, N.P.; DENNISON, W.C. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. **Aquaculture Research**, v. 33, n. 1, p. 1-19, 2002.

KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; BOZELLI, R.L. Experimental evidence of the effect of nutrient enrichment on the zooplankton in a Brazilian coastal lagoon. **Brazilian Journal of Biology**, v.62, n. 4b, p. 835-846, 2002.

KUBITZA, F. 2003. **Qualidade da água e do sedimento no cultivo de peixes e camarão**. Jundiaí: ESALQ/USP, 2003. 229 p.

KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes - parte I. **Panorama da Aquicultura**, v.8, n.45, p.36-41, 1998b.

KUBITZA, F. **Qualidade da água na produção de peixes**. Jundiaí: ESALQ/USP, 1998a. 60 p.

LANSAC-TÔHA, F. A; BONECKER, C.C.; VELHO, L.F.M.; LIMA, A F. Comunidade zooplanctônica do Reservatório de Segredo, pp. 115-153. In: Agostinho, A. A; Gomes, L. C. (orgs.), Reservatório de Segredo: Bases Ecológicas para o Manejo, EDUEM, Maringá. 1997.

LAVOIE, I.; VINCENT, W.F.; PIENITZ, R.; PAINCHAUD, R. Benthic algae as bioindicators of agricultural pollution in the streams and rivers of southern. **Aquatic Ecosystem Health and Management**. v. 7, p. 43-58, 2004.

LEÃO, A. R.; STARLING, F. Aquicultura ecológica de peixes filtradores em tanques rede como ecotecnologias para restauração da qualidade da água em reservatórios tropicais eutrofizados. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Santa Catarina. **Anais...**

LEMONNIER, H.; BERNARD, E.; BOGLIO, E.; GOARANT, C.; COCHARD, J. Influence of sediment characteristics on shrimp physiology: pH as principal effect. **Aquaculture**, v. 240, n. 1-4, p. 297-312, 2004.

LOPES, R.M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; VALE, R.; SERAFIM-JÚNIOR, M. Comunidade zooplanctônica do Reservatório de Segredo. In: Agostinho, A.A.;

Gomes, L.C. (eds). Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá: Eduem, pp.39-60, 1997.

MACEDO, C. F. **Qualidade da água em viveiros de criação de peixes com sistema de fluxo contínuo**. 2004. 135 p. Tese (Doutorado - Aquicultura). Universidade Estadual Paulista Jaboticabal-SP, 2004.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Comunidade planctônica em viveiros de criação de peixes com distribuição sequencial. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 31, n. 1, p. 21-27, 2005.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: Consequências e Recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 36, n. 2, p. 149–163, 2010.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Morfometria e qualidade de água em viveiros sequenciais de criação de peixes: Centro de Aquicultura, Jaboticabal, SP. **BIOS, Cadernos de Departamento de Ciências Biológicas da PUC Minas**, v. 12, n.12, p. 21-27, 2004.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1983.101 p.

MARISCAL-LAGARDA, M. M.; PÁEZ-OSUNA, F.; ESQUER-MÉNDEZ, J. L.; GUERRERO-MONROY, I.; DEL VIVAR, A. R.; FÉLIX-GASTELUM, R. Integrated culture of white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) and tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill) with low salinity groundwater: management and production. **Aquaculture**, v. 366-367, p. 76-84, 2012.

MASUDA, K.; BOYD, C. E. Phosphorus Fractions in Soil and Water of Aquaculture Ponds ult on Clayey Ultisols at Auburn, Alabama. **Jounal of the World Aquaculture Society**, v. 25, n.3, P. 379-395, 1994.

MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J.G. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia**, v. 504, p. 215-222, 2003.

MATSUZAKI, M.; MUCCI, J.J.N.; ROCHA, A. A. Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. **Revista Saúde Pública**, v. 38, n.5, p. 679-686, 2004.

MELO, S.A.S.; TROVÓ, A.G.; BAUTITZ, I.R.; NOGUEIRA, R.F.P. Degradação de fármacos residuais por processos oxidativos avançados **Química Nova**, v. 32, n. 1, p. 188-197, 2009.

MIDLEN, A.; REDDING, T. **Environmental management for aquaculture**. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1998. 223 p.

MILLAN, R. N.; LIMA, F. T.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Influence of constructed wetland and soil filter systems in the dynamic of phytoplankton functional groups of two subtropical fish farm wastewaters. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 6, n. 1, p. 8-15, 2014.

MINUCCI, L. V.; PINESE, J. F.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Análise limnológica de sistema semi-intensivo de criação de *Leporinus macrocephalus* (Pisces, Anostomidade). **Bioscience Journal Uberlândia**, v.21, n.1, p.123–131, 2005.

- MOROZOV, A. Y.; PETROVSKII, S. V.; NEZLIN, N. P. Towards resolving the paradox of enrichment: The impact of zooplankton vertical migrations on plankton systems stability. **Journal of Theoretical Biology**, v. 248, n. 3, p. 501- 511, 2007.
- NEGREIROS, N. F.; ROJAS, N. E.; ROCHA, O.; SANTOS WISNIEWSKI, M. J. Composition, diversity and short-term temporal fluctuations of zooplankton communities in fish culture ponds (Pindamonhangaba), SP. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 3, p. 785-794, 2009.
- NOGUEIRA, M.G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 455, 1-18, 2001.
- NYANTI, L.; HII, K.M.; SOW, A.; NORHADI, I.; LING, T.Y. Impacts of Aquaculture at Different Depths and Distances from Cage Culture Sites in Batang Ai Hydroelectric Dam Reservoir, Sarawak, Malaysia. **World Applied Sciences Journal**, v.19, n. 4, p.451-456, 2012.
- PÁDUA, H.B. Principais variáveis físicas e químicas da água na aquicultura. In: WORKSHOP SOBRE A QUALIDADE DA ÁGUA NA AQUICULTURA, 2000, Pirassununga. **Anais...**, v.1, p. 17-23.
- PANOSSO, R. Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n.3, p. 433-449, 2007.
- PARRA, G.; MATIAS, N.G.; GUERRERO, F.; BOAVIDA M.J. Short term fluctuations of zooplankton abundance during autumn circulation in two reservoirs with contrasting trophic state. **Limnetica**, v. 28, p. 175-184, 2009.
- PIECZYŃSKA, E.; KOŁODZIEJCZYK A.; RYBAK J. I. The responses of littoral invertebrates to eutrophication-linked changes in plant communities. **Hydrobiologia**, v. 391, n. 1-3, p. 9-21, 1999.
- PILLAY, T.V.R. **Aquaculture and the environment**. Oxford: Fishing News Books/Blakwell Scientific Publications Ltd, 1992. 189 p.
- PINTO-COELHO, R.M. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. In: BICUDO, C.E.M.; BICUDO, D.C. Amostragem em limnologia. São Carlos: RiMa. p. 149-165. 2003.
- PINTO-COELHO, R.M.; COELHO, M.M.; ESPÍRITO-SANTO, M.M.; CORNELISSEN, T.G. 1999. Efeitos da Eutrofização na estrutura da comunidade Planctônica no lago da Pampulha, Belo Horizonte, MG. Pp. 553-572. In: R. Henry (ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.FAPESP/FUNDBIO, Botucatu, SP. 799 p.
- POULÍCHOVA, A.; NEUSTUPA, J.; SPACHKVÁ, J.; SKALoud, P. Distribution of epipellic diatoms in artificial fishponds along environmental and spatial gradients. **Hydrobiologia**, v. 624, n. 1, p. 81-90, 2009.
- QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C.; SILVEIRA, M. P. **Coleta e preparação de amostras de sedimentos de viveiros de aquicultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 5 p. (Comunicado Técnico, 17)
- QUEIROZ, J. F.; SILVEIRA, M. P. **Recomendações práticas para melhorar a qualidade da água e dos efluentes dos viveiros de aquicultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2006. 14 p. (Comunicado Técnico).

- RAHMAN, M. M.; JO, Q.; GONG, Y. G.; MILLER, S. A.; HOSSAIN, M. Y. A Comparative study of Common Carp (*Cyprinus carpio* L.) and Calbasu (*Labeo calbasu* Hamilton) on Bottom Soil Re-Suspension, Water Quality, Nutrient Accumulations, Food Intake and Growth of Fish in Simu-lated Rohu (*Labeo rohita* Hamilton) Ponds. **Aquaculture**, v. 285, n. 1-4, p. 78-83, 2008.
- RIBEIRO, R. P.; SENGİK, E.; BARRERO, N. M. L.; CIOLA, A. L.; MOREIRA, H. L. M.; SUSSEL, F.R.; JUNIOR, E. L.; BENITES, C. Coleta de amostras de sedimentos em viveiros de piscicultura. **Acta Sci. Anim. Sci. Maringá**, v. 27, n. 3, p. 399-403, 2005.
- RIGOZIN, A. G. Zooplankton of the Argazi Reservoir (Southern Urals, Russia) and Its Long-Term Changes. **Inland Water Biology**, v. 6, n. 2, p. 106-113, 2013.
- RIGOZINI, A.; RUEDA, F. J. Hydraulic control of short-term successional changes in the phytoplankton assemblage in stratified reservoirs. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 216 – 226, 2012.
- ROCHA, C. M. C. Macrófitas Aquáticas como Parâmetro no Monitoramento Ambiental da Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, n 4, p. 970-983, 2012.
- ROY, K.; CHARI, M. S.; GAUR, S. R. Eutrophication in lentic systems and its impact on fisheries. **International Journal of Research in Fisheries and Aquaculture**, v. 3, n. 4, p.170-175, 2013.
- SARTORI, L. P.; NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; MORETTO, E. M. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 1, p. 1-18, 2009.
- SCHWARTZ, F.M.; BOYD, C.E. Effluent quality during harvest of channel catfish from watershed pounds. **The progressive fish-culturist**, v.56, p.25-32, 1994.
- SERAFIM-JÚNIOR, M.; PERBICHE-NEVES, G.; BRITO, L.; GHIDINI, A. R.; CASANOVA, S. M. C. Variação espaço-temporal de Rotifera em um reservatório eutrofizado no sul do Brasil. **Iheringia Série. Zool.**, Porto Alegre, v. 100, n. 3, p. 233-241, 2010.
- SILVA, L. H. S.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M.; RANGEL, L. M.; BRASIL, J.; DOMINGUES, C. D.; BRANCO, C.C.; ROLAND, F. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomasses in tropical hydroelectric reservoirs. **Limnologica**, v. 48, p. 1–10, 2014.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Influência da luz, manejo e tempo de residência sobre algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura. **Biotemas**, v. 8, n. 4, p.61-71, 1995.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Uso Racional da Água em Aquicultura**. Jaboticabal: Gráfica M.L.Brandel-ME, p. 190, 2013.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Utilização de biofiltros em sistemas de cultivo de peixes**. Belo Horizonte, 2000, v. 21, p. 38-43. (Informe Agropecuário)
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Variação diurnas de alguns parâmetros limnológicos em três viveiros de piscicultura submetidos a diferentes tempos de residência. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Brasil, v. 8, p. 29-36, 1996.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ALVAREZ, E. J. S.; BRAGA, F. M. S. Water quality and zooplankton in tanks with larvae of *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1948) larvae. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 77-86, 2008.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BACHION, M. A.; COLUS, D. S. O. **Dinâmica Limnológica em três viveiros de criação de peixes com fluxo contínuo de água**. Pirassununga: CEPTA, 2006, v. 19, p. 35-47. (Boletim Técnico)

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BOYD, E. C. Possible effects of sodium chloride treatment on quality of effluents from Alabama Channed catfish pond. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 34, n.2, p. 217-222, 2003.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. S. Constructed wetland in wastewater treatment. **Acta Scientiarum**, v. 30, p. 261-265, 2008.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. The feeding activity of *Colossoma macropomum* larvae (tambaqui) in fishponds with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) fertilizer. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 67, p. 459-466, 2007.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; COLUS, D. **Estrutura da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica em dois viveiros de cultivo semi-intensivo de peixes (Jaboticabal, São Paulo, Brasil)**. Jaboticabal, 1997, v. 10, p. 51-64. (Boletim do Laboratório de Hidrobiologia)

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; COLUS, D. S. O. Estudo da variação nictemeral em um viveiro de piscicultura no período de seca. **Revista Unimar**, Brasil, v. 17, n.2, p. 225-236, 1995.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DIAS, S. G. Water quality and communities associated with macrophytes in a shallow water-supply reservoir on an aquaculture farm. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, p. 420-428, 2014.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DURIGAN, J. G. Variação dos fatores abióticos e pigmentos totais em dois viveiros de criação de peixes em regime semi-intensivo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 7, p. 10-22, 1995.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DURIGAN, J. G.; OLIVEIRA, D. B. S. Variação dos Fatores Físicos-Químicos e Biológicos (Pigmentos Totais) em uma represa de criação de peixes em regime semi-intensivo do campus da Unesp (Jaboticabal). **Ciência Zootécnica**, v. 6, n.1, p. 12-16, 1991a.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DURIGAN, J. G.; REGINA, S. Variação de alguns parâmetros limnológicos em um viveiro de piscicultura em dois períodos do dia. **Revista Unimar**, v. 16, n.3, p. 217-227, 1994b.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I Floatin Plant. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 62, n.3, p. 1-11, 2002.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FREITAS, A. M.; BRAGA, F. M. S. The use of mechanical aeration and its effects on water mass. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n.1, p. 33-42, 1999b.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GAGLIANONE, M. C. Estudo preliminar da sucessão dos parâmetros físicos, químicos e biológicos em dois viveiros de piscicultura. **Red Acuicultura Boletim**, v. 7, n.1, p. 8-12, 1993.

- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GOMIDE, F. B.; OLIVEIRA, A. Dynamic limnological variable studied in two fish ponds. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 2, n. 1, p. 90-96, 1998.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GUARIGLIA, C. S. T.; BRAGA, F. M. S. Effects of rainfall on water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 643-649, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; LIGEIRO, S. R.; DURIGAN, J. G. Variação de alguns parâmetros limnológicos em um viveiro em função da luz. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Brasil, v. 6, p. 138-150, 1995.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; LOURENÇO, E. M.; BRAGA, F. M. S. Water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 32, n. 1, p. 9-15, 2010.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MILLAN, R. N. MILSTEIN, A. Limnology of an integrated cage-pond aquaculture farm. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, el., 2016.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MORENO, S. Q. Variação dos parâmetros limnológicos em um viveiro de piscicultura no período de seca e chuva. **Revista Unimar**, Brasil, v. 16, n.3, p. 229-242, 1994.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; OLIVEIRA, D. B S.; CASTAGNOLLI, M. C.; BACHION, M. A.; DURIGAN, J G. Estudo Batimétrico e Morfométrico em Represas. **Ciência Zootécnica**, v. 6, n.1, p. 10-12, 1991b.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; OLIVEIRA, D. B. S.; DURIGAN, J. G. Estudo limnológicos em tanques de piscicultura parte II: Variação semanal de fatores físicos, químicos e biológicos. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.4, n. 1, p. 123-138, 1992.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; SANTEIRO, R. M.; PINTO-COELHO, R. M.; BRAGA, F. M. S. Effect of fertilization in water quality and in zooplankton community in open plankton-culture ponds. **Bioscience Journal**, v. 68, n. 1, p. 77-86, 2009.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; SCARDOELI-TRUZZI, B.; MILSTEIN, A.; MARQUES, A. M. Associated fauna to Eichhornia crassipes in a constructed wetland for aquaculture effluent treatment. **Transyl. Rev. Syst. Ecol. Res.**, v. 19, p. 29-42, 2017.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; SETO, Lucimara Missae; MILLAN, R. N. Seasonal variation of biotic and abiotic parameters in parallel neotropical fishponds. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, p. 166-174, 2014.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; SOUZA, M. L.; KRONKA, S. N. Diurno variation in fish tanks with two different aeration systems and one control tank. **Brazilian Journal of Biology**, v. 3, p. 53-68, 1999c.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; BACHION, M.A.; ROCHA, O. Estudo do crescimento populacional de três espécies zooplanctônicas em laboratório e o uso de plâncton na alimentação de alevinos de *Oreochromis niloticus* (tilapia) e *Astyanax scabripinis paranae* (lambari). **Revista UNIMAR**, v. 16, n.3, p. 189-201, 1994a.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; GOMES, J.P.F.; BRAGA, F.M. de S. Effect of liming management on the water quality in *Colossoma macropomum* ("Tambaqui") ponds. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.15, n. 3, p. 95-103, 2003.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; MORAES, M.A.G.; BRAGA, F.M.S. Dynamics of some limnological characteristics in pacu (*Piaractus mesopotamicus*) culture tanks as function of handling. **Revista Brasileira de Biologia**: São Carlos, v.59, n.4, p.543-551, 1999a.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; YOSHIDA, C.E.; BRAGA, F.M.S. 2000 Effects of continuous water exchange on the limnology of tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture tanks. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA AQUACULTURE, 5, 2000, Rio de Janeiro. **Proceedings...** v.1, p.279-287.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. In: TUNDISI, J. G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. São Carlos: ILEC/IEE, 2000.

