



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL



**EFEITOS DA FERTILIZAÇÃO COM RESÍDUOS DA ALFACE (*Lactuca sativa* L.)
NAS CRACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA EM
VIVEIROS DE CRIAÇÃO EXTENSIVA DE TILÁPIAS (*Oreochromis niloticus* L.)**

EMERSON GIULIANO PALACIO FAVARO

JABOTICABAL – SP

2010



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL



**EFEITOS DA FERTILIZAÇÃO COM RESÍDUOS DA ALFACE (*Lactuca sativa* L.)
NAS CRACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DA ÁGUA EM
VIVEIROS DE CRIAÇÃO EXTENSIVA DE TILÁPIAS (*Oreochromis niloticus* L.)**

EMERSON GIULIANO PALACIO FAVARO

Orientadora: Profa. Dra. Lúcia Helena Sipaúba-Tavares

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Aquicultura.

JABOTICABAL – SP

2010

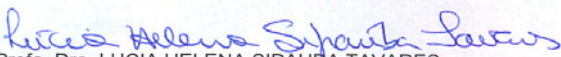
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "Efeitos da fertilização com resíduos da alface (*Lactuca sativa*) nas características físico-químicas e biológicas da água em viveiros de criação extensiva de tilápia (*Oreochromis niloticus*)".

AUTOR: EMERSON GIULIANO PALACIO FAVARO

ORIENTADORA: Profa. Dra. LUCIA HELENA SIPAUBA TAVARES

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR em AQUICULTURA , pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. LUCIA HELENA SIPAUBA TAVARES

Laboratório de Liminologia e Produção de Plancton - Centro de Aquicultura da UNESP / CAUNESP



Prof. Dr. RAOUL HENRY

Departamento de Zoologia / Instituto de Biociências de Botucatu



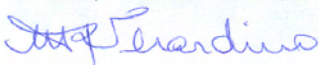
Prof. Dr. JOAO BATISTA KOCHENBORGER FERNANDES

Laboratório de Reprodução de Peixes Ornamentais - Centro de Aquicultura da UNESP / CAUNESP



Profa. Dra. FABIANA PILARSKI

Centro de Aquicultura da UNESP, CAUNESP



Profa. Dra. MARCIA REJANE DE CARVALHO HOMEM VERARDINO

Instituto Taquaritinguense de Ensino Superior

Data da realização: 17 de março de 2010.

AGRADECIMENTOS

À Profa. Dra. Lúcia Helena Sipaúba Tavares, pela oportunidade, ensinamentos oferecidos e pela importante contribuição na minha formação profissional e pessoal.

Aos professores do corpo docente da FCAV/UNESP, pelas sugestões e comentários, e cujas personalidades, métodos e amizades contribuíram em minha formação acadêmica.

Ao Diretor Paulo Carnie pela permissão do desenvolvimento do projeto Colégio Técnico Agrícola e aos funcionários.

Aos amigos do Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton, Aline, Cecília, Daniela, Fernanda, Flávia, Helen, Ludmilla, Mayhara, Missae, Moira, Pedro, Rodrigo, Samuel, Tatiana, que participaram nas análises laboratoriais e/ou nas campanhas em campo.

Aos funcionários do CAUNESP, que contribuíram nas diversas etapas desta pesquisa.

À secretaria da Pós-graduação do Caunesp, Veralice Cappatto pela ajuda e apoio durante o período de doutoramento.

Aos colegas de pós-graduação pela convivência durante o período de doutoramento.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudo concedida.

ÍNDICE

Lista de figuras	6
Lista de tabelas	7
Resumo	10
Abstract	10
Considerações iniciais	11
CAPÍTULO I	
1. Introdução Geral	14
2. Área de Estudo	23
3. Manejos dos Viveiros	25
4. Objetivos	26
5. Referências	26
CAPÍTULO II	
QUALIDADE DA ÁGUA EM VIVEIROS DE CRIAÇÃO EXTENSIVA DE TILÁPIA (<i>OREOCHROMIS NILOTICUS</i> L.) FERTILIZADOS COM RESÍDUOS DE ALFACE (<i>LCTUCA SATIVA</i> L.)	
Resumo	37
Abstract	38
Introdução	49
Materiais e Métodos	
Viveiros estudados	40
Amostragem e variáveis mensuradas	41
Balanço parcial do nitrogênio inorgânico (Ni) e fósforo total (PT)	41
Análises estatísticas	42
Resultados	
Qualidade da água	43
Qualidade do sedimento e transparência da água	46
Análise de fator	46
Balanço parcial do nitrogênio inorgânico (Ni) e fósforo total (PT)	50
Discussão	52
Conclusões	55
Agradecimentos	56

Referências	56
-------------------	----

CAPÍTULO III

Efeito das estações de chuva e seca na dinâmica do plâncton em viveiros de criação extensiva de tilápias (*Oreochromis niloticus*) fertilizados com resíduos de alface

Resumo	59
Abstract	60
Introdução	60
Materiais e Métodos	
Área de estudo e amostragem	61
Manejo dos viveiros	63
Amostras da água	62
Análises estatísticas	63
Resultados	64
Discussão	71
Conclusão	74
Agradecimentos	74
Referências	74
Considerações finais	78