TOLEDO JJ, CASTRO JGD, SANTOS KF, FARIAS RA, HACCON S, SMERMANN W. Avaliação do impacto ambiental causado por efluentes de viveiros da estação de Piscicultura de Alta Floresta. Mato Grosso: **Revista do Programa de Ciências Agro- Ambientais**, v.2, n.1, p. 13–31, 2003.

TRAVAINI-LIMA, F. T.; VEIGA, M. A. M. S.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Constructed wetland for treating effluent from subtropical aquaculture farm. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 226, p. 42-51, 2015.

TRAVAINI-LIMA, F.; MILSTEIN, A.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Seasonal Differences in Plankton Community and Removal Efficiency of Nutrients and Organic Matter in a Subtropical Constructed Wetland. **Wetlands**, Wilmington, v.36, n. 1, p. 921-933, 2016.

TRAVAINI-LIMA, F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Efficiency of a constructed wetland for wastewaters treatment. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 24, n. 3, p. 255-265, 2012.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teorias, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: FUNDIBIO-FAPESP, 1999.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: Teorias, Aplicações e Perspectivas para usos múltiplos. In: Henry, R. (ed) **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: FUNDIBIO-FAPESP, 800p., 1999.

TUNDISI, J.G. 2005 Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios estudos de caso e perspectivas. In: NOGUEIRA, M.G.; HENRY, R.; JORCIN, A. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Rima. p.1-21.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. Editora RiMa, IIE, 2003. 248 p.

VALENTI, W. C. **Aquicultura sustentável**. In: 12º CONGRESSO DE ZOOTECNIA, Vila Real, Portugal, 2002. Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos. **Anais...**p.111-118.

VIVAN, M. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, v.14, n.3, p.320–325, 2010.

WANG, Q.; LI, Y. Phosphorus Adsorption and Desorption Behavior on Sediments of Differential of Soils and Sediments. **Journal of Soils and Sediment**, v. 10, n. 6, p. 1159-1173, 2010.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. 1993. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1110 p.

WHEATON, F. W. **Aquacultural Engineering**. New York: Wiley Interscience, 1977. 708 p.

WOLFINGBARGER, W.C. Influences of biotic and abiotic factors on seasonal succession of zooplankton in Hugo reservoir, Oklahoma, U.S.A. **Hydrobiologia**, v. 400, p. 13-31, 1999.

YOSSA, M. I.; HERNÁNDEZ-ARÉVALO, G.; VÁSQUEZ-TORRES, W; ORTEGA, J. P.; MORENO, J.; VINATEA-ARANA, L. A. Composición y dinámica de los sedimentos en estanques de cachama blanca y tilapia roja. **Meta. Colombia**, v. 18, n. 2, 2014.

ZANIBONI FILHO, E. Tratamento de efluentes da piscicultura. In.: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ZOOTECHNIA – ZOOTEC, 2005, Campo Grande, MS. **Anais...** Campo Grande: UEMS. 2005. p. 1-25.

CAPÍTULO II

* Em formato de manuscrito

Qualidade da água e do sedimento em um sistema receptor de resíduos de aquicultura

RESUMO

Este estudo avaliou a qualidade da água e do sedimento em um sistema receptor de resíduos de uma fazenda de aquicultura no Centro de Aquicultura da Unesp (21°15'S, 48°18'O), com o objetivo de caracterizar a qualidade da água, a composição do sedimento e o grau de trofia, observando se o sistema pode favorecer a redução dos resíduos de aquicultura visando a reutilização da água. Foram realizadas coletas quinzenais durante oito meses, abrangendo os períodos de chuva e seca em três pontos amostrais: entrada, centro e saída de água. A água foi coletada na superfície, foram determinadas as concentrações de nutrientes, sólidos totais suspensos e dissolvidos, clorofila-a, oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade, transparência e coliformes termotolerantes. O sedimento foi coletado na camada superior, com tubo de pvc (ponto com menor profundidade) e com draga (ponto com maior profundidade), foram analisados os teores de matéria orgânica, fósforo, cálcio, potássio, magnésio, alumínio e pH. Na água as concentrações de nutrientes, clorofila-a, coliforme e sólidos, foram superiores ($p < 0,05$) durante o período chuvoso devido o maior fluxo de efluentes em função da intensificação da produção neste período, contribuindo para a eutrofização da água. A variação destes parâmetros, não foi significativa ($p > 0,05$) entre os pontos amostrais, evidenciando que a capacidade de recuperação do sistema pode estar limitada. A qualidade da água não apresentou melhoria durante a estiagem, porém apresentou uma redução de amônia através da nitrificação, resultando no aumento dos níveis de nitrato e nitrito. O estudo indica uma baixa qualidade na água deste viveiro, assim como acúmulo de nutrientes e matéria orgânica no sedimento que podem contribuir para o aumento no grau de trofia do sistema, sem redução natural dos resíduos de aquicultura ao longo do sistema.

Palavras-chave: Aquicultura, resíduos de aquicultura, sedimento de viveiros de aquicultura, qualidade da água, estado trófico.

ABSTRACT

Water and sediment quality in an aquaculture waste receiving system

This study evaluated water and sediment quality in a wastewater receiving system from an aquaculture farm at the Unesp Aquaculture Center (21 ° 15'S, 48 ° 18'W), with the objective of characterizing water quality, composition of the sediment and the degree of trophic, observing if the system can favor the reduction of the aquaculture residues aiming at the reutilization of the water. Biweekly collections were carried out during eight months, covering the periods of rain and drought at three sampling points: inlet water, fishpond center and water outlet. The water was collected at the surface, the concentrations of nutrients, suspended solids and dissolved solids, chlorophyll a, dissolved oxygen, pH, alkalinity, transparency and thermotolerant coliforms were determined. The organic matter, phosphorus, calcium, potassium, magnesium, aluminum and pH contents were analyzed at the upper layer, with pvc tube (shallower point) and with dredge (deeper point). The concentrations of nutrients, chlorophyll a, coliform and solids in water, were higher ($p < 0,05$) during the rainy season due to the higher flow of effluents and the intensification of the production in this period, contributing to water eutrophication. The variation of these parameters was not significant ($p > 0.05$) among the sample points, evidencing that the system's recoverability may be limited. The water quality did not show improvement during drought, but it showed a ammonia reduction through nitrification, resulting in a nitrate and nitrite levels increase. The study indicates a poor water quality of this nursery, as well as accumulation of nutrients and organic matter in the sediment that can contribute to the increase in the trophic level of the system, without natural reduction of aquaculture residues throughout the system.

Keywords: Aquaculture, aquaculture waste, sediment in aquaculture fishponds, water quality, trophic state.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a produção de organismos aquáticos vem despontando no cenário mundial como alternativa viável para abastecimento de pescado, em função do aumento da demanda por proteínas e alimentação saudável. O Brasil

possui condições ideais ao desenvolvimento e expansão dos empreendimentos aquícolas, como disponibilidade hídrica, clima favorável e espécies aquáticas de grande desempenho zootécnico e mercadológico (BRABO et al., 2016).

A aquicultura intensiva pode ocasionar impactos ambientais negativos decorrentes da elevada descarga de nutrientes presente nos efluentes dos sistemas aquícolas ricos em matéria orgânica, fósforo e nitrogênio derivados do manejo alimentar, promovendo a eutrofização dos cursos d'água adjacentes (KLOAS et al., 2015; PEKA'R & KEREPECZKI, 2016), agravada pela intensa produção de excretas e metabólitos, principalmente pela alta densidade de estocagem em pequenas áreas, além do excesso de ração não consumidas (AMÉRICO et al., 2013).

Viveiros de aquicultura apresentam baixa profundidade e fluxo contínuo de água contribuindo para o elevado dinamismo nestes sistemas, influenciados diretamente pelas condições climáticas e tempo de residência da água. Em geral, variam de ambientes oligo-mesotróficos a eutrófico, atuando geralmente na capacidade máxima de suporte, em que qualquer alteração no meio pode acarretar condições adversas (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010; SILVA et al., 2014).

O manejo inadequado da aquicultura pode resultar no acúmulo de nutrientes, que afetam a qualidade da coluna d'água e do sedimento, uma vez que, as características do sedimento, dependem do sistema de criação, conteúdo orgânico do solo e das trocas de água (MUNSIRI et al., 1995). O sedimento de viveiros de aquicultura, armazenam grande quantidade de nutrientes e substância acumuladas no ecossistema e os processos químicos e biológicos que ocorrem nas camadas superficiais do sedimento, influenciam diretamente a qualidade da água (BOYD et al., 2010).

O uso de sistemas artificiais como corpos receptores de resíduos de aquicultura, pode fornecer condições favoráveis a redução de carga orgânica provenientes destes sistemas, através da sedimentação do material em suspensão e decomposição dos nutrientes através da ação microbológica, minimizando os impactos dos resíduos de aquicultura no ambiente natural (CAVALCANTE-JUNIOR et al., 2015).

O objetivo deste estudo foi caracterização de um sistema receptor de resíduos de aquicultura, através do monitorando da qualidade da água, da

composição do sedimento e o grau de trofia no sistema, observando se o sistema pode favorecer a redução dos resíduos de aquicultura, visando a reutilização da água

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo e planejamento amostral

O viveiro estudado (Figura 1), é o último da sequência de seis viveiros de fluxo contínuo de água, recebendo grande parte dos resíduos (aproximadamente 65%) da fazenda de aquicultura do Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista (21°15'S, 48°18'O). O clima da região é do tipo Aw segundo a classificação de Köppen, tropical de verão chuvoso e inverno seco (CEPAGRI, 2013).

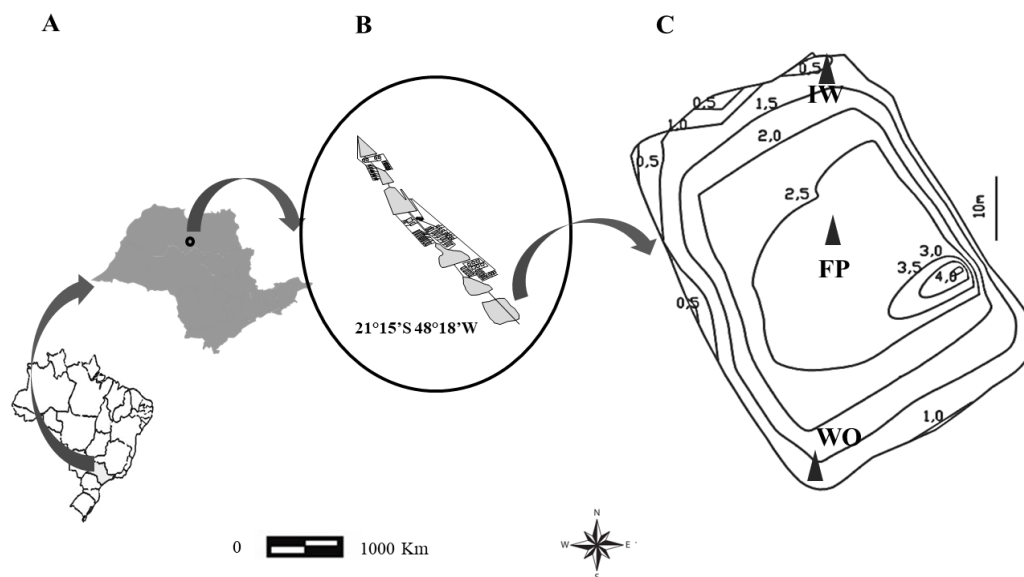


Figura 1. (A) Mapa do Brasil com destaque para o estado de São Paulo onde se localiza o Centro de Aquicultura da Unesp; (B) a disposição dos viveiros com fluxo contínuo da fazenda de aquicultura; (C) sistema artificial receptor de resíduos (V6); onde: ▲ = localização dos pontos de amostragem, WI = entrada de água, FP = ponto central, WO = saída de água. Fonte: Adaptado de Macedo & Sipaúba-Tavares (2004).

O sistema receptor é um antigo viveiro que atualmente recebe os efluentes da fazenda de aquicultura. Parte da água deste sistema, abastece outros setores da Universidade e outra parte, desagua diretamente no córrego Jaboticabal. O viveiro apresenta profundidade média de 1,70 m; profundidade máxima de 4,00m;

área superficial de 2.506,88 m² e um volume total aproximado de 4.260,20 m³ (MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2004).

O estudo contemplou dois períodos distintos, de chuva e seca, pois a água proveniente da chuva durante o verão carrega grande quantidade de material, que pode interferir na qualidade da água. As coletas foram realizadas quinzenalmente durante oito meses em 2014, no período chuvoso (Janeiro/Abril) e no período de seca (Maio/Agosto). Foram fixados três pontos de coleta, sendo o primeiro na entrada de água no sistema (IW), o segundo no centro do sistema (FP) e o terceiro na saída de água (WO) (Figura 1).

Variáveis limnológicas e meteorológicas

As coletas de água foram realizadas entre 10 cm e 20 cm na superfície. A transparência (Trans) da água foi aferida com disco de Secchi, a condutividade elétrica (Cond), pH e temperatura da água (Temp) e turbidez (Turb) foram mensuradas nos pontos amostrais com sonda potenciométrica Horiba U-50. O oxigênio dissolvido (OD) foi medido em oxímetro YSI-55. Estas variáveis foram mensuradas em triplicatas, obtendo-se o valor médio.

Nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), fósforo total (PT) e amônia (NH₄) foram quantificados por espectrofotômetro seguindo a metodologia de Golterman et al. (1978) e Koroleff (1976). A alcalinidade (Alc) foi determinada como descrito por Mackereth et al. (1978) e os sólidos totais solúveis (STS) e dissolvidos (STD) foram determinados de acordo com Boyd & Tucker (1992). A clorofila-a (Cloro-a) foi extraída com álcool 90% a quente e quantificada a 663 nm e 750 nm (Nusch, 1980) e os coliformes termotolerantes (Coli) seguiram a metodologia proposta por Greenberg et al. (1992).