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1.** Imagem de satélite dos viveiros do Colégio Técnico Agrícola da FCAV/UNESP, Jaboticabal, SP. Viveiros de estudo sinalizados: P=270m²; M=300 m²; G=370 m². Fonte: Google Earth. 24
- Figura 2.** Variação do volume (mm) da precipitação durante o período de estudo, Jaboticabal, SP. Novembro 2006 a Outubro 2007. Fonte: Estação Agroclimática da Universidade Estadual Paulista, Campus Jaboticabal (FCAV/UNESP). 24

CAPÍTULO II

- Figura 1.** Variação sazonal da clorofila-a (CFL), pH, alcalinidade (ALC), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (T) dos viveiros (P, M e G) ao longo do período de estudo. 44
- Figura 2.** Variação sazonal da amônia (NH₄), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), ortofosfato (PO₄) dos viveiros (P, M e G) ao longo do período de estudo. 45
- Figura 3.** Variação sazonal do fósforo (P_{sed}), nitrogênio (N_{sed}) e matéria orgânica (M_{Osed}) no sedimento e transparência da água dos viveiros (P, M e G) ao longo do período de estudo. 47
- Figura 4.** Concentrações do nitrogênio inorgânico e fósforo total da água de entrada (Conc.E) e efluente (Conc.S) do sistema de viveiros ao longo do período de estudo. 51

CAPÍTULO III

- Figura 1.** Densidade (ind.L⁻¹ x 10³) dos grupos fitoplanctônicos nos três viveiros (P, M e G) ao longo do ano. 66
- Figura 2.** Densidade (ind.L⁻¹ x 10³) dos grupos zooplanctônicos nos três viveiros (P, M e G) ao longo do ano. 69

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II

- Tabela 1.** Análise de fator, ANOVA e comparações de Duncan das médias para os parâmetros da qualidade da água e sedimento nos viveiros (P, M e G) ao longo do período de estudo. 49
- Tabela 2.** Estimativa robusta do balanço parcial de massa do nitrogênio inorgânico e fósforo total na água de abastecimento (entrada) e efluente dos viveiros e fertilizante (alface) durante período de estudo. 52

CAPÍTULO III

- Tabela 1.** Composição específica e frequência (F) dos diferentes taxa fitoplanctônicos nas estações de chuva (CH) e seca (SC) nos três viveiros estudados (P, M e G), onde: + = presente; - = ausente; ● = constante; ○ = comum e ∅ = raro. 65
- Tabela 2.** Composição específica e frequência (F) dos diferentes taxa zooplanctônicos nas estações de chuva (CH) e seca (SC) nos três viveiros estudados (P, M e G), onde: + = presente; - = ausente; ● = constante; ○ = comum e ∅ = raro. 68
- Tabela 3.** Resultados da análise de fator, ANOVA e comparações múltiplas de Duncan para as médias dos taxa planctônicos. 70
- Tabela 4.** Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais e os grupos fitoplanctônicos (N=24; DF=23; $p < 0,05$). 71

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito das estações de chuva (fluxo contínuo) e seca (fluxo não contínuo) nas relações entre os processos físico-químicos e biológicos da água e nas características do sedimento de viveiros de criação extensiva de tilápias (*O. niloticus*), fertilizados com resíduos de alface (*L. sativa*). Nos meses chuvosos, os valores de amônia, nitrito e nitrato da água e matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no sedimento aumentaram significativamente ($p < 0,05$). Nos meses secos, os valores do orto-fosfato, *Corofila-a*, pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido aumentaram significativamente ($p < 0,05$). O fluxo contínuo da água nos meses chuvosos carregou maior quantidade de partículas suspensas para o interior dos viveiros, reduzindo a penetração de luz, provocando a re-suspensão do sedimento, com correspondente aumento de substrato para a nitrificação na coluna da água. A re-suspensão do sedimento afetou os processos de mineralização na interface água-sedimento, contudo a nitrificação resultou em maior disponibilidade de nitrato e menor de nitrito. A maior concentração de partículas suspensas na água limitou o desenvolvimento fitoplanctônico. O fluxo não contínuo da água nos meses secos promoveu a sedimentação das partículas suspensas e mineralização da matéria orgânica no sedimento com correspondente liberação de nutrientes para a água. Adicionalmente, a aplicação dos resíduos de alface na taxa de 0,8 kg peso seco semana⁻¹ promoveu os processos de mineralização no sedimento e atividade microbiana. Em média, as concentrações do nitrogênio inorgânico e fósforo total diminuíram em 48,5% e 43,7%, respectivamente, através dos viveiros (entrada-saída). Foram retidos nos viveiros 82% do N e 48% do P fornecidos pelo fertilizante (alface) e água de entrada. A ecologia dos viveiros foi dominada pelas alterações no tempo, fortemente relacionada aos processos de mineralização no sedimento do fundo, nitrificação na coluna da água e desenvolvimento da biomassa algal. A renovação contínua da água nos meses chuvosos aumentou a turbidez por partículas suspensas nos viveiros, reduziu a penetração de luz e promoveu a re-suspensão do sedimento e

a nitrificação na coluna da água. A re-suspensão afetou os processos de mineralização no sedimento. A água nos meses secos promoveu a sedimentação das partículas suspensas e mineralização da matéria orgânica no sedimento com correspondente liberação de nutrientes para a água. A reciclagem de nutrientes através dos processos de sedimentação e mineralização no sedimento, em adição à assimilação dos nutrientes pelo alto teor de clorofila-a, contribuíram para a redução dos nutrientes no efluente. O fluxo de água foi importante determinante na biomassa e composição do plâncton. A comunidade fitoplanctônica foi favorecida pelos eventos de precipitação nos meses chuvosos devido ao aporte de nutrientes carregados na água de entrada e nos meses secos pelos nutrientes disponibilizados a partir do sedimento. Nos meses chuvosos, quando o fluxo foi contínuo e intenso, as espécies com curto tempo de desenvolvimento (Rotifera) foram predominantes, favorecidas pelas condições lólicas no interior dos viveiros. Nos meses secos, as condições de fluxo não contínuo e menos intenso, os Crustacea (Cladocera e Copepoda) foram predominantes, favorecidos pelas condições lênticas dos viveiros.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the effect of dry and rainy seasons on physical, chemical and biological parameters of tilapia (*O. niloticus*) fishponds manured with salad lettuce (*L. sativa*) wastes. NH_4 , NO_2 and NO_3 rates increased ($p < 0.05$) during the continuous flow. Organic matter, nitrogen and phosphorus rates in the sediment increased similarly ($p < 0.05$). In the case of non-continuous flow, PO_4 , chlorophyll-a, pH, alkalinity and dissolved oxygen rates increased. Cladocera and Copepods were predominant and associated with conditions of non-continuous flow whereas the Rotifera were associated with continuous flow conditions. Water continuous flow during the rainy period increased the amount of suspended particles in the breeding pools, decreased light penetration and caused the re-suspension of sediment and nitrification in the water column. Although re-suspension jeopardized the mineralization in the sediment, nitrification caused an increase in NO_3 and a decrease in NO_2 . Less sedimentation of particles restricted phytoplankton development. Intermittent water flow during the dry months caused sedimentation of suspended particles and the mineralization of organic matter in the sediment, coupled to a corresponding release of nutrients in the water. Further, the application of lettuce wastes was an asset to the mineralization in the sediment and enriched microbial activity. Concentrations of inorganic nitrogen and total phosphorus were reduced by 48.5% and by 43.7% through the breeding pools (entrance-exit), respectively. Further, 82% of Nitrogen and 48% of Phosphorus provided to the fertilizer (lettuce) and entrance water were retained in the breeding pools. Consequently, extensive tilapia breeding functioned as a drain for solids and nutrients in the breeding pools' water exit.

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Três aspectos fundamentais interligados na consolidação da aquicultura são: grande produção de biomassa, produtos com qualidade sanitária e uso dos recursos naturais dentro de um conceito de sustentabilidade. Os produtores necessitam obter maior produtividade em um curto período de tempo para atender a demanda de pescado. Os itens alimentares devem ser produzidos em ambientes de criação saudáveis, livres de poluentes e patógenos para a espécie-alvo e os consumidores. A produção deve ser feita de forma a manter o equilíbrio entre exploração e conservação dos recursos naturais. A união desses três pilares permite uma relação positiva entre a produção de alimentos e o balanço custo-benefício das intervenções sócio-ambientais potencializando a utilização dos recursos naturais de maneira sustentável.

Uma alternativa para o desenvolvimento da aquicultura dentro de um modelo que leva em consideração os conflitos entre produção, equilíbrio ambiental e desenvolvimento é o emprego do manejo racional dos viveiros. Para tornar efetiva a obtenção e manutenção da qualidade do ambiente de criação, garantindo maior produção de biomassa dentro de um sistema racional, são importantes, o controle do manejo empregado e os aspectos ecológicos e biológicos do sistema de criação.

Esse conjunto de informações passará a ser entendido como ferramenta de planejamento para decisões ou escolhas acerca das melhores alternativas para o aproveitamento dos recursos locais disponíveis. O manejo aquícola adequado se refere ao ato de intervir por meio de um conjunto de técnicas e práticas executadas em sucessões ordenadas, compatíveis aos tipos de sistemas de criação e necessárias para manter a qualidade da água e diminuir o potencial poluidor dos efluentes. Dessa forma, mantendo o ambiente de criação saudável para maximizar a produção.

A adoção de manejos ecologicamente mais eficientes tem sido eficazes e praticáveis em Auburn (USA), diminuindo as perdas produtivas e os custos operacionais com a qualidade da água, ao mesmo tempo, resultando em produtos com melhor qualidade, reduzindo o consumo de água e resíduos liberados nos

efluentes desses sistemas. Em consenso, é aceito que o desenvolvimento da aquicultura exige a aplicação de manejo adequado e eficiente, considerando as condições locais, os insumos disponíveis e os objetivos do empreendimento.

Dentro desse enfoque, a pesquisa objetivou avaliar a eficiência do uso dos viveiros de peixes para a produção em pequena escala com base nas condições locais e nos recursos disponíveis. Foi realizado o acompanhamento do manejo de rotina dos viveiros do Colégio Técnico Agrícola José Bonifácio da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP (Jaboticabal, SP), simulando as possibilidades de utilização dos descartes de hortaliças para a fertilização da água desses viveiros. Baseado nos dados coletados a partir do monitoramento das variáveis de qualidade de água, os principais processos ecológicos ocorrendo nos viveiros foram identificados. O trabalho está constituído de três capítulos: o primeiro contém uma introdução geral sobre a aquicultura, o segundo capítulo aborda o papel do sedimento na qualidade da água em resposta ao fluxo contínuo (época chuvosa) e não contínuo (época seca) da água dos viveiros e apresenta balanço parcial de massa do nitrogênio e fósforo; no terceiro capítulo, a dinâmica da comunidade planctônica foi verificada em relação às estações de chuva e seca.