A vazão no ponto de entrada (IW) foi obtida a partir do cálculo da razão entre o volume de água coletado em balde graduado de 20 litros e o tempo necessário para seu preenchimento, sendo realizado em triplicata para todas as amostragens e utilizado o valor médio. A condição trófica do sistema foi estimada segundo o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson, modificado por Toledo et al. (1983) (Tabela 1), aplicado às condições climáticas e ambientais das regiões tropicais e subtropicais, considerando-se a ponderação das concentrações de fósforo total, clorofila-a e da visibilidade do disco de Secchi.

Tabela 1: Índice de Estado Trófico modificado por Toledo (1983).

IET	
$IET \leq 24$	ULTRAOLIGOTRÓFICO
$24 < IET \leq 44$	OLIGOTRÓFICO
$44 < IET \leq 54$	MESOTRÓFICO
$54 < IET \leq 74$	EUTRÓFICO
$IET > 74$	HIPEREUTRÓFICO

Os dados sobre as condições climáticas mensais de temperatura do ar e precipitação, foram obtidos a partir da Estação Agrometeorologia da Universidade Estadual Paulista (Jaboticabal, SP). As coletas de água foram realizadas entre 10 cm e 20 cm na superfície.

Variáveis do sedimento

As amostras de sedimento foram coletadas verticalmente na superfície do sedimento em aproximadamente 10 cm; quando em profundidade inferior a 1 m (pontos IW e WO), foi utilizado o coletor de PVC (4cm diâmetro), enquanto no ponto central (FP) com profundidade superior de 1 m, foi utilizada uma draga de Ekman. As concentrações de matéria orgânica (M O), pH, fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), alumínio (AL), foram determinados segundo Silva (2009).

Análise de dados

A média e desvio padrão de todas as variáveis foram determinados para os respectivos pontos de coleta e períodos. Os testes de Lilliefors e Bartlett e a análise residual foram aplicados para variáveis da água e do sedimento a nível de significância $p = 0,05$ (SIEGEL, 1975). Quando verificada a normalidade e homocedasticidade das variáveis foi realizada análise de variância (ANOVA) *one-way*, quando os dados não atenderam os requisitos para análise paramétrica foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para comparar as diferenças das variáveis limnológicas e do sedimento entre os pontos de coletas e períodos climáticos (SIEGEL, 1975). Quando as diferenças significativas foram detectadas, o Teste de Fisher LSD, foi usado para comparações *post hoc*. O conjunto de dados

amostrados foram avaliados pela análise de componentes principais realizada através do programa STATISTICA versão 7.0 (STATSOFT, 2007).

RESULTADOS

Variação meteorológicas

Durante o período experimental as condições climáticas estiveram de acordo com os padrões regionais, elevada precipitação e altas temperaturas no período chuvoso (janeiro a abril), enquanto que, o oposto ocorreu no período da seca (maio a agosto). A precipitação média mensal no período chuvoso foi de 88 mm e na seca de 9,7 mm, a temperatura média mensal do ar em cada período variou entre 23°C a 26°C e 19°C a 22 °C, respectivamente (Figura 2). A chuva ocorrida no mês de julho com 30 mm foi atípica para este período, que nos últimos quatro anos registrou média mensal inferior a 15 mm (Figura 2).

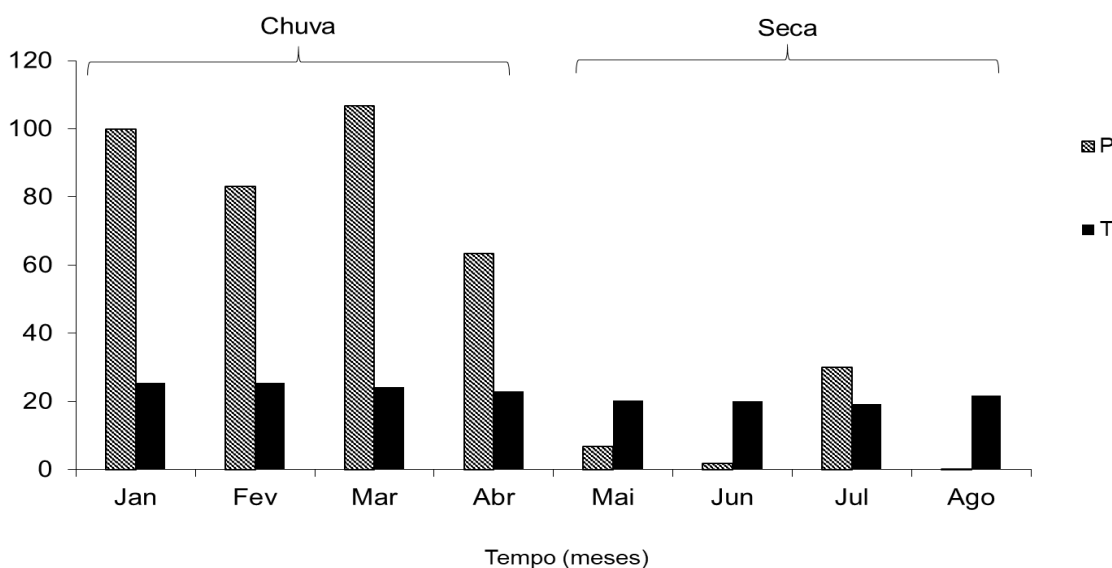


Figura 2. Variação mensal de precipitação (P-mm) e temperatura do ar (T-°C) durante o período experimental.

Variáveis limnológicas

Durante o estudo, não foi observada diferença significativa ($p > 0,05$) entre os pontos amostrais para nenhuma variável limnológica. As variáveis Turb, trans, OD, STS, STD, PT, alcalinidade e vazão não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os pontos de coleta e períodos amostrados (Tabela 2).

Tabela 2. Concentrações médias e desvio padrão das variáveis limnológicas, comparando pontos amostrais durante os períodos de chuva e seca.

Variáveis Limnológicas	Período de Chuva			Período de Seca		
	IW	FP	WO	IW	FP	WO
pH	6,3 ± 0,2 ^b	6,5 ± 0,2 ^{ab}	6,6 ± 0,2 ^{ab}	6,8 ± 0,5 ^a	6,7 ± 0,2 ^a	6,7 ± 0,2 ^a
T (°C)	26,3 ± 1,3 ^a	26,3 ± 1,3 ^a	26,3 ± 1,3 ^a	20,3 ± 1,1 ^b	20,3 ± 1,1 ^b	20,3 ± 1,0 ^b
Turb (NTU)	22,4 ± 4,4 ^{ns}	19,9 ± 3,3 ^{ns}	22,2 ± 3,1 ^{ns}	20,0 ± 8,5 ^{ns}	17,4 ± 5,6 ^{ns}	17,9 ± 5,6 ^{ns}
Cond (µS.cm ⁻¹)	101 ± 9,9 ^b	100 ± 7,2 ^b	103 ± 2,7 ^b	113 ± 17,9 ^a	112 ± 8,5 ^a	112 ± 5,7 ^a
Trans(cm)	45,1 ± 5,9 ^{ab}	44,1 ± 6,8 ^b	48,6 ± 5,6 ^{ab}	51,4 ± 13,1 ^{ab}	57,5 ± 9,8 ^a	59,0 ± 11 ^a
OD (mg.L ⁻¹)	5,7 ± 1,0 ^{ns}	6,0 ± 0,6 ^{ns}	5,3 ± 1,1 ^{ns}	6,4 ± 0,5 ^{ns}	6,5 ± 1,0 ^{ns}	6,1 ± 0,8 ^{ns}
STS (mg.L ⁻¹)	14,7 ± 7,8 ^{ns}	14,3 ± 1,7 ^{ns}	13,3 ± 5,8 ^{ns}	9,6 ± 6,2 ^{ns}	7,8 ± 5,9 ^{ns}	9,3 ± 5,1 ^{ns}
STD (mg.L ⁻¹)	378 ± 268 ^{ns}	224 ± 72 ^{ns}	260 ± 225 ^{ns}	283 ± 277 ^{ns}	180 ± 50 ^{ns}	220,3 ± 157 ^{ns}
Alc (mg.L ⁻¹)	46,4 ± 2,7 ^{ns}	46,1 ± 1,5 ^{ns}	46,4 ± 2,6 ^{ns}	49,2 ± 3,1 ^{ns}	48,6 ± 3,8 ^{ns}	48,9 ± 3,2 ^{ns}
NH ₄ (µg.L ⁻¹)	542 ± 165 ^a	610 ± 219 ^a	533 ± 75 ^{ab}	490 ± 134 ^{ab}	386 ± 124 ^b	392 ± 108 ^b
NO ₃ (µg.L ⁻¹)	65,9 ± 43 ^b	59,0 ± 33 ^b	59,5 ± 38 ^b	185 ± 91 ^a	200 ± 78 ^a	164 ± 79 ^a
NO ₂ (µg.L ⁻¹)	6,0 ± 1,9 ^b	5,9 ± 1,6 ^b	5,6 ± 2,5 ^b	8,9 ± 2,1 ^a	9,9 ± 6,9 ^a	8,1 ± 3,2 ^a
PT (µg.L ⁻¹)	134 ± 13 ^{ns}	119 ± 11 ^{ns}	126 ± 8,6 ^{ns}	122 ± 20 ^{ns}	108 ± 20 ^{ns}	112 ± 20 ^{ns}
Cloro-a (µg.L ⁻¹)	80,1 ± 18 ^a	69,4 ± 21 ^a	73,1 ± 26 ^a	39,2 ± 18 ^b	42,5 ± 12 ^b	43,4 ± 15 ^b
Coli. (NMP 100 ml ⁻¹)	474 ± 157 ^a	654 ± 493 ^a	444 ± 179 ^a	136 ± 99 ^b	155 ± 149 ^b	174 ± 121 ^b
Vazão (m ³ .h)	22,8 ± 4,3 ^{ns}	-	-	21,4 ± 10,1 ^{ns}	-	-

Valores seguidos pelas mesmas letras em cada coluna não diferem significativamente ($p < 0,05$); a>b>...; ns= não significativo; - = não avaliado. IW = entrada do sistema; FP= ponto central do sistema; WO= saída do sistema.

O oxigênio dissolvido oscilou de 5,7 mg.L⁻¹ a 6,5 mg.L⁻¹ e alcalinidade apresentou concentrações médias de 49 mg.L⁻¹ (Tabela2). Turbidez e transparência variaram respectivamente de 16 NTU a 31 NTU e de 35 cm a 55 cm no período de chuva, 11 NTU a 38 NTU e 30 cm a 80 cm durante a seca. O fósforo total variou de 102 µg.L⁻¹ (FP, março) a 148 µg.L⁻¹ (IW, abril) no período de chuva e de 82,9 µg.L⁻¹ (FP, agosto) a 155 µg.L⁻¹ (IW, maio) no período de seca.

Na comparação entre os períodos estudados, a temperatura média da água variou entre 24°C e 27°C durante o período chuvoso, enquanto durante o período de seca oscilou entre 18 °C e 22°C. Em geral o pH foi ácido, sendo significativamente diferente ($p < 0,05$) na entrada de água (IW), superior no período

de seca em relação ao período chuvoso, enquanto a diferença entre os pontos amostrais não foi significativa ($p>0,05$) (Tabela 2).

A condutividade, nitrato e nitrito foram superiores ($p<0,05$) no período de seca. A clorofila-a e a temperatura da água foram elevadas no período da chuva, sem diferença significativa ($p>0,05$) entre os pontos amostrados (Tabela 2).

As concentrações de amônia e clorofila-a foram elevadas durante o período chuvoso, significativamente diferentes ($p<0,05$), variando de $42 \mu\text{g L}^{-1}$ (FP, março) a $103 \mu\text{g L}^{-1}$ (IW, março). As concentrações de amônia variaram de $378 \mu\text{g L}^{-1}$ (FP, março) a $940 \mu\text{g L}^{-1}$ (FP, abril). A densidade de coliformes totais também foi superior no período chuvoso ($p<0,05$), variando de $170 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ (FP, março) a $790 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ (IW, abril).

As concentrações de nitrato e nitrito, variaram de $39 \mu\text{g L}^{-1}$ a $146 \mu\text{g L}^{-1}$ e de $2,9 \mu\text{g L}^{-1}$ a $3,9 \mu\text{g L}^{-1}$ no período da chuva e de $43 \mu\text{g L}^{-1}$ a $290 \mu\text{g L}^{-1}$ e de $2,6 \mu\text{g L}^{-1}$ a $13,9 \mu\text{g L}^{-1}$ no período de seca, respectivamente. Dentre os compostos nitrogenados a amônia apresentou as maiores concentrações, acima de $378 \mu\text{g L}^{-1}$ (FP) no período chuvoso e de $217 \mu\text{g L}^{-1}$ (FP) no período de seca (Tabela 2).

A condição da água em todo o sistema foi classificada como eutrófica durante ambos períodos, apresentando índice de estado trófico de 70,62 no período chuvoso e 68,10 no período de seca, com índice médio geral de 69,25 obtido através da ponderação dos níveis de fósforo, clorofila-a e de transparência da água.

A análise de componentes principais (ACP), explicou 91,39% da variabilidade total dos dados de qualidade da água, com variáveis seguidas pelos respectivos coeficientes (Figura 3).

O primeiro eixo (CP 1) reteve 81,55% das informações relevantes, apresentando correlação positiva entre elevadas concentrações de amônia, fósforo total, clorofila-a, turbidez, sólidos totais solúveis, temperatura da água e elevada densidade de coliformes termotolerantes, ordenadas negativamente a este eixo. Os pontos amostrais (IW, FP, WO) estiveram fortemente relacionados a estas variáveis durante o período chuvoso evidenciando o processo de eutrofização, que se intensifica no período chuvoso (Figura 3).

Positivamente a este eixo, estiveram correlacionados elevados teores de nitrato, nitrito, condutividade, pH, OD, transparência e alcalinidade, responsáveis pelo agrupamento de todos os pontos de amostragem (IW, FP, WO) durante o

período de seca, indicando o processo de nitrificação decorrente da degradação amoniacal por bactérias nitrificantes (Figura 3). O segundo eixo (CP2) representou 9,84% da variabilidade captada, em que a variável de maior poder discriminatório foi o STD, com forte correlação com o ponto de entrada (IW) no período chuvoso (Figura 3).