Capítulo I

1. INTRODUÇÃO GERAL

Diversas ocorrências simultâneas favoreceram a expansão da aquicultura, entre elas, avanços tecnológicos para implantar unidades de criação em áreas relativamente pequenas, a melhor compreensão da biologia e nutrição das espécies utilizadas na aquicultura e a necessidade de diminuir a exploração dos estoques naturais. Nas últimas décadas, a aquicultura é o setor produtivo de maior expansão. O relatório da FAO (2009) considera que sua contribuição para o suprimento global de peixes, crustáceos, moluscos e outros animais aquáticos, cresceu de 3,9% para 36% do total da produção em peso entre 1970 e 2006. Neste período, a produção aquícola contribuiu com 47% (51,7 milhões de toneladas) do fornecimento de peixes para consumo, representando uma taxa anual de crescimento de 7%, gerando uma receita de US\$ 78,8 bilhões. O reconhecimento da carne de peixe como excelente fonte de proteína refletiu no consumo per capita de pescado. O fornecimento per capita mundial aumentou de 0,7kg em 1970 para 7,8kg em 2006, representando uma taxa média de crescimento de 6,9% ao ano.

Esta acentuada demanda fez com que a produção de peixes em um curto período de tempo seja de extrema importância. Na busca pelo aumento rápido da produção e rentabilidade, a indústria aquícola está intensificando os sistemas de criação. A intensificação exige adição em maior quantidade de fertilizantes, adubos e alimentos externos (Gomiero *et al.*, 1997).

Este modelo de produção gera grande quantidade de resíduos (Boyd, 1990; Porrello *et al.*, 2003). Isto ocorre porque o aproveitamento da matéria e energia adicionadas é menor do que a quantidade total inicialmente aplicada, tendo perda de nutrientes para o ecossistema (Papatryphon *et al.*, 2005).

Para Boyd (2000), a matéria orgânica origina-se principalmente dos resíduos metabólicos dos organismos e alimentos não consumidos. Dentro dos resíduos metabólicos, Bergheim & Brinker (2003) citam a amônia, uréia e os fosfatos. Elementos residuais decorrentes de produtos químicos, herbicidas, inseticidas e

antimicrobianos utilizados na profilaxia, controle de enfermidades e fertilização dos viveiros foram também apontados por Black (2001) e Read & Fernandes (2003).

O acúmulo desses resíduos na coluna d'água e no sedimento incrementam a fertilização do viveiro e causam mudanças bruscas em seus componentes bióticos e abióticos, levando à degradação da qualidade da água (Perschbacher, 1996; Boyd & Queiroz, 2001; Martinez-Cordova *et al.*, 2002). Alterações significativas dos parâmetros limnológicos dos viveiros foram observadas como consequência do arraçoamento excessivo no período de maior produção de peixes (Sipaúba-Tavares, 1995; Sipaúba-Tavares *et al.*, 2003). Martinez-Cordova *et al.* (2002) apontaram aumento significativo da carga de matéria orgânica na água e no sedimento em função do regime alimentar estabelecido inadequadamente.

Com o passar do tempo, dependendo das taxas de acúmulo e decomposição, a matéria orgânica aumenta antes ocorra estabilidade do sedimento. A matéria orgânica é convertida pela ação microbiana em gás carbônico, amônia, fosfatos e outras substâncias dissolvidas (Pillay, 1992). A decomposição da matéria orgânica eleva os níveis de resíduos tóxicos. Ocorre aumento nas concentrações de amônia, metano e enxofre (Martinez-Cordova *et al.*, 2002). Conjuntamente, ocorre a redução da concentração de oxigênio dissolvido gerada pela alta demanda bioquímica de oxigênio (Rodrigues, 2000). A baixa concentração de oxigênio dissolvido (Diana *et al.*, 1991) e os níveis crônicos de amônia (Boyd 1990; Hargreaves & Kucuk, 2001; Porrello *et al.*, 2003) retardam a taxa de crescimento e provocam a mortalidade dos peixes. Frances *et al.* (2000) relataram redução de 5% no crescimento de juvenis de perca (*Bidyanus bidyanys*) expostos à concentrações de amônia acima de 0,06 mg.L⁻¹. O nitrito gerado devido à incompleta oxidação da amônia ao nitrato (Atwood *et al.*, 2001) é altamente tóxico para peixes (Doblender & Lackner, 1996).

Elevadas concentrações de nutrientes estão associadas com a biomassa de produtores primários. Weeb (1981) verificou que as formas dissolvidas de nitrogênio e fósforo podem ser assimiladas tanto pelas algas como pelas bactérias. O plâncton

responde rapidamente às flutuações das variáveis ambientais (Margalef, 1983), conseqüentemente, no aumento significativo da abundância de algumas comunidades planctônicas (Guo & Li, 2003; Sarà, 2007a). Diversas espécies de cianobactérias, clorofíceas, euglenofíceas apresentam crescimento rápido em curto período de tempo, caracterizado por grande quantidade de células, filamentos ou colônias (Wehr & Sheath, 2003; Sant'Anna *et al.* 2006).