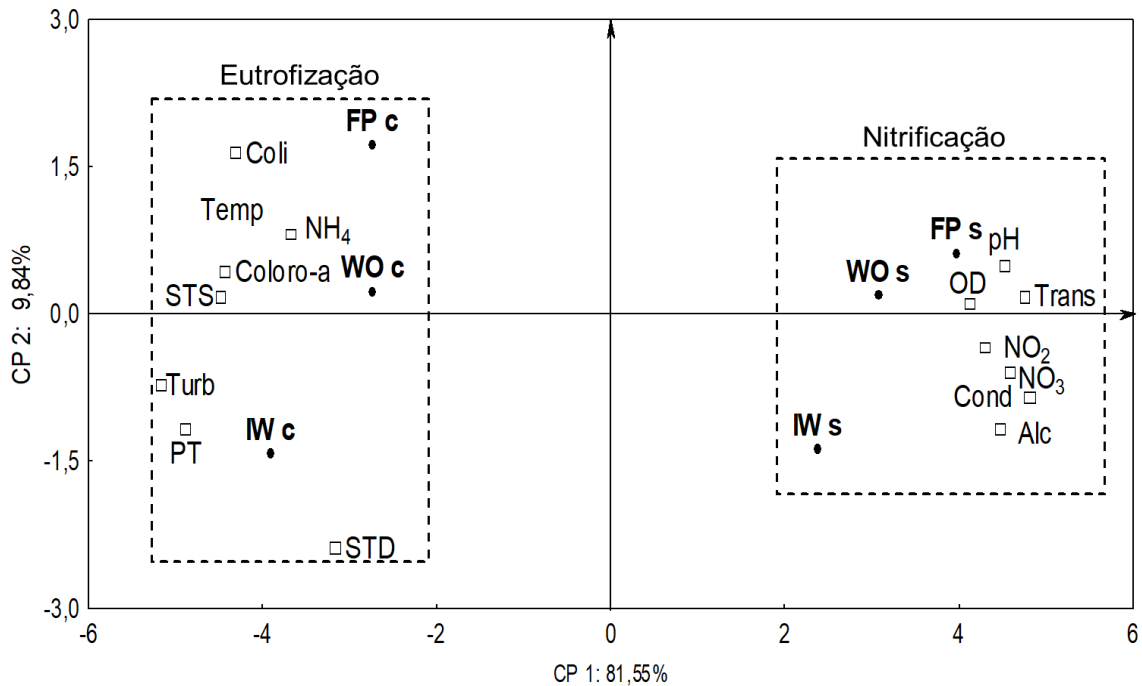


Figura 3. Interpolação dos autovalores dos parâmetros limnológicos e pontos de amostragem. Primeiros eixos da análise de componentes principais (ACP), onde: água de entrada no período chuvoso (IW c) e água de entrada no período de seca (IW s); água do centro do sistema no período chuvoso (FP c) e água do centro no período de seca (FP s); água de saída no período chuvoso (WO c) no período de seca (WO s); quadrado aberto = variáveis; círculos fechados = pontos amostrais.

Composição do sedimento

No sedimento, não ocorreram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os períodos de seca e chuva ou entre pontos amostrais para as concentrações de Al e Mg (Tabela 3), variando de 27 mg L⁻¹ a 135 mg L⁻¹ e 48 mg L⁻¹ a 365 mg L⁻¹.

Tabela 3. Concentrações médias e desvio padrão das variáveis do sedimento, comparando pontos amostrais durante os períodos de seca e chuva.

Variáveis Sedimento	Período de Chuva			Período de seca		
	IW	FP	WO	IW	FP	WO
pH (CaCl ₂)	5,2 ± 0,4 ^b	5,2 ± 0,3 ^b	4,9 ± 0,3 ^b ^c	5,6 ± 0,2 ^a	5,2 ± 0,1 ^b	4,8 ± 0,1 ^c
Al (mg.L ⁻¹)	57,8 ± 29 ^{ns}	61,7 ± 26 ^{ns}	46,3 ± 14 ^{ns}	28,7 ± 4,8 ^{ns}	43,8 ± 28 ^{ns}	43,8 ± 38 ^{ns}
Mg (mg.L ⁻¹)	202 ± 48 ^{ns}	232 ± 99 ^{ns}	184 ± 117 ^{ns}	246 ± 71 ^{ns}	228 ± 62 ^{ns}	189 ± 36 ^{ns}
Ca (mg.L ⁻¹)	996 ± 332 ^c	1157 ± 253 ^b	990,6 ± 430 ^c	1032 ± 252 ^b	1583 ± 414 ^a	1363 ± 268 ^{ab}
P (mg.L ⁻¹)	45,1 ± 11 ^a	41,3 ± 12 ^{ab}	41,7 ± 22 ^{ab}	30,4 ± 4,9 ^b	46,1 ± 9,2 ^a	38,8 ± 7,9 ^{ab}
K (mg.L ⁻¹)	47 ± 6,9 ^b	54,8 ± 9,6 ^b	52,52 ± 13 ^b	63 ± 19 ^{ab}	79 ± 22 ^a	76 ± 24 ^a
MO (%)	2,1 ± 1,6 ^{bc}	4,0 ± 2,8 ^a	3,5 ± 2,5 ^b	1,0 ± 0,3 ^c	4,7 ± 1,5 ^a	2,8 ± 1,4 ^{bc}

Valores seguidos pelas mesmas letras em cada coluna não diferem significativamente ($p < 0,05$); $a > b > \dots$; ns= não significativo. IW = entrada do sistema; FP= ponto central do sistema; WO= saída do sistema.

O pH do sedimento foi ácido sendo significativamente ($p < 0,05$) elevado na entrada de água (IW) durante o período de seca, variando de 4,8 (fevereiro) a 5,8 (maio) nos períodos amostrados. MO foi superior ($p < 0,05$) no centro do viveiro (FP), variando de 1,5% a 8,5% no período de chuva e 1,8% a 7,1% no período de seca. O P foi significativamente menor ($p < 0,05$) no ponto de entrada (IW) no período de seca, variando de 25 mg.L⁻¹ a 40 mg.L⁻¹. Os teores de K na coluna d'água foram superiores ($p < 0,05$) durante o período de seca, variando de 39 mg.L⁻¹ (IW, maio) a 113 mg.L⁻¹ (FP, junho).

As concentrações de Ca foram superiores ($p < 0,05$) no ponto central (FP) e no período de seca, variando de 440 mg.L⁻¹ (WO, abril) a 1844 mg.L⁻¹ (WO, fevereiro) no período de chuva e de 761 mg.L⁻¹ (IW, maio) a 2485 mg.L⁻¹ (FP, agosto) no período de seca (Tabela 3).

Na análise de componentes principais foi captada 80,26 % da variabilidade total dos dados do sedimento, com variáveis seguidas pelos respectivos coeficientes (Figura 4).

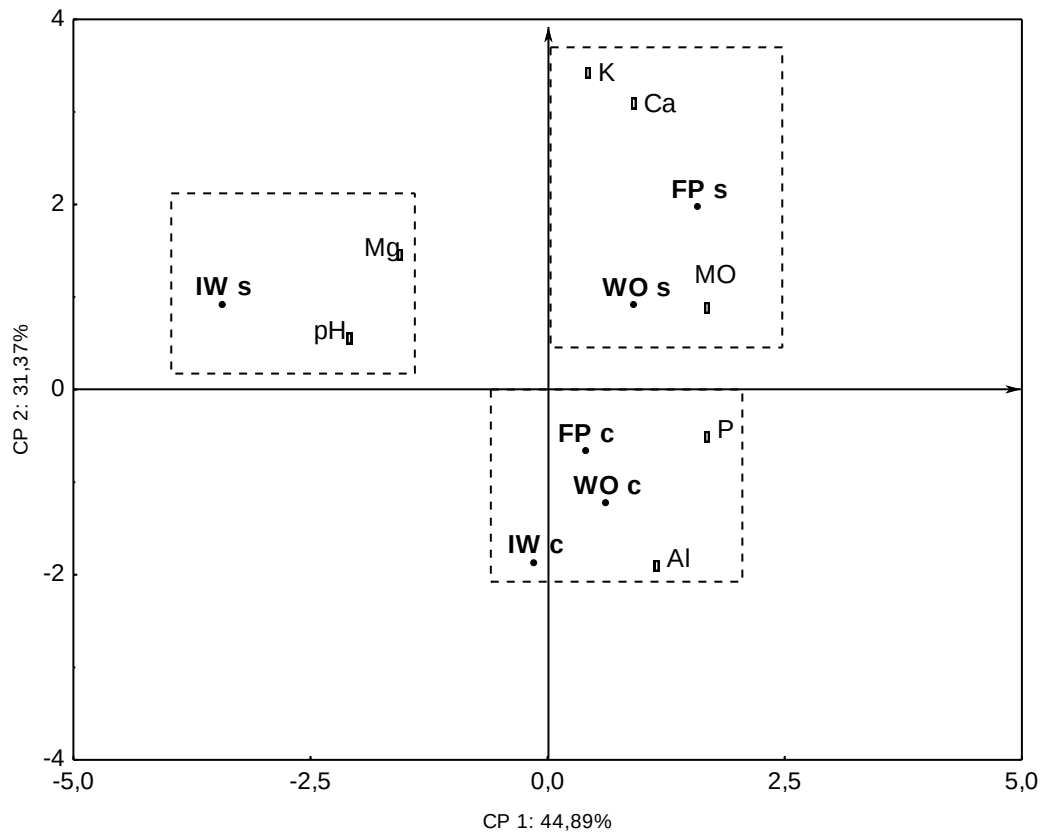


Figura 4. Interpolação dos autovalores das variáveis do sedimento e pontos de amostragem. Primeiros eixos da análise de componentes principais (ACP), onde: ponto de entrada no período de chuva (IW c) e entrada no período de seca (IW s); ponto central do sistema no período de chuva (FP c) e no período de seca (FP s); ponto de saída no período de chuva (WO c) e período de seca (WO s); quadrado aberto = variáveis; círculos fechados = pontos amostrais.

O CP 1 reteve 48,89 % das informações, estando relacionado negativamente aos elevados teores e pH e Mg, responsáveis pelo distanciamento do ponto de entrada durante o período de seca (IW s). Neste mesmo eixo foram positivamente ordenadas as elevadas concentrações de MO e P, sendo o P responsável pelo agrupamento dos pontos IW, FP e WO no período e chuva, enquanto MO esteve relacionada ao ponto central (FP) e saída (WO) no período de seca, indicando similaridade do sedimento nestes pontos.

O segundo eixo, CP 2 explicou 31,37% dos dados, correlacionado positivamente aos elevados teores de K e Ca que também estiveram relacionados ao agrupamento dos pontos FP e WO na seca; enquanto que negativamente

ordenada a concentração de AL foi associada aos pontos amostrados durante o período chuvoso (IW c, FP c, WO c).

DISCUSSÃO

Neste estudo, a qualidade da água foi influenciada pelo padrão climático da região e pelo manejo empregado na fazenda de aquicultura, uma vez que as variações se deram entre os períodos estudados e não entre os pontos amostrais. As altas temperatura e intensa pluviosidade em conjunto ao elevado volume de efluentes, contribuíram para o aumento das concentrações de nutrientes e acúmulo de matéria orgânica no sedimento.

O período de chuvas típico do verão intensifica a entrada de nutrientes através da lixiviação do solo do entorno, aumentam o fluxo do efluente que entra no viveiro. O intenso aporte de resíduos, principalmente na entrada do sistema durante o período chuvoso que coincide com o período de intensa produção de organismos aquáticos, favoreceu o aumento da turbidez, fósforo total, amônia e STS, refletindo a elevada carga orgânica proveniente do efluente da fazenda de aquicultura. Em consequência a decomposição dos nutrientes e eutrofização da água que ocorre em todo o sistema receptor, evidenciado também pelo índice de estado eutrófico.

Mesmo em concentrações superiores durante o período de produção, a flutuação do fósforo total manteve-se similar nos dois períodos, o que indica a assimilação deste elemento pela produção primária durante o período de chuva, corroborada pelos altos teores de clorofila-a, também superiores neste período.

Os elevados teores de matérias em suspensão pode ter favorecido a atividade microbiana durante o período de chuva, pois fornecem recursos e abrigo aos microrganismos (GAGLIARDI & KARNIS, 2000; CHARACKLIS et al., 2005). Mignani et al., (2013), observaram que altas temperaturas e intensa precipitação influenciam a qualidade microbiológica da água, em virtude do acréscimo de matéria orgânica e de nutrientes característico deste período.

A elevada condutividade elétrica na água, sobretudo durante o período de seca refletem os altos teores de nitrato e nitrito, resultantes da decomposição amoniacal, predominante durante o período de seca. A temperatura mais amena neste período e o baixo pH da água não comprometeram o processo de nitrificação.

Estima-se que a faixa ideal de temperatura se situe entre 25 e 36 °C, e o pH ótimo pode oscilar entre 7 e 9 (ANTILEO et al., 2013). Os baixos teores de nitrito em detrimento do nitrato corroboram com a eficiência do processo de nitrificação.

O pH levemente ácido observado na coluna d'água e no sedimento, associado as altas concentrações de MO (acima de 4,0%) no sedimento, comprometem a capacidade de tamponamento (BHADHA & JAWITZ, 2010). A elevada concentração de MO indica acúmulo de material principalmente no ponto central (FP), em função da maior profundidade neste local. A morfometria neste ponto possibilitou a formação de um depósito de MO, decorrente do antigo manejo com altas densidades de biomassa e também pelo lançamento de efluente.

Em geral, as concentrações M O são maiores na superfície do sedimento ou poucos centímetros abaixo (BHADHA & JAWITZ, 2010), enquanto que o P tende a ser superior nas camadas mais profundas (XU & BOYD, 2016). Além disso, as características geoquímicas ou físico-químicas dos sedimentos são fatores determinantes na adsorção e dessorção do P (WANG & LI, 2010).

A diferença observada nas concentrações de P no sedimento, ocorreram apenas no ponto amostral da entrada (IW) entre o período chuvoso e período de seca, sendo superior durante as chuvas em função do intenso manejo alimentar na fazenda de aquicultura. A tendência dos processos geoquímicos e biológicos é regularizar a disponibilidade de P, tanto em condições aeróbicas como anaeróbicas, permitindo que este elemento seja liberado ou adsorvido conforme condições ambientais e presença de outros elementos, como Ca e Fe (REIMER & HUERTA-DIAZ, 2011).

As elevadas concentrações de Ca no sedimento podem ter influenciado as concentrações de P indisponibilizando este elemento para as camadas mais superficiais do sedimento. Por outro lado, o fósforo é um elemento com diferentes dinâmicas de adsorção, mineralização e disponibilidade e, dependendo do pH, pode ou não ser aproveitado efetivamente (MUENDO et al., 2014).

Em solos ácidos com alta concentração de Al, a reação resulta em uma forma P altamente insolúvel, uma vez que o pH alcalino diminui a atividade de Al^{+3} favorendo a disponibilidade de P (BHADHA & JAWITZ, 2010). O pH ácido e as concentrações de Al podem ter favorecido as concentrações de P no sedimento e consequentemente, sua liberação para a coluna d'água, embora este ainda tenha

sido inferior em detrimento da proporção de MO. As variações de alumínio no sedimento podem ser atribuídas à acidez do meio. Estudando viveiros de tilápias, Yossa et al. (2014), encontrou uma significativa correlação entre Al e pH, o aumento das concentrações de Al tendem a diminuir pH no sedimento.

Durante este estudo, o sedimento foi ácido em todos os pontos amostrados, relacionado a composição do solo da região (latossolo vermelho), rico em complexos ferrosos (óxidos e hidróxidos). O efeito acidificante da atividade aquícola, devido à maior concentração de íons hidrogênicos e alterações no estado de oxidação e redução do sedimento promove a redução do pH (RIBEIRO et al., 2005). Munsiri et al. (1995), observaram que o pH ideal em sedimentos de aquicultura, varia de 6.5 a 7.5 para a manutenção da vida aquática.

As concentrações de cálcio e magnésio no sedimento, podem estar relacionadas com o acréscimo de resíduos orgânicos e calagem aplicada no passado, quando este sistema era um viveiro para a criação de peixes. Outras variáveis limnológicas também são afetadas com a calagem dos viveiros e tanques de aquicultura como a alcalinidade da água relacionada aos carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos (BOYD et al., 2010). Os elevados teores de Ca e Mg, podem não ter sido suficientes na elevação do pH da água e do sedimento que se mantiveram ácidos, influenciados pelo fluxo contínuo de água que pode carrear parte destes elementos.