A decomposição do resíduo orgânico favorece a liberação de orto-fosfato e nitrogênio inorgânico do sedimento (Boyd, 1995; Shrestha & Lin, 1996). Os nutrientes liberados para a coluna d'água aumentam a disponibilidade de nutrientes inorgânicos para taxas mais elevadas de síntese fitoplanctônica e resulta em mais biomassa algal e matéria orgânica decantando para o sedimento. A taxa fotossintética fornece oxigênio para a decomposição e o ciclo continua em taxas crescentes ao longo do tempo (Muendo *et al.*, 2006).

Conforme este ciclo se intensifica, ocorrem alterações na composição, estrutura e taxa de crescimento da comunidade fitoplanctônica (Carvalho, 2003), apresentando diferentes abundâncias e riqueza de espécies em relação ao grau de eutrofização (Domingos, 1993). Em resposta, a produção secundária sofre alterações na composição específica e na densidade de cada espécie (Esteves, 1998).

As flutuações na produção primária e secundária refletem na estrutura e dinâmica da comunidade planctônica (Karabin *et al.*, 1997; Pinto-Coelho, 1998). Espécies ausentes em determinados sistemas são encontradas em decorrência da eutrofização (Matsumura-Tundisi, 1999) e pela exclusão das demais espécies devido à competição por recursos (Khan & Ansari, 2005). A dominância, abundância ou elevada frequência de ocorrência de algumas espécies podem ser utilizadas como bioindicadores da qualidade ambiental (Beyruth, 2000; Carvalho, 2003). Os ambientes eutrofizados são caracterizados por baixa concentração de oxigênio no hipólímnio (Calijuri *et al.*, 1999), proliferação repentina de cianobactérias, clorofíceas, euglenofíceas, diatomáceas, dinoflagelados (Sant'Anna *et al.* 2006; Wehr & Sheath

2003), rotíferos em abundância elevada, seguidos de copépodes e cladóceros (Sipaúba-Tavares & Colus, 1997; Sipaúba-Tavares & Braga, 1999).

As cianobactérias destacam-se entre as algas de interesse sanitário por produzirem ampla gama de toxinas (Carmichael, 1992; Codd, 1995; Chorus & Bartram, 1999) à saúde dos consumidores (Albay *et al.* 2003) e aos animais criados (Bell & Codd, 1994; Carmichael, 1994). A produção de neurotoxinas (anatoxina e saxitoxina) e hepatotoxinas (microsistina) tem sido descrita para cepas e espécies de *Planktothrix*, *Microcystis*, *Anabaena* e *Nostoc* (Codd, 1995; Sivonen & Jones, 1999). Florações das espécies *Anabaena spiroides* e *Microcystis aeruginosa* foram associadas com a mortalidade de peixes em pesque-pague (Eler *et al.*, 2001). Assim, a eutrofização também favorece o estabelecimento de condições adequadas para a manifestação de enfermidades (Piedrahita, 1994; Boeger & Guimarães, 1999). Davis & Koop (2006) salientam que as florações causam prejuízos relevantes nas atividades aquícolas.

Como forma de controlar o crescimento acentuado de organismos microbianos e fitoplanctônicos, e também, as condições higiênicas e as infecções nos peixes criados em tanques, quantidades relevantes de agentes químicos com metais pesados, antibióticos, desinfetantes e fungicidas são aplicados nos sistemas de criação (Barton & Iwama, 1991; Sapkota *et al.*, 2008). O uso de compostos químicos para eliminar ou controlar as enfermidades e as florações algais levanta preocupações ambientais quanto à toxicidade direta dos compostos aos organismos alvos e nativos com relação às cepas patogênicas resistentes aos compostos e, a extensão de tempo que os mesmos permanecem ativos no ambiente.

Adicionalmente, os tipos e quantidades precisas dos contaminantes químicos presentes nos sistemas de criação não estão claros e os resíduos subsequentes nos itens alimentares não são completamente conhecidos nas escalas local, nacional e global (Sapkota *et al.*, 2008). Consequentemente, a magnitude dos impactos decorrentes na saúde humana e sanidade dos produtos é difícil ser avaliada. Isto é ainda complicado pelo fato de que existem diferenças substanciais nas práticas

aquícolas entre os países desenvolvidos e em desenvolvimento, onde ocorre a maior parte da produção global. Os dados considerando os efeitos na sanidade dos produtos e na saúde humana disponíveis atualmente são gerados e limitados aos países desenvolvidos o que torna difícil generalizar as conclusões científicas (Howgate, 1998).

O intenso uso profilático e terapêutico de antibióticos pode levar a elevadas concentrações de resíduos desses compostos nos viveiros, sedimentos, produtos, populações naturais e outros ambientes aquáticos naturais que são impactados pelas unidades aquícolas (Samuelsen *et al.*, 1992; Hektoen *et al.*, 1995; Kerry *et al.*, 1996; Alderman & Hastings, 1998; Guardabassi *et al.*, 2000; Le & Munekage, 2004; Koeypudsa *et al.*, 2005; Cabello, 2006).