Os baixos teores de potássio durante o período chuvoso, refletem a alta capacidade de solubilização e deslocamento deste elemento do sedimento para coluna d'água, e sua incorporação pela biomassa algal. Ribeiro et al. (2005) verificou forte correlação entre concentrações de clorofila-a na água e o K no meio, evidenciando o potássio como um elemento fundamental na produção primária.

Quanto aos aspectos relacionados ao uso da água deste sistema; é importante considerar a viabilização do seu reuso e também seu lançamento como efluente na bacia hídrica regional. De acordo com a resolução CONAMA nº 357, as concentrações de fósforo total e clorofila-a apresentaram níveis mínimos de 0,108 mg.L⁻¹ e 39,2 µg.L⁻¹, respectivamente; enquanto as concentrações máximas preconizadas para o consumo humano (água classe 2) são de 30 µg.L⁻¹ clorofila-a e de até 0,050 mg.L⁻¹ de fósforo em ambientes intermediários, de modo que os altos níveis de fósforo e clorofila-a reservam o uso da água deste sistema apenas para

atividades de harmonia paisagística, enquadradas na categoria de água tipo classe 4.

A variação da água neste sistema pode está relacionada ao carreamento de material alóctone decorrente da chuva e também pela produção de organismos aquáticos que se intensifica durante a estação chuvosa, aumentando a geração de resíduos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2014). O padrão irregular das concentrações de nutrientes no sedimento com regiões distintas dentro do próprio sistema, reflete o manejo alimentar aplicado no passado e o atual impacto causado pelo aporte da carga orgânica e inorgânica proveniente da fazenda de aquicultura do Caunesp.

CONCLUSÃO

O estudo indica uma baixa qualidade na água deste viveiro, assim como acúmulo de nutrientes e matéria orgânica no sedimento que podem contribuir para o aumento no grau de trofia do sistema. Não houve uma redução natural dos resíduos de aquicultura ao longo do sistema, uma vez que, as concentrações de nutrientes não diminuíram em função da variação entre os pontos amostrados e que a ausência de tratamento prévio do efluente que nele deságua pode ter ocasionada a eutrofização deste corpo receptor.

As condições climáticas e o período de produção, exerceram forte influência sobre a qualidade da água e acúmulo de nutrientes no sedimento, sendo observada uma resposta mais rápida na água em relação ao sedimento. Dada as condições atuais da água e do sedimento deste viveiro, são necessárias medidas que promovam a recuperação e o tratamento deste sistema, pois de acordo com as normas atuais vigentes não é adequado o uso direto desta água.

REFERÊNCIAS

- AMÉRICO, J. H. P.; TORRES, N. H.; MACHADO, A. A.; CARVALHO, S. L. Piscicultura em tanques rede: Impactos e consequências na qualidade da água. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 6, n. 7, p. 137-150, 2013.
- ANTILEO, C.; MEDINA, H.; BORNHARDT, C.; MUNOZ, C.; JARAMILLO, F.; PROAL, J. Actuators monitoring system for real-time control of nitrification-denitrification via nitrite on long term operation. **Chemical Engineering Journal**, v. 223, n. 1, p. 467-478, 2013.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Water quality and pond soil analysis for aquaculture**. Auburn: Auburn University, p. 183, 1992.

BOYD, C. E.; WOOD, C. W.; CHANEY, P. L.; QUEIROZ, J. F. Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions. **Environ Pollut.** v. 158, n. 8, p. 2537–2540, 2010.

BHADHA, J. H.; JAWITZ, J. W. Characterizing Deep Soils from an Impacted Subtropical is New Implications for Phosphorus Storage. **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, n. 3, p. 514-525, 2010.

BRABO, M. F.; PEREIRA, L. F. S.; SANTANA, J. V. M.; CAMPELO, D. A.; VERAS, G. C. Current scenario of fish production in the world, Brazil and Pará State: emphasis on aquaculture. **Acta Fisheries and Aquatic Resources**, v. 4, n. 2, p. 50-58, 2016.

CAVALCANTE JÚNIOR, V.; ANDRADE, L. N.; BEZERRA, L. N.; GURJÃO, L. M.; FARIAS, W. L. Reuso de água em um sistema integrado com peixes, sedimentação, ostras e macroalgas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n.1, p. 118-122, 2005.

CHARACKLIS, G.W.; DILTS, M.J.; SIMMONS, O. D.; LIKIRDOPULOS, C. A.; KROMETIS, L. H., SOBSEY, M. D. Microbial partitioning to settleable particles in stormwater. **Water Research**, v. 39, n. 9, 1773–1782, 2005.

CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. **Classificação de clima.** Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_060.html>. Acesso em: 06 mai. 2017.

GAGLIARDI, J.V., KARNS, J.S. Leaching of Escherichia coli O157:H7 in diverse soils under various agricultural management practices. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n. 3, P. 877–883, 2000.

GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater.** London: Blackwell Sci. Publ, 1978. 213 p.

GREENBERG, A. E., CLESCERI, L. S. e EATON, A. D. **Standard methods for examination of water and wastewater.** Washington: American Public Health Association, 1992. 1100 p.

KLOAS, W.; GROß, R.; BAGANZ, D.; GRAUPNER, J.; MONSEES, H.; SCHMIDT, U.; STAAKS, G.; SUHL, J.; TSCHIRNER, M., WITTSTOCK, B.; WUERTZ, S.; ZIKOVA, A.; RENNERT, B. A new concept for aquaponic systems to improve sustainability, increase productivity, and reduce environmental impacts. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 7, n. 1 p. 179–192, 2015.

KOROLEFF, F. Determination of ammonia. In: GRASSHOFF, K. & ALMGREEN, T. **Methods of seawater analysis.** German: Verlag Chemie Weinheim, 1976. p.126-133.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Morfometria e qualidade de água em viveiros sequenciais de criação de peixes: Centro de Aquicultura, Jaboticabal, SP. **BIOS, Cadernos de Departamento de Ciências Biológicas da PUC Minas**, v. 12, n.12, p. 21-27, 2004.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: Consequências e Recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 36, p. 149–163, 2010.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, F. J. **Water analyses: some revised methods for limnologists**. Cumbria: Freshwater Publication Association Scientific Publication, 1978. 120p.

MIGNANI, L.; BARBIERI, E.; MARQUES, H.L.A.; OLIVEIRA, A.J.F.C. Coliform density in oyster culture waters and its relationship with environmental factors. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 8, p. 833-840, 2013.

MUENDO, P. N.; VERDEGEM, M. C.; STOORVOGEL, J. J.; MILSTEIN, A.; GAMAL, E. N.; DUC, P. M.; VERRETH, J. A. J. Sediment Accumulation in Fish Ponds; Its Potential for Agricultural Use. **Int J Fish Aquat Stud**, v.1, p. 228-241, 2014.

MUNSIRI, P.; BOYD, C. E.; HAJEK, B. Physical and chemical characteristics of bottom soil profiles in ponds at Auburn, Alabama, USA and a proposed system for describing pond soil horizons. **J World Aquacult Soc**, v. 26, p.346–377, 1995.

NUSCH, E. A. Comparison of different method for chlorophyll and pheopigments determination. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 14, p. 14-36, 1980.

PEKA'R., F.; KEREPECZKI, E. A survey on the environmental impact of pond aquaculture in Hungary De'nes Ga'l. **Aquacult Int**, v. 24, n.6, p. 1543-1554, 2016.

REIMER, J.; HUERTA-DIAZ, M. Phosphorus Speciation and Sedimentary Fluxes in Hypersaline Sediments of the Guerrero Negro Salt Evaporation Area, Baja California Sur, Mexico. **Estuar Coast**, v. 34, n. 3, p. 514-528, 2011.

RIBEIRO, R. P.; SENGIK, E.; BARRERO, N. M. L.; CIOLA, A. L.; MOREIRA, H. L. M.; SUSSEL, F.R.; JUNIOR, E. L.; BENITES, C. Coleta de amostras de sedimentos em viveiros de piscicultura. **Acta Sci. Anim. Sci. Maringá**, v. 27, n. 3, p. 399-403, 2005.

SIEGEL, S. **Estatística Não-Paramétrica para as ciências do comportamento**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 350p.

SILVA, F. C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2.ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009. 627p.

SILVA, L. H. S.; HUSZAR, V. L. M.; MARINHO, M. M.; RANGEL, L. M.; BRASIL, J.; DOMINGUES, C. D.; BRANCO, C.C.; ROLAND, F. Drivers of phytoplankton, bacterioplankton, and zooplankton carbon biomass in tropical hydroelectric reservoirs. **Limnologica**, v. 48, n.1, p. 1-10, 2014.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; LOURENÇO, E. M.; BRAGA, F. M. S. Water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 32, n. 1, p. 9-15, 2010.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; SETO, L. M.; MILLAN, R. N. Seasonal variation of biotic and abiotic parameters in parallel neotropical fishponds. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 166-174, 2014.

STATSOFT, INC. STATISTICA. (data analysis software system), version 7.0. www.statsoft.com, 2007.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA

SANITÁRIA, 1983. **Anais...**Camboriú, Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, p.1-34.

XU, Z.; BOYD, C. E. Reducing the monitoring parameters of fish pond water quality, **Aquaculture**, v. 465, p. 359-366, 2016.

WANG, Q.; LI, Y. Phosphorus Adsorption and Desorption Behavior on Sediments of Differentinal of Soils and Sediments. **Journal of Soils and Sediment**, v. 10, n. 6, p. 1159-1173, 2010.

YOSSA, M. I.; HERNÁNDEZ-ARÉVALO, G.; VÁSQUEZ-TORRES, W; ORTEGA, J. P.; MORENO, J.; VINATEA-ARANA, L. A. Composición y dinámica de los sedimentos en estanques de cachama blanca y tilapia roja. **Meta. Colombia**, v. 18, n. 2, 2014.

CAPÍTULO III

* Em formato de manuscrito

Composição zooplanctônica como indicador da qualidade da água em sistema receptor de resíduos de aquicultura

RESUMO

O estudo foi conduzido em um sistema artificial receptor de resíduos da fazenda de aquicultura do Centro de Aquicultura da Unesp - Jaboticabal, SP (21°15'S, 48°18'O). Com o objetivo de identificar a composição zooplanctônica deste sistema e a presença de espécies indicadoras da qualidade da água. As coletas de água e de zooplâncton foram realizadas mensalmente, no período de fevereiro a setembro de 2014, em três pontos amostrais: entrada de água, centro do sistema e saída de água. As amostras de água foram coletadas na superfície. As amostras de zooplâncton foram coletadas com auxílio de balde graduado (20 L), concentradas em rede de 58 µm e fixadas em formalina a 4%. As variáveis limnológicas não apresentaram variação significativa ($p>0,05$) entre os pontos estudados. No entanto, foi observado aumento nas concentrações de nutrientes, sólidos totais e clorofila-a entre fevereiro a maio, em decorrência do aumento de resíduos gerados na fazenda de aquicultura. A comunidade zooplanctônica foi representada por 74 taxas; 64 Rotifera, 7 Cladocera, 4 Copepoda e 1 Ostracoda, presente em todos os pontos de coleta. *Argyrodiaptomus furcatus* foi abundante na entrada do sistema, associado a elevadas concentrações de fósforo total e clorofila-a, que por sua vez, são indícios de alta produtividade primária, principal recurso alimentar deste Calanoida. Em geral, a densidade de Rotifera foi elevada em todos os pontos, com abundância do gênero, *Brachionus* e *Filinia*, favorecidas por seu rápido ciclo de vida, tamanho pequeno, resistência e abundância de alimentos, propiciada pelo elevado aporte de matéria orgânica no sistema. A ocorrência de espécies como *Thermocyclops decipiens*, *Bosmina longirostris* e a dominância do grupo Rotifera, sugerem que a qualidade da água do sistema está em processo de eutrofização. No entanto, a presença de *A. furcatus* pode indicar que o sistema ainda não atingiu seu limite máximo de deterioração, podendo atingir condições favoráveis da água.

Palavras-chaves: Resíduos de aquicultura, zooplâncton, bioindicadores, grau de trofia,

ABSTRACT

Zooplankton composition as indicator of water quality in aquaculture waste receiver system

The study was conducted in an artificial waste receiver system of the aquaculture farm of the Aquaculture Center of Unesp - Jaboticabal, SP (21 ° 15'S, 48 ° 18'O). In order to identify the zooplankton composition of this system and the presence of water quality indicator species. The water and zooplankton collections were performed monthly, from February to September 2014, at three sampling points: water inlet, fishpond center and water outlet. Water samples were collected on the surface. The zooplankton samples were collected using a graded bucket (20 L), concentrated in a 58 µm mesh and fixed in 4% formalin. The limnological variables did not present significant variation ($p > 0.05$) between the points studied. However, increased concentrations of nutrients, total solids and chlorophyll-a were observed between February and May, due to the increase of residues generated in the aquaculture farm. The zooplankton community was represented by 74 taxa; 64 Rotifera, 7 Cladocera, 4 Copepoda and 1 Ostracoda, present at all points of collection. *Argyrodiaptomus furcatus* was abundant at the entrance of the system, associated with high concentrations of total phosphorus and chlorophyll-a, which in turn, are indications of high primary productivity, the main food resource of this Calanoida. In general, the density of Rotifera was high in all points, with abundance of the genus *Brachionus* and *Filinia*, favored by their rapid life cycle, small size, resistance and abundance of food, caused by the high organic matter system. The occurrence of species such as *Thermocyclops decipiens*, *Bosmina longirostris* and the dominance of the Rotifera group, suggest that the water quality of the system is in the process of eutrophication. However, the presence of *A. furcatus* may indicate that the system has not yet reached its maximum deterioration limit, and may reach favorable water conditions.

Keys-words: Aquaculture waste, zooplankton, bioindicators, degree of trophic.

INTRODUÇÃO

A aquicultura em águas continentais ocasiona impactos sobre a estrutura e dinâmica dos ecossistemas aquáticos, devido ao aumento dos resíduos que são lançados diretamente no ambiente (GUO et al., 2009). Em sistemas de aquicultura semi-intensivos, a alimentação artificial fornecida aos organismos possui grandes

quantidades de nitrogênio e fósforo, favorecendo o desenvolvimento da comunidade planctônica e provocando a eutrofização da coluna de água (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2017).

Em função da eutrofização dos corpos receptores, a rede trófica e o equilíbrio da população aquática são diretamente afetados, como a diminuição da diversidade das comunidades planctônicas (BORGES et al., 2010). Embora o zooplâncton não dependa diretamente dos nutrientes para sobreviver, eles são afetados pela quantidade e qualidade dos produtores primários, bactérias e detritos. Uma vez que, o excessivo aumento das concentrações de nutrientes produz a substituição de formas palatáveis por impalatáveis na comunidade fitoplanctônica, como a proliferação de Cyanobacteria, alterando a estrutura e dinâmica dos consumidores (GHADOUANI et al., 2003).

A abundância e a biomassa do zooplâncton em ambientes eutrofizados aumentam devido à maior disponibilidade de alimento, evidenciada por meio do aumento nas concentrações de fósforo total e clorofila a (BONECKER et al., 2005). Por outro lado, as espécies tolerantes predominam e a riqueza de espécies diminui devido às variações ambientais (NEVES et al., 2016).

Assim, a comunidade zooplanctônica se torna importante ferramenta no diagnóstico das condições ambientais, respondendo prontamente aos impactos no meio aquático (DIAS et al., 2011). Segundo Neves et al. (2016) esta comunidade, pode fornecer bons indicadores da qualidade e estado trófico da água, pois os indivíduos que compõem o zooplâncton, são sensíveis às mudanças ambientais e podem responder rapidamente aos mais diversos distúrbios. Essas respostas podem se manifestar tanto através da alteração na composição e diversidade, como ocasionar modificações na biomassa e densidade desses indivíduos (KULIKOVA & SYARKI, 2004).

A maioria das espécies ausentes em ambientes oligotróficos apresentam-se em ambientes eutróficos, sendo assim, considerados ótimos bioindicadores do estado trófico da água (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003). Deste modo, conhecer os indivíduos zooplanctônicos em ambientes receptores de resíduos de aquicultura, pode fornecer subsídios na detecção da qualidade da água destes empreendimentos utilizando espécies chaves como bioindicadores. O objetivo deste estudo foi descrever a composição zooplanctônica e a presença de espécies indicadoras da qualidade da água em um sistema receptor de resíduos de

aquicultura, relacionando a composição e estrutura da comunidade zooplanctônica com as variáveis limnológicas deste sistema.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo e amostragem

O trabalho foi realizado na fazenda de aquicultura do Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal - SP ($21^{\circ}15'S$, $48^{\circ}18'O$). Foi estudado o último viveiro de uma sequência de seis viveiros, com fluxo contínuo de água e que atualmente não é utilizado na produção de organismos, constituindo um sistema receptor de resíduos, o qual recebe grande parte dos efluentes da fazenda de aquicultura ($\cong 65\%$) (Figura 1).

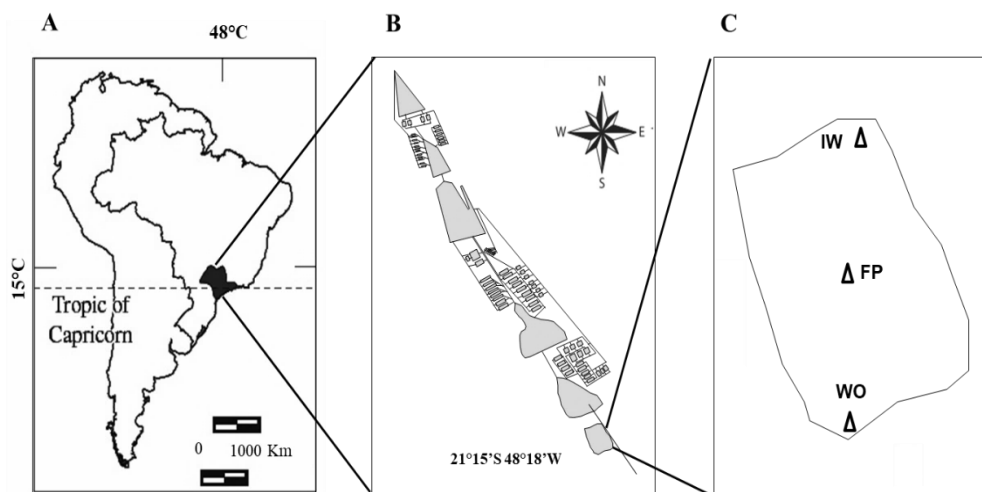


Figura 1. (A) Mapa do Brasil com destaque para o estado de São Paulo onde se localiza o Centro de Aquicultura da Unesp; (B) a disposição dos viveiros com fluxo contínuo da fazenda de aquicultura; (C) sistema artificial receptor de resíduos (V6); onde: Δ = localização dos pontos de amostragem, WI = entrada de água, FP = ponto central, WO = saída de água.

Com profundidade média de 1,70 m; área superficial de 2.506,88 m² e um volume total aproximado de 4.260,20 m³ (MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2004). O sistema também abastece parcialmente outros setores dentro da Universidade, além de desaguar diretamente no córrego Jaboticabal. Os pontos amostrais foram fixados na entrada de água do sistema (IW), na região central do sistema (FP) e na saída de água do sistema. As coletas de água e de zooplâncton foram realizadas mensalmente, entre os meses de fevereiro a setembro de 2014 (Figura 1).

Parâmetros limnológicos

As coletas de água foram realizadas entre 10 cm a 20 cm na superfície, em frascos de polietileno (1L). No local foram mensuradas as variáveis transparência da água (Trans) com disco de Secchi, a condutividade elétrica (Cond), pH, turbidez (Turb) e temperatura da água (Temp) com sonda potenciométrica Horiba U-50. O oxigênio dissolvido (OD) foi medido em oxímetro YSI-55. Estas variáveis foram mensuradas em triplicatas, obtendo-se o valor médio. Os nutrientes fósforo total (PT), nitrogênio amoniacal total (NTA), amônia (NH₄), nitrato (NO₃) e nitrito (NO₂), foram analisados por espectrofotômetro seguindo a metodologia de Golterman et al. (1978) e Koroleff (1976). Sólidos totais solúveis (STS) e dissolvidos (STD) foram determinados de acordo com Boyd & Tucker (1992). A clorofila-a (Cloro-a) foi extraída com álcool 90% a quente e quantificada a 663 nm e 750 nm (Nusch, 1980).

Comunidade zooplanctônica

As coletas de zooplâncton foram realizadas mensalmente entre os meses de fevereiro a setembro de 2014, nos três pontos amostrais. As amostras de zooplâncton foram coletadas na superfície da lâmina d'água com auxílio de balde graduado (20 L), o volume coletado foi filtrado em rede de zooplâncton com tela de nylon ranco e abertura de malha de 58 µm. O material resultante da filtragem foi fixado em formalina a 4% neutralizada e armazenado em frasco de polietileno.

A análise quantitativa dos organismos zooplanctônicos maiores como Copepoda, Cladocera e Ostracoda foi realizada em placa reticulada e microscópio estereoscópio Wild (aumento de 50x), sendo contado o volume total concentrado. A contagem dos organismos zooplanctônicos menores como Rotifera e nauplios de Copepoda, foi realizada em câmara de Sedgewick-Rafter, por sub-amostragens, sob microscópio binocular de Leitz DMRB (aumento de 100x) contando-se no mínimo 200 indivíduos do mais abundante. A densidade numérica foi expressa em indivíduos por Litro ind.L⁻¹). A identificação das espécies foi realizada utilizando chaves de identificação específicas (KOSTE, 1978; SENDACZ & KUBO, 1982; REID, 1985, 1987; MATSUMURA-TUNDISI, 1986; ELMOOR-LOUREIRO, 1997; DUSSART & DEFAYE, 2001).

Análise dos dados

O índice de Shannon-Weaver (H') foi aplicado para analisar a diversidade zooplancônica dos pontos de amostragem durante o período estudado, riqueza (S) foi calculado como o número total de espécies presentes e uniformidade ou equitabilidade (J') foi determinado como $H' / H' \text{ max}$, onde H' é o índice Shannon-Wiener e $H' \text{ max} = \ln S$ (PIELOU, 1975). O critério de Lobo & Leighton (1986) foi aplicado para descrever as espécies abundantes (A) e dominantes (D), em que foram consideradas espécies dominantes quando encontradas em densidade superior a 50% do número total de espécimes presentes na amostra; espécies abundantes são quando o número de espécimes for maior do que a densidade média de todas as espécies que ocorrem.

A correlação de Pearson ($p < 0.05$) foi utilizada para detectar níveis significantes na relação entre grupos zooplancônicos e as variáveis limnológicas. Quando verificada a normalidade e homocedasticidade das variáveis, foi realizada análise de variância (ANOVA) *one-way*, quando os dados não atenderam os requisitos para análise paramétrica foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para comparar os parâmetros limnológicos e a densidade de organismos zooplancônicos, entre os pontos de amostragem, ao nível de significância $p < 0.05$. O agrupamento dos pontos amostrais em função da composição da comunidade zooplancônica (ausência/presença de espécies) foi realizada através de análise de agrupamento hierárquica utilizando como medida de semelhança a distância euclidiana e como estratégia de agrupamento o método de Ward (WARD, 1963; ALDENDERFER & BLASHFIELD, 1984). As análises estatísticas foram realizadas no programa Statistics 7.0.

RESULTADOS

Neste estudo as variáveis limnológicas analisadas não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) entre os pontos amostrais (Tabela 1). Os níveis de oxigenação da água oscilaram de 4,20 mg.L⁻¹ a 6,10 mg.L⁻¹. O pH da coluna d'água apresentou padrão similar, com pouca flutuação entre os pontos, variando de 6,11 na entrada (IW) a 7,0 na saída (WO).

Tabela 1. Concentrações médias e desvio padrão das variáveis limnológicas, resultado do teste de Kruskal-Wallis comparando os pontos amostrais.

Parâmetros Limnológicos	IW	FP	WO
pH	6,7 ± 0,5 ^{ns}	6,7 ± 0,2 ^{ns}	6,6 ± 0,2 ^{ns}
T (°C)	23,2 ± 3,1 ^{ns}	23,1 ± 3,0 ^{ns}	23,1 ± 2,9 ^{ns}
OD (mg.L ⁻¹)	6,1 ± 1,0 ^{ns}	6,5 ± 1,0 ^{ns}	5,9 ± 1,4 ^{ns}
STS (mg.L ⁻¹)	10,9 ± 7,4 ^{ns}	9,4 ± 6,1 ^{ns}	11,2 ± 4,6 ^{ns}
STD (mg.L ⁻¹)	325,5 ± 296 ^{ns}	238,6 ± 111 ^{ns}	289,1 ± 252 ^{ns}
Cond (µS.cm ⁻¹)	107 ± 19 ^{ns}	107 ± 6,8 ^{ns}	105 ± 8,9 ^{ns}
Turb (NTU)	23,5 ± 8,1 ^{ns}	19,3 ± 4,2 ^{ns}	20,8 ± 5,5 ^{ns}
Trans (cm)	45,0 ± 14 ^{ns}	49,8 ± 12 ^{ns}	53,6 ± 7,3 ^{ns}
NTA (µg.L ⁻¹)	615,4 ± 114 ^{ns}	654,9 ± 201 ^{ns}	551,5 ± 102 ^{ns}
NH ₄ (mg.L ⁻¹)	506 ± 112 ^{ns}	537 ± 245 ^{ns}	474 ± 126 ^{ns}
NO ₃ (µg.L ⁻¹)	102 ± 90 ^{ns}	110 ± 100 ^{ns}	71 ± 80 ^{ns}
NO ₂ (µg.L ⁻¹)	6,50 ± 3,0 ^{ns}	6,62 ± 3,7 ^{ns}	5,85 ± 3,6 ^{ns}
PT (µg.L ⁻¹)	130,7 ± 18 ^{ns}	115,9 ± 17 ^{ns}	120,3 ± 15 ^{ns}
Cloro-a (µg.L ⁻¹)	55,2 ± 195 ^{ns}	50,8 ± 14 ^{ns}	51,7 ± 19 ^{ns}

Valores seguidos pelas mesmas letras em cada coluna não diferem significativamente ($p < 0,05$); a>b>...; ns= não significativo; IW = entrada do sistema; FP= ponto central do sistema; WO= saída do sistema.

Na coluna d'água, as concentrações de fósforo total foram constantes entre os pontos amostrados e durante o período estudado, no entanto, foi observado um incremento das concentrações deste nutriente na entrada do sistema (IW) 154 µg.L⁻¹, enquanto elevados níveis de nitrogênio total amoniacal foram detectados no ponto central (FP), com concentrações acima de 900 µg.L⁻¹. As concentrações de amônia variaram de 295 µg.L⁻¹ na saída (WO) a de 940 µg.L⁻¹ no ponto central (FP); já os níveis de nitrato e nitrito aumentaram entre junho e agosto, atingindo concentrações máximas de 281 µg.L⁻¹ de 13 µg.L⁻¹, respectivamente.

A turbidez variou de 15 NTU no ponto central (FP) a 31 NTU na entrada de água (IW). Os sólidos totais dissolvidos e solúveis apresentaram respectivamente, concentrações máximas de 922 mg.L⁻¹ e 24 mg.L⁻¹ no ponto de entrada (IW). Já as concentrações de clorofila-a variaram de 24 µg.L⁻¹ a 85 µg.L⁻¹ na saída do sistema (WO). A transparência da água foi superior em agosto, com 60 cm (WO) e 75 cm (IW). Enquanto a condutividade elétrica da água aumentou durante os meses de maio a julho, atingindo a concentração máxima de 143 µS.cm⁻¹ (IW, maio).

A comunidade zooplanctônica foi representada por 74 taxas, dos quais 64 pertencem ao grupo Rotifera, 7 ao Cladocera, 4 a subclasse Copepoda e 1 espécie da classe Ostracoda (Tabela 2).

Tabela 2. Composição, riqueza, equitabilidade, diversidade e frequência específica nos pontos amostrais.

	IW	FP	WO	TAXA	IW	FP	WO
Riqueza (S)	69	72	69	Rotifera			
Equitabilidade (J')	0,83	0,85	0,85	<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)	+	-	+
Diversidade (H')	3,51	3,63	3,60	<i>Epiphanes</i> sp (Ehrenberg, 1832)	+	+	+
TAXA				<i>Euchlanis dilatata</i> (Hauer, 1930)	+	+	+
Cladocera				<i>Euchlanis</i> sp (Ehrenberg, 1832)	+	+	+
<i>Allonella</i> sp (Sars, 1862)	+	+	+	<i>Filinia longisteta</i> (Ehrenberg, 1834)	+	+	+
<i>Alona guttata</i> (Sars, 1862)	+	+	+	<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)	A	+	A
<i>Alona monacantha</i> (Sars, 1901)	+	+	+	<i>Gastropus styliifer</i> (Imhof, 1891)	+	+	+
<i>Bosmina hagmani</i> (Stingelin, 1904)	+	+	+	<i>Hexarthra</i> sp (Schmarda, 1854)	+	+	+
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Muller, 1758)	+	+	+	<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	+	+	+
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	+	+	+	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	+	+	+
<i>Moina</i> sp (Goulden, 1967)	+	+	+	<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	+	+	+
Copepoda				<i>Lecane aculeata</i> (Jakubski, 1912)	-	+	-
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901)	A	+	+	<i>Lecane bulla</i> (Grosse, 1851)	-	+	+
copepodito de Calanoida	+	+	+	<i>Lecane cornuta</i> (Müller, 1786)	+	+	+
náuplio de Calanoida	+	A	+	<i>Lecane elsa</i> (Hauer, 1931)	+	+	+
<i>Mesocyclops</i> sp (Claus, 1857)	+	-	+	<i>Lecane inermis</i> (Bryce, 1892)	+	+	+
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	+	+	+	<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	+	+	-
<i>Thermocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	+	+	+	<i>Lecane monostyla</i> (Daday, 1897)	+	+	-
copepodito de Cyclopoida	+	+	+	<i>Lecane proietta</i> (Hauer, 1956)	+	+	+
náuplio de Cyclopoida	+	A	+	<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg 1832)	-	-	+
Ostracoda (Dana, 1852)	+	+	+	<i>Lecane scutata</i> (Harring & Myers 1926)	-	+	+
Rotifera				<i>Lecane</i> sp (Nitzsch, 1827)	+	+	+
<i>Anuraeopsis coelata</i> (Beauchamp, 1932)	+	+	+	<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	+	+	+
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	+	+	+	<i>Monostyla</i> sp (Ehrenberg, 1930)	-	+	-
<i>Anuraeopsis navicula</i> (Rousselet, 1911)	+	+	+	<i>Philodina</i> sp (Ehrenberg, 1830)	+	-	+
<i>Ascomorpha</i> sp (Perty, 1850)	+	+	+	<i>Platias</i> sp (Harring, 1913)	+	+	-
<i>Asplanchna</i> sp (Gosse, 1850)	+	+	+	<i>Ploesoma</i> sp (Herrick, 1885)	+	+	+
<i>Asplanchnopus</i> sp. (Guerne, 1888)	+	+	+	<i>Polyarthra</i> sp (Ehrenberg, 1834)	+	+	+
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	+	+	+	<i>Proales doliaris</i> (Rousselet, 1895)	+	+	+
<i>Brachionus caudatus</i> (Barrois & Daday, 1894)	+	+	+	<i>Proales globulifera</i> (Hauer, 1921)	+	+	+
<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	A	A	A	<i>Proales</i> sp (Gosse, 1886)	+	+	+
<i>Brachionus forficula</i> (Wierzejski, 1891)	-	+	+	<i>Proalinopsis caudatus</i> (Collins, 1873)	+	+	+
<i>Brachionus havanaensis</i> (Rousselet, 1911)	A	A	A	<i>Ptygura</i> sp (Ehrenberg, 1832)	-	+	+
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	+	+	+	<i>Synchaeta stylata</i> (Wierzejski, 1893)	+	+	+
<i>Brachionus</i> sp (Pallas, 1766)	+	+	+	<i>Testudinella</i> sp (St. Vincent, 1826)	+	+	+
<i>Cephalodella</i> sp (St. Vincent, 1826)	+	+	+	<i>Trichocerca cavia</i> (Gosse, 1886)	+	+	+
<i>Collotheca mutabilis</i> (Hudson, 1885)	+	+	+	<i>Trichocerca cilindrica</i> (Imhof, 1891)	+	+	+
<i>Collotheca</i> sp (Harring, 1913)	+	+	+	<i>Trichocerca flagelata</i> (Hauer, 1937)	+	+	+
<i>Colurella obtusa</i> (Gosse, 1886)	+	+	+	<i>Trichocerca longiseta</i> (Schränk, 1802)	+	+	+
<i>Colurella uncinata</i> (Müller, 1773)	+	+	+	<i>Trichocerca pusilla</i> (Jennings, 1903)	+	+	+
<i>Colurella</i> sp (St. Vincent, 1824)	+	+	+	<i>Trichocerca similis</i> (Wierzejski, 1893)	+	+	+
<i>Conochilus unicornis</i> (Rousselet, 1892)	+	+	-	<i>Trichocerca</i> sp (Lamarck, 1801)	+	+	+
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	+	+	-	<i>Tricothia</i> sp (St. Vincent, 1827)	+	+	+