Um número crescente de estudos têm também documentado o aumento de bactérias resistentes aos antibióticos nos ambientes de criação e próximo deles. (Samuelsen *et al.*, 1992; Alderman & Hastings, 1998; Wegener *et al.*, 1999; Schmidt *et al.*, 2000; Aarestrup, 2000; Petersen *et al.*, 2002; Miranda & Zemelman, 2002; Miranda *et al.*, 2003; Petersen & Dalsgaard, 2003). Alguns estudos têm estabelecido a relação entre viveiros tratados com antibióticos e aumento de bactérias resistentes isoladas nestes sistemas (McPhearson *et al.*, 1991).

Em algumas situações, principalmente em países em desenvolvimento, onde ocorre a maior parte da produção aquícola, materiais adicionais como águas residuais, excremento humano e animal são também utilizados (WHO, 2006) para alimentar diretamente os peixes e fertilizar os viveiros para crescimento de organismos fotossintéticos (Little & Edwards, 1999; Peterson *et al.*, 2002). Esta prática de produção levanta preocupações em relação à qualidade dos produtos produzidos e à saúde humana.

A renovação contínua da água também é empregada para recuperar a qualidade do ambiente de criação (Boyd, 2005). A água de renovação com baixa qualidade pode causar problemas como o florescimento de algas e redução de oxigênio (Stanley,

2000). A procura por água de abastecimento com parâmetros limnológicos satisfatórios faz com que as unidades aquícolas captem água de nascentes ou desviem o curso de águas naturais públicas. Conseqüentemente, estes empreendimentos situam-se próximos ou dentro das áreas de proteção de mananciais, áreas de drenagem referentes aos mananciais, cursos e reservatórios de água e demais recursos hídricos utilizados para abastecimento público.

A concentração das unidades nestas áreas ou próximo delas pede atenção quanto ao direcionamento dos seus efluentes. Todos os materiais utilizados ou produzidos durante o processo de criação que não são incorporados pela biomassa são eliminados na forma residual (Cripps & Bergheim, 2000; Macedo & Sipaúba-Tavares, 2005). Os efluentes podem conter sólidos suspensos, nutrientes inorgânicos e orgânicos tanto dissolvidos como particulados e elevada demanda bioquímica de oxigênio (Hopkins *et al.*, 1995). O grande volume e aporte de resíduos presentes nos efluentes torna-os fonte de poluição para os corpos de água receptores (Boyd & Queiroz, 2001; Adler *et al.*, 2003; Boyd, 2003). A elevada complexidade de fontes de variação como tempo de residência antes do despejo, suprimento de alimento, grau de intensificação e nível de produção são fatores importantes nos impactos gerados pela aquicultura (Sarà, 2007a,b).

Os impactos documentados são devidos principalmente à introdução e liberação de nutrientes orgânicos e inorgânicos a partir de resíduos particulados e dissolvidos (Shilo & Sarig, 1989; Yoo *et al.*, 1995). A liberação de nutrientes promove aumento acentuado de sua concentração nos corpos receptores (Lin *et al.*, 1989; Porrello *et al.*, 2003).

As cargas excessivas de nutrientes têm sido correlacionadas com a produção primária excessiva e os processos de eutrofização das águas (Brunner, 1998; Jackson *et al.*, 2004) e hipereutrofização (Gowen & Bradbury, 1987). A produção de biomassa acima da capacidade do ecossistema de integrá-la no seu ciclo bioquímico (assimilação e decomposição) provoca acentuadas mudanças no metabolismo do

ecossistema (Margalef, 1983; Wetzel, 1983). A eutrofização tem diversas consequências negativas. Beveridge (1994) e Eler *et al.* (2001) relataram a mortalidade em grande escala e alteração da composição das espécies de peixes. Florações de algas e proliferação de bactérias eliminadoras de toxinas têm sido verificadas através de diversos estudos (Dawson, 1998; Sant'Ana & Azevedo, 2000, Becker *et al.*, 2004). A redução da biodiversidade (Agostinho *et al.*, 2005) e a alteração da estrutura das comunidades foram relatadas para rios e ribeirões (Marques & Barbosa, 2001; Martinelli *et al.*, 2002), reservatórios (Pinto-Coelho, 1998; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2003), lagunas (Esteves *et al.*, 2002) e lagos (Barbosa *et al.*, 1993).

A drenagem dos efluentes tem também aumentado a dispersão de agentes patogênicos, resíduos químicos incluindo antibióticos, compostos com metais, pesticidas e outros agroquímicos nas águas receptoras (Ackefors & Enell, 1992; Beveridge *et al.*, 1991).

Apesar dos impactos negativos estarem bem documentados, com os exemplos acima referenciados, a elevada complexidade de fontes de variação nas massas de água receptoras (Sarà, 2007a) dificulta as generalizações em uma escala temporal e geográfica maior (Sarà, 2007b). Read & Fernandes (2003) enfatizaram que a dinâmica dos resíduos na coluna de água depende das condições hidrográficas, topografia e geografia da área em questão e, o impacto ambiental destas substâncias depende da taxa em que são diluídos antes de serem assimilados pelo ecossistema. Desse modo, os danos podem ser mais intensos em áreas com restrito movimento de água (Midlen & Redding, 1998), ocorrendo tanto em regiões próximas da unidade aquícola ou a quilômetros do ponto de despejo (Silvert, 1992).