+ = presença; - = ausência; A = abundante.

Rotífera foi o grupo de maior diversidade específica e maior densidade de indivíduos em relação aos demais grupos (Tabela 2 e 3 e Figura 2). Neste Filo, foram abundantes em todos os pontos amostrais as espécies *Brachionus falcatus* e *Brachionus havanaensis*, enquanto *Filinia opoliensis* foi abundante na entrada (IW) e na saída (WO) (Tabela 2). Também em elevada densidade ocorreram *Filinia Longiseta*, *Polyarthra* sp., *Cephalodella* sp., *Gastropus* sp., *Collotheca mutabilis*, *Lecane prolecta* e o gênero *Trichocerca*, ocorrendo em todos os pontos amostrais. Em menor densidade e ausentes em alguns pontos, foram observados *Brachionus forficula*, *Conochilus unicornis*, *Lecane aculeata*, *Lecane bulla*, *Lecane lunares*, *Lecane scutata*, *Philodina* sp, e *Ptygura* sp.

Copepoda foi o segundo grupo com maior densidade de organismos (Figura 2 e Tabela 3), representado pelas espécies *Argyrodiaptomus furcatus*, *Thermocyclops decipiens*, *Thermocyclops minutus* e *Mesocyclops* sp (Tabela 2). O Calanoida *Argyrodiaptomus furcatus* apresentou densidade superior em relação as outras espécies, na fase adulta foi abundante na entrada (IW) e como náuplio também apresentou densidade elevada e abundância no ponto central (FP) (Tabela 2). Das 3 espécies de Cyclopoida encontradas, *Thermocyclops minutus* apresentou maior densidade em relação ao *Thermocyclops decipiens* em todos os pontos; enquanto o *Mesocyclops* sp em menor densidade, só ocorreu nos pontos de entrada e saída. Também foram abundantes no ponto central os nauplios de Cyclopoida (Tabela 2). Embora em menor diversidade específica, esta subclasse apresentou elevada densidade de indivíduos, sobretudo no ponto de entrada (Tabela 2 e 3).

Todas as espécies do grupo Cladocera ocorreram em todos os pontos amostrais durante o período estudado, sendo representado pelos gêneros *Bosmina*, *Alona*, *Allonela*, *Diaphanosoma* e *Moina*. *Bosmina longirostris* e *Bosmina hagmani* apresentaram respectivamente a maior densidade de organismos nos pontos amostrados, enquanto *Alona monocantha* e *Alona guttata* ocorreram em menor número. Cladocera apresentou a segunda maior riqueza específica e foi o terceiro grupo em número de indivíduos (Tabela 2 e 3, Figura 2). O grupo Ostracoda foi representado apenas por uma espécie, responsável também pela menor densidade de organismos nos três pontos estudados (Tabela 2 e 3).

Os índices ecológicos de diversidade de Shannon (H), equitabilidade e a riqueza específica, indicaram que a composição zooplanctônica de cada ponto foi diversa e uniformemente distribuída (Tabela 2).

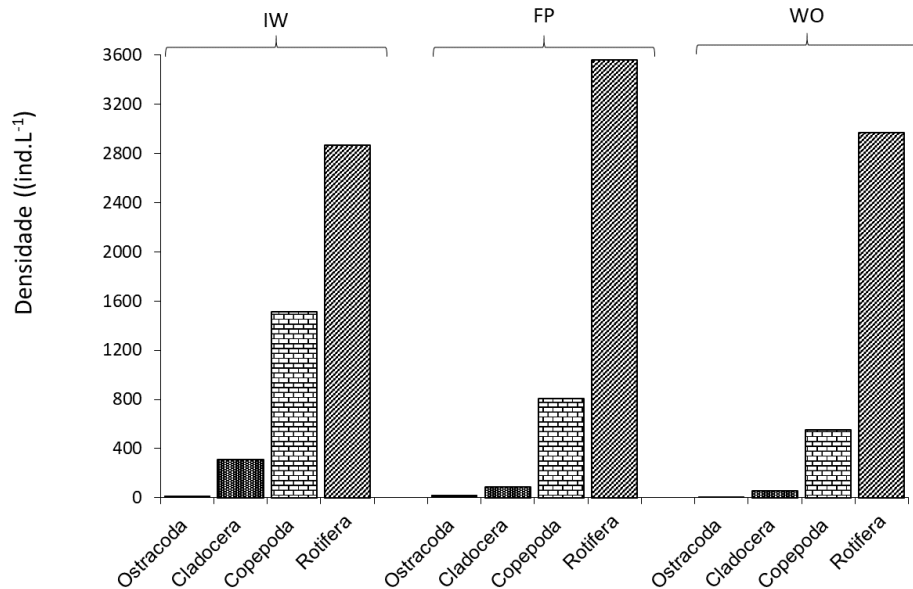


Figura 2. Densidade (ind.L⁻¹) dos grupos zooplanctônicos nos pontos amostrados.

A análise de agrupamento revelou maior similaridade na composição da comunidade zooplanctônica entre os pontos de saída (WO) e central (FP) (Figura 3), enquanto foi observado um maior distanciamento do ponto de entrada (IW) em decorrência da presença e ausência de espécies.

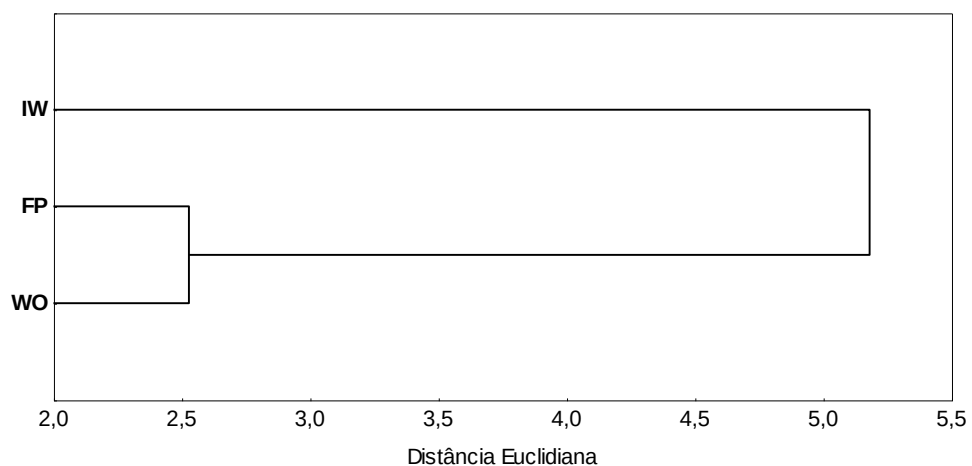


Figura 3. Análise de agrupamento considerando a composição zooplanctônica (ausência/presença de espécies) nos pontos amostrais; IW – entrada de água; FP – centro do sistema; WO – saída de água.

A diferença entre a densidade média total dos grupos zooplânctônicos entre os pontos amostrais, foi significativa ($p < 0,05$) apenas para Cladocera na entrada de água (IW). Os demais grupos não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) em relação densidade total de organismos entre os pontos estudados (Tabela 3).

Tabela 3. Densidade de organismos por grupos zooplânctônicos nos pontos amostrais e resultados do teste de Kruskal-Wallis para a densidade.

Zooplâncton	IW	FP	WO
Total (ind.L⁻¹)	4.701,75 ^{ns}	4.472,96 ^{ns}	3.590,40 ^{ns}
Rotifera (ind.L ⁻¹)	2.866,46 ^{ns}	3.556,26 ^{ns}	2.970,08 ^{ns}
Copepoda (ind.L ⁻¹)	1.509,46 ^{ns}	805,41 ^{ns}	554,23 ^{ns}
Cladocera (ind.L ⁻¹)	310,51 ^a	90,40 ^b	58,57 ^b
Ostracoda (ind.L ⁻¹)	15,32 ^{ns}	20,89 ^{ns}	7,52 ^{ns}

Valores seguidos pelas mesmas letras em cada coluna não diferem significativamente ($p < 0,05$); a>b>...; ns= não significativo; IW = entrada do sistema; FP= ponto central do sistema; WO= saída do sistema.

A correlação entre o zooplâncton e os parâmetros limnológicos, indicaram a associação destes grupos em função dos resíduos de aquicultura (Tabela 4).

Tabela 4: Correlação de Pearson entre os parâmetros limnológicos e os grupos de zooplâncton nos pontos amostrais.

Organismos x Variáveis	IW	FP	WO
Cladocera e Temperatura	0,45	0,20	0,45
Cladocera e NTA	0,55	0,31	-
Cladocera e NH ₄	0,50	0,40	0,32
Cladocera e Cloro-a	-	0,47	0,69
Cladocera e Turbidez	0,47	0,34	0,45
Copepoda e Temperatura	0,20	0,82	0,45
Copepoda e PT	0,55	0,45	0,21
Copepoda e Clorofila-a	0,45	0,62	-
Copepoda e STS	0,44	0,51	-
Copepoda e NH ₄	0,56	0,20	0,43
Copepoda e Turbidez	0,69	0,46	0,39
Rotifera e Temperatura	0,86	0,83	0,71
Rotifera e Clorofila-a	0,52	0,56	-
Rotifera e STS	0,77	0,37	-
Ostracoda e Temperatura	0,60	0,54	0,61
Ostracoda e Clorofila-a	0,52	0,56	-
Ostracoda e STS	0,77	0,37	-

IW = entrada de água, FP = centro do sistema; WO = saída de água; (-) = correlação desprezível; $p > 0,05$.

Rotífera apresentou forte correlação positiva entre a temperatura da água, as concentrações de sólidos solúveis e clorofila- a. O grupo Copepoda esteve associado as concentrações de sólidos dissolvidos, fósforo total, turbidez e clorofila-a. Cladocera foi correlacionado positivamente as concentrações de nitrogênio total e sólidos solúveis, amônia, turbidez e clorofila-a. Enquanto Ostracoda esteve associado a elevadas temperaturas, fósforo total, clorofila-a e STS (Tabela 4)

DISCUSSÃO

Neste sistema a elevada carga de matéria orgânica proveniente do efluente da fazenda de aquicultura, pode ter contribuído para o aumento das concentrações de nutrientes e sólidos na coluna d'água. Poucas variações dos parâmetros limnológicos indicam que as condições da água estão espacialmente homogêneas; ou seja, sem variações entre os pontos investigados, observando-se um aumento de nutrientes devido ao manejo na fazenda de aquicultura. Os resultados demonstram que o estado natural deste ecossistema está perturbado e em processo de eutrofização.

A correlação positiva entre as concentrações de nitrogênio amoniacal total, amônia, fósforo total e sólidos suspensos entre os grupos Copepoda, Rotífera, Cladocera e Ostracoda, podem estar associadas principalmente a produção de microorganismos (bactérias, fungos, protozoários) e fitoplâncton, que constituem a base alimentar do zooplâncton (FERDOUS & MUKTADIR, 2009).

O grande número de espécies zooplanctônicas em todo o sistema, assim como a baixa variação espacial desta comunidade entre os pontos amostrais, podem ter sido favorecidas pela baixa profundidade e fluxo de água sequencial deste sistema, particularmente Rotífera. O dinamismo comum em sistemas artificiais rasos tende a influenciar a diversidade de organismos aquáticos com grande número de espécies de zooplâncton (SIPAÚBA- TAVARES et al., 2017). Estudando viveiros de aquicultura Sipaúba- Tavares et al. (2011, 2017) e Sipaúba- Tavares e Colus (1997), também relataram elevada densidade, abundância e diversidade de Rotífera.

Pequenas dimensões favorecem a dinâmica destes organismos, caracterizados como oportunistas, r-estrategistas e extremamente resistentes aos ambientes submetidos à poluição orgânica, com um curto ciclo de vida e uma ampla tolerância a distúrbios ambientais. São organismos cujas densidades refletem as variações temporais relacionadas às condições ambientais e respondem rapidamente às mudanças na oferta alimentar (NEVES et al., 2003).

O predomínio de Rotifera sobre os demais grupos no viveiro, decorre de sua facilidade em se estabelecer mais facilmente em ambientes com forte influência antrópica, devido sua rápida reprodução e adaptação às mudanças ambientais, além do comportamento alimentar diversificado, incluindo algas, detritos, protozoários e bactérias em sua dieta (BONECKER & AOYAGUI, 2005; DAHMS et al., 2011), visto que o sistema recebe elevada carga orgânica, detritos e microorganismos. As espécies do gênero *Filinia*, *Brachionus* e *Proales*, sugerem a abundância de matéria orgânica, ou seja, maior estado trófico (KULIKOVA & SYARKI, 2004). *Anuraeopsis fissa* e *Filinia longiseta* também são conhecidas como bons indicadores de eutrofização (EJSMONT-KARABIN, 2012).