Embora exista considerável interesse no reuso, ou sistemas fechados de criação para minimizar os impactos gerados pelos efluentes, Boyd (2003) enfatiza que a maior parte da produção de peixes e camarões é conduzida em viveiros e utilizar sistemas de criação intensiva com recirculação de água, ou seja, sem efluentes é

economicamente inviável. O autor também adverte que os efluentes da aquicultura assemelham-se às fontes difusas de poluição, e os métodos tradicionais de tratamento de efluentes para fontes pontuais de poluição são difíceis ou impossíveis de serem empregados na aquicultura. Os despejos dos efluentes podem ser de um grande número de unidades ao longo de uma grande área e em intervalos e níveis irregulares (Stanley, 2000). Assim, a necessidade de reduzir a emissão dos resíduos nos efluentes e manter a melhor qualidade de água nos sistemas de criação é essencial para não prejudicar desenvolvimentos futuros.

Práticas de manejo necessárias para melhorar a qualidade d'água e diminuir o potencial poluidor dos efluentes, conduzindo de forma economicamente eficiente são necessárias e urgentes para uma aquicultura sustentável (Boyd & Queiroz, 2001).

Sipaúba-Tavares *et al.* (2002, 2003) e Sipaúba-Tavares & Braga (2008) recomendam o monitoramento frequente da qualidade d'água dos viveiros e uso de áreas alagáveis como estratégia de manejo racional da água. Como decorrência, as concentrações de nitrito, nitrato, amônia, matéria orgânica, sólidos suspensos, entre outros, dentro dos viveiros são controlados e mesmo reduzidos.

Para a remoção de resíduos sólidos dos efluentes, os tratamentos mecânicos de sedimentação e gradeamento são adequados para sistemas com renovação de água contínua (Bergheim & Brinker, 2003). A escolha entre os tratamentos deve considerar o fluxo de água, concentrações dos sólidos, dimensões dos tanques/viveiros, disponibilidade de área, custos operacionais e as regulamentações locais (Dumas & Bergheim, 2001). Aldon & Buendia (1998) citaram o uso de viveiros ou tanques para a sedimentação dos sólidos particulados e matéria orgânica. Boyd (2000) e Suresh & Zendejas (2000) consideram os viveiros/tanques de sedimentação uma maneira prática para tratar os efluentes de pequenos e grandes sistemas de criação. Na Noruega, Eikebrokk & Ulgenes (1993) apontaram que o gradeamento foi eficiente em 70% para os sólidos suspensos (SS), 40% para a demanda química de oxigênio (DQO), 57% para o fósforo total (PT) e 37% para o nitrogênio total (NT). Eichholz

(1997) e Rosch (2000) apresentaram resultados superiores para a redução de 100% e 95% para SS e 79% e 95% para PT, respectivamente. Os autores também relataram reduções de 49% e 20% para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅).

Em muitos sistemas de criação, a renovação de água não é necessária e pode não ser eficiente para a manutenção dos níveis adequados dos principais parâmetros limnológicos (Boyd & Tucker, 1998). Experimentos no “Waddell Mariculture Center” na Carolina do Sul (EUA) sugeriram que a renovação de água em sistemas intensivos de camarões pode ser reduzida (ou quase eliminada) sem sacrificar o crescimento ou a sobrevivência contanto que os níveis de oxigênios dissolvidos no período da manhã sejam mantidos (Browdy *et al.*, 1993; Hopkins *et al.*, 1995). Na Ásia, Lin (1995) também apresentou exemplos bem-sucedidos de redução nas trocas de água com ou sem o uso de aeração suplementar. Redução de 10% para 2,5% nas taxas de renovação diárias não apresentou diferenças significativas na sobrevivência e crescimento de camarões nos viveiros controles e experimentais no Equador (Calderon *et al.*, 1998). Para Boyd (2005), diminuindo a troca de água, aumentando o tempo de retenção no interior dos viveiros, possibilita a ação dos processos naturais para assimilarem os resíduos. Esta prática reduz o volume de efluentes e conseqüentemente, o lançamento de poluentes no meio ambiente.

O policultivo também tem sido empregado como uma forma para melhorar as condições dos sistemas produtivos (Mishra & Rath, 1999). Esta técnica combina espécies que necessitam de rações, espécies herbívoras e espécies filtradoras em um único viveiro, com uma abordagem de ecossistema balanceado (McVey *et al.*, 2002; Davenport *et al.*, 2003).

Há muitas práticas de manejo disponíveis para uso na aquicultura e é comum agrupá-las de acordo com determinadas operações ou objetivos, e os produtores adotam somente aquelas apropriadas para operações e locais específicos. Para a redução do volume dos efluentes e cargas de nutrientes podem ser listadas as seguintes práticas observadas nos trabalhos de Hopkins *et al.* (1995) e Dierberg &

Kiattisimkul (1996): a) reutilizar o efluente localmente ou direcionar para bacias de decantação ou brejos construídos; b) remover o lodo dos viveiros; c) esquemas de produção combinada; d) melhorar os regimes de fertilização e arraçamento = usar fertilizantes somente quando necessário para manter o crescimento do fitoplâncton e selecionar as taxas de arraçamento que não excedam a capacidade de assimilação dos viveiros; e) densidades de estocagem menores; f) taxa de renovação de água menor possível.