A abundância e elevada densidade de *A. furcatus* adultos principalmente na entrada, podem decorrer da alta concentração de nutrientes ocasionada pela entrada direta do efluente no local, favorecendo a produção primária no sistema; corroborado pela correlação entre Copepoda e clorofila-a, relacionada a herbivoria deste Calanoida, tanto em sua fase adulta quanto naupliar, uma vez que diferentes formas de algas constituem a base alimentar deste grupo (RIETZLER et al., 2002; SHAH et al., 2016). A presença do *Thermocyclops decipiens*, *Thermocyclops minutus* e *Mesocyclops* sp em menor densidade em relação ao *A. furcatus*, pode estar relacionada a competição por recursos e seus hábitos alimentares; uma vez que, *Thermocyclops* são geralmente consideradas herbívoras e carnívoras facultativas enquanto *Mesocyclops* são carnívoras e detritívoras, de modo que a baixa disponibilidade de algas em detrimento dos grandes Calanoidas pode implicar no consumo de organismos heterotróficos e detritos pelos Cyclopoidas (PINTO-COELHO et al., 2005), refletindo no tamanho de sua população.

A densidade de Cyclopoidas também pode ter sido influenciada pelo grau de trofia do sistema, pois estes organismos são frequentemente encontrados em ambientes oligo-mesotróficos (PERBICHE-NEVES et al., 2013, TIBÚRCIO et al.,

2015). Embora, a presença de *Thermocyclops decipiens* reforce a indicação de baixa qualidade da água neste sistema, pois esta espécie tem sido empregada como bio-indicador de água com alta concentração de nutrientes, ocorrendo em corpos d'água desde mesotróficos até eutróficos (NOGUEIRA et al., 2008). No entanto, foram relatadas a dominância de *Thermocyclops minutus* sobre *Thermocyclops decipiens* em reservatórios oligo-mesotróficos e dominância de *T. decipiens* sobre *T. minutus* em reservatórios eutróficos (SILVA & MATSUMURA-TUNDISI, 2005), o que sugere que este sistema varie de meso-eutrófico.

A baixa riqueza e desidade de indivíduos de Cladocera neste sistema, se deve a sensibilidade destes organismos a poluição orgânica ocasionada pelos resíduos da fazenda de aquicultura; em geral, Cladocera são indicadores de ambientes oligotróficos (CHEN et al., 2010). No entanto, a ocorrência de *B. longirostris*, *Diaphanosoma birgei* e *Moina* sp pode ter ocorrido em função da abundância de alimentos decorrentes dos resíduos orgânicos (CARAMUJO & BOAVIDA, 2000). Frequentes em corpos d'água eutróficos ou hipereutróficos com alta turbidez orgânica e florescimentos algais, estas espécies podem constituir bioindicadores de ambientes em eutrofização (PAGANO, 2008), o que explica a correlação encontrada entre estes organismos e as concentrações de clorofila-a e turbidez, uma vez que, os cladóceros são tipicamente herbívoros, mas também podem utilizar bactérias como fonte de alimento complementar (MELÃO & ROCHA, 2000).

A ocorrência do grupo Ostracoda também pode ter sido favorecida pela descarga de resíduos, além das altas temperaturas que favorecem o metabolismo destes organismos. Apesar da baixa densidade, a presença de Ostracoda também evidencia a eutrofização da água do viveiro, pois este grupo é constituído por espécies que apresentam dominância em ecossistemas eutrofizados (SCHMIT, 2007; CÂMARA et al 2014).

Geralmente a abundância e biomassa total do zooplâncton é menor em ambientes oligotróficos ou mesotróficos quando comparado com sistemas eutróficos que apresentam maior abundância e biomassa (BONECKER et al., 2007). A abundância de zooplâncton com curto período de geração e formas juvenis é típico de águas eutrofizadas (HABERMAN & HALDANA, 2014), o que pode explicar a abundância de nauplios de Calanoida no viveiro. Em ambientes

eutróficos a comunidade zooplanctônica é constituída principalmente por micro-zooplâncton (Rotifera, Protozoa e náuplio de Copepoda) (PERBICHE-NEVES et al., 2013).

De acordo com a análise de agrupamento, a estrutura comunidade zooplânctônica entre os pontos amostrais, foi influenciada pela carga de matéria orgânica advinda dos efluentes, afetando a composição comunidade zooplanctônica, além da densidade dos organismos, particularmente de Cladocera contribuindo para a maior diferenciação do ponto de entrada em relação aos demais. O decréscimo do zooplâncton de grande porte como Copepoda e Cladocera e o aumento gradativo da densidade de Rotifera do ponto de entrada (IW) para a saída (WO), pode ser em virtude da diminuição e oferta de alimento, como pequenas algas, fundamentais na alimentação de Cladocera e Copepoda. De modo que, na escassez de alimentos como clorofíceas, o zooplâncton tornaram-se dominado por organismos menores (rotíferos e pequenos cladóceros) alimentando-se bactérias e detritos (HABERMAN & HALDANA, 2014).

Apesar de fortes indícios de eutrofização aquática, o índice de diversidade de Shannon-Wiener para a comunidade zooplâncton foi superior a 3,00 nos três pontos amostrados, o que segundo Chen et al. (2012) este índice pode variar de 2,6-4,0 em m águas mesotróficos. No entanto, a maior diversidade específica foi em Rotifera, o que não pode ser considerado um bom indicio de diversidade já que este grupo é caracterizado por sua grande tolerância a ambientes impactados.

CONCLUSÃO

Este sistema não apresentou variações na qualidade da água, mas diferenças na composição e estrutura da comunidade zooplanctônica nos três pontos amostrais, sofrendo grande influencia da entrada dos resíduos de aquicultura. A elevada descarga de matéria orgânica proveniente dos efluentes da fazenda, pode ter favorecido o grupo Rotifera, com elevada densidade e riqueza específica, cujos os indivíduos são tolerantes a poluição orgânica, de hábito alimentar diversificado e frequentemente encontrados em ambientes eutrofizados. O ambiente também favoreceu a densidade e abundância de Calanoidas no ponto de entrada dos efluentes, dadas as elevadas concentrações de nutrientes que

contribuem na produção primária, principal recurso alimentar deste grupo. A baixa riqueza de espécies de Cladocera deve-se ao processo de eutrofização do sistema.

As elevadas concentrações de fósforo total, clorofila-a e sólidos, indicam o processo de eutrofização do sistema. Dentre as possíveis espécies zooplancônicas indicadoras do estado trófico da água, destacaram-se como indicadores de maiores condições de trofia as espécies *T. decipiens*, *Bosmina longirostris* e os gêneros *Brachionus* e *Moina*. No entanto a baixa densidade destes organismos pode não fornecer um indicador afinado da eutrofização da água em sistemas receptores de resíduos de aquicultura, que apresentam condições diversas das de um reservatório de água, uma vez que, são ambientes com elevadas cargas de nutrientes e baixa profundidade. A presença e abundância de *A. furcatus* é um preditivo de ambientes oligo-mesotrófico, o que pode ser um indício de um moderado grau de trofia e que este sistema pode ser recuperado, podendo se atingir condições favoráveis da água.

REFERÊNCIAS

- ALDENDERFER, M. S.; BLASHFIELD, R. K. Cluster Analysis. Thousand Oaks, Calif.: Sage Publications, 1984.
- BONECKER, C. C; AOYAGUI, A. S. M. Relationships between rotifers, phytoplankton and bacterioplankton in the Corumba reservoir, Goiás State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 546, p. 415–421, 2005.
- BORGES, P.A.F.; TRAIN, S.; DIAS, J.D.; BONECKER, C.C. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia**, v.649, n.1, p. 279-291, 2010.
- BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, v.226, n. 68. p.101-112, 2003.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. **Water quality and pond soil analysis for aquaculture**. Auburn: Auburn University, p. 183, 1992.
- CÂMARA, F. R. A.; PESSOA, E. K. R.; SANTOS, L. L. S.; ROCHA, O.; CHELLAPA, S.; CHELLAPA, N. T. Influência da alimentação na taxa de sobrevivência e desenvolvimento de *Notodiaptomus cearensis* Wright, 1936 (Crustacea: Copepoda) e *Physiocypria schubarti* Farkas, 1958 (Crustacea: Ostracoda). **Biota Amazônia**, v. 4, n. 2, p. 43-50, 2014.
- CARAMUJO, M. J.; BOAVIDA, M. J. The crustacean communities of river Tagus Reservoirs. Zooplankton structure as reservoir trophic state indicator. **Limnetica**, v. 18, p. 37-56, 2000.
- CHEN, G.; DALTON, C.; TAYLOR, D. Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. **Journal of Paleolimnology**, v. 44, p. 465-481, 2010.

- CHEN, L.; LIU, Q.; PENG, Z.; HU, Z.; XUE, Z.; WANG, W. Rotifer community structure and assessment of water quality in Yangcheng Lake. **Chin. J. Oceanol. Limnol.**, v. 30, n.1, p. 47-58, 2012.
- DAHMS, H. U.; HAGIWARA, A.; LEE, J. S. Ecotoxicology, ecophysiology, and mechanistic studies with rotifers. **Aquatic Toxicology**, vol. 101, no. 1, p. 1-12, 2011.
- DIAS, J. D., TAKAHASHI, E. M.; BONECKER, C. C. Impact of fish cage-culture on the community structure of zooplankton in a tropical reservoir. **Iheringia, Sér. Zool.**, v. 101, n. 1, p. 75-84, 2011.
- DUSSART, B.; DEFAYE, D. **Introduction to the Copepoda**. Second edition. In Dumont, H. J. (ed), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 277, 2001.
- EJSMONT-KARABIN J. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic index. **Pol. J. Ecol.**, v. 60, p. 339-350, 2012.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, p.156, 1997.
- FERDOUS, Z.; MUKTADIR, A.K.M. A review: potentially of zooplankton as bio-indicator. **American Journal of Applied Sciences**, v. 6, n. 10, p. 1815-1819, 2009.
- GHADOUANI, A.; PINEL-ALLOUL, B.; PREPAS, E. E. 2003. Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 363–381, 2003.
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. London: Blackwell Sci. Publ, 1978. 213 p.
- GUO, L.; ZHONGJIE, L.; XIE, P.; NI, L. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. **Aquaculture International**, v. 17, p. 229–241, 2009.
- HABERMAN, J.; HALDNA, M. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Võrtsjärvi. **J. Limnol.**, v. 73, n. 2, p. 263-273, 2014.
- KOROLEFF, F. Determination of ammonia. In: GRASSHOFF, K. & ALMGREEN, T. **Methods of seawater analysis**. German: Verlag Chemie Weinheim, 1976. p.126-133.
- KOSTE, W. **Rotatoria, die Rädertiere Mitteleuropas: Überordnung onogononta: ein Bestimmungswerk**. Berlin: Gebrüder Borntraeger, 1978.
- KULIKOVA, T. P.; SYARKI, M. T. Effect of Anthropogenic Eutrophication on Zooplankton Distribution in Kondop+.-oga Bay of Lake Onega. **Water Resources**, v. 31, n. 1, p. 85–91, 2004.
- LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Morfometria e qualidade de água em viveiros sequenciais de criação de peixes: Centro de Aquicultura, Jaboticabal, SP. **BIOS, Cadernos de Departamento de Ciências Biológicas da PUC Minas**, v. 12, n.12, p. 21-27, 2004.

- MATSUMURA-TUNDISI, T. Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 46, p. 527-553, 1986.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., & TUNDISI, J. G. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. **Hydrobiologia**, v. 504, n. 1-3, p. 215-222, 2003.
- MELÃO, MGG.; ROCHA, O. Productivity of zooplankton in a tropical oligotrophic reservoir over short periods of time. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 27, p. 2879-2887, 2000.
- NEVES, I.F.; ROCHA, O.; ROCHE, K. F.; PINTO, A. A. Zooplankton community structure of two marginal lakes of the river Cuiabá (Mato Grosso, Brazil) with analysis of Rotifera and Cladocera diversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, p. 329-343, 2003.
- NOGUEIRA, M.G., REIS-OLIVEIRA, P.C.; BRITTO, Y.T. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE-Brazil). **Limnetica**, v. 27, p. 151- 170, 2008.
- NUSCH, E. A. Comparison of different method for chlorophyll and pheopigments determination. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 14, p. 14-36, 1980.
- PAGANO, M. Feeding of tropical cladocerans (*Moina micrura* e *Diaphanosoma excisum*) and rotifer (*Brachionus calyciflorus*) on natural phytoplankton: effect of phytoplankton size structure. **Journal of Plankton Research**, n. 30, v. 4, p. 401-414, 2008.
- PERBICHE-NEVES, G., SAITO, V. S., PREVIATTELLI, D., DA ROCHA, C. E., & NOGUEIRA, M. G. Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents? **Ecological Indicators**, v. 70, p. 340-347, 2016.
- PERBICHE-NEVES, G., FILETO, C., LAÇOPORTINHO, J., TROGUER, A.; SERAFIM-JÚNIOR, J. Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 41, n. 1, p. 138-149, 2013.
- PIELOU, E. C., 1975. Ecological diversity. John Wiley, New York. 165 pg.
- PINTO-COELHO, RM., BEZERRA-NETO, JF.; MORAIS-JUNIOR, CA. 2005. Effects of Eutrophication on Size and Biomass of Crustacean Zooplankton in a Tropical Reservoir. *Brazilian Journal Biology*, vol. 65, no. 2, p. 325-338, 2005.
- REID, J. W. The cyclopoid copepods of a wet campo marsh in central Brazil. **Hydrobiologia**, v. 153, n. 2, p. 121-138, 1987.
- REID, JW. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sul-americanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim de Zoologia**, v. 9, p. 17-143, 1985.
- RIETZLER, A.C., MATSUMURA-TUNDISI, T; TUNDISI, J.G. Life cycle, feeding and adaptive strategy implications on the co-occurrence of *Argyrodiaptomus furcatus* and *Notodiaptomus iheringi* in Lobo-Broa reservoir (SP, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 1, p. 93-105, 2002.

- SCHMIT, O.; ROSSETTI, G.; VANDEKERKHOVE, J.; MEZQUITA, F. Food selection in *Eucyprisvirens* (Crustacea: Ostracoda) under experimental conditions. *Hydrobiologia*, v. 585, p. 135-140, 2007
- SENDACZ, S.; KUBO, E. Copepoda (Calanoida e Cyclopoida) de reservatórios do Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 9, p. 51-89, 1982.
- SHAH, J. A.; PANDIT, A. K. e SHAH, G. M. Copepoda community of freshwaters: A review. **American Advances Journal of Biological Sciences**, v. 2, n 5, p. 168-174, 2016.
- SILVA, W. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Taxonomy, ecology and geographical distribution of the species of the genus *Thermocyclops* Kiefer, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) in São Paulo State, Brazil, with description of a new species. **Braz. J. Biol.**, v. 65, n. 3, p. 521-531, 2005.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; COLUS, D. Estrutura da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica em dois viveiros de cultivo semi-intensivo de peixes (Jaboticabal, São Paulo, Brasil). **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 10, p. 51-64, 1997.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DURIGAN, P. A.; BERCHIELLI-MORAIS, F. A.; MILLAN, R. N. Influence of inlet water on the biotic and abiotic variables in a fish pond. **Braz. J. Biol.**, v. 77, n. 2, p. 277-283, 2017.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; DONADON, A.R.V.; MILLAN, R.N. Water quality and plankton populations in an earthen polyculture pond. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n.4, p. 1-11, 2011.
- TIBÚRCIO, V.G., ARRIEIRA, R.L., SCHWIND, L.T.F., BONECKER, C.D.C.; LANSAC-TÔHA, F.A. Effects of nutrients increase on the copepod community of a reservoir using cage. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 27, n. 3, p. 265-274, 2015.
- WARD, J. H. Hierarchical grouping to optimize an objective function. **Journal of the American Statistical Association**, v. 58, n. 236, 1963