O manejo racional permite que os efluentes atinjam os padrões de qualidades de água exigidos pelas regulamentações (Boyd, 2003). Adicionalmente, algumas regulamentações são baseadas principalmente no uso de práticas ambientalmente responsáveis e as permissões requerem somente a aplicação do manejo racional (Gallagher & Miller, 1996). Com a crescente conscientização ambiental, produtos certificados com selos verdes ou outras formas de certificação indicando que foram produzidos dentro de padrões específicos agregam valores e trazem vantagens econômicas. De fato, diversas organizações têm sugerido sistemas de práticas de manejo para tornar a aquicultura mais responsável ambientalmente.

2. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido nos viveiros do Colégio Técnico Agrícola José Bonifácio (CTA), pertencente à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP-Jaboticabal (SP), localizados aproximadamente a 21°15'S e 48°18'O, com altitude média de 595 m (Figura 1). O clima da região, segundo classificação de Köpen, é do tipo Cwa, subtropical apresentando as estações distintas de chuva e seca (Volpe, 1989). Durante o período de estudo, a precipitação média nos meses chuvosos foi 230 mm e nos meses de seca foi 41,6 mm (Figura 2).



Figura 1. Imagem de satélite dos viveiros do Colégio Técnico Agrícola da FCAV/UNESP, Jaboticabal, SP. Viveiros de estudo sinalizados: P=270m²; M=300 m²; G=370 m². Fonte: Google Earth.

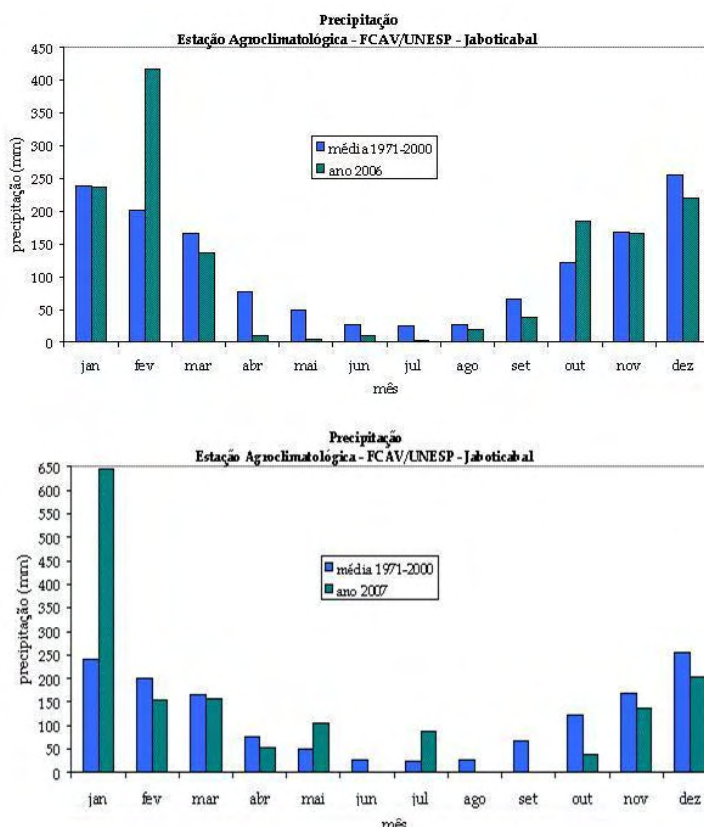


Figura 2. Variação da precipitação (mm) durante o período de estudo, Jaboticabal, SP (Novembro 2006 a Outubro 2007). Fonte: Estação Agroclimática da Universidade Estadual Paulista, Campus Jaboticabal (FCAV/UNESP).

3. MANEJO DOS VIVEIROS

Os três viveiros estudados apresentam área de 270m² (P), 300m² (M) e 370m² (G), com o sedimento contendo vegetação rasteira que não foi retirada quando os viveiros foram preenchidos com água, servindo como fertilização primária. Os viveiros foram abastecidos com 1 m de altura e, após sete dias, foram povoados com juvenis sexualmente revertidos em densidades de 0,11; 0,10 e 0,08 peixe/m² (aproximadamente 15 g/peixe). O estudo foi conduzido durante um ano (novembro 2006 a outubro 2007) e a remoção dos peixes foi feita para cada viveiro em dias alternados no final do período. A drenagem dos viveiros não foi completa, mantendo aproximadamente 10 cm de água dentro dos viveiros.

Os peixes foram alimentados com resíduos alface da produção hidropônica do CTA que foram adicionados nos viveiros sem processamento prévio para enriquecimento da produção de alimento natural e como fonte de alimento para consumo direto pelas tilápias. As adições de alface foram feitas no início da manhã durante todo o período de criação, espalhando a alface na superfície dos viveiros em quantidade de aplicação de 0,8 kg peso seco.semana⁻¹ viveiro⁻¹, totalizando 1.330 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

Os viveiros receberam por gravidade o efluente de um outro viveiro de criação de peixes. De acordo com Lachi & Sipaúba-Tavares (2008), este viveiro, que abastece os três viveiros estudados, possui elevadas concentrações de nutrientes e matéria orgânica e a composição predominante do fitoplâncton são gêneros pertencentes à classe Chlorophyceae. O efluente desse viveiro é canalizado para um registro de distribuição para controle da irrigação de plantações e direcionamento para uma pequena caixa coletora, o qual é distribuído separadamente para os viveiros estudados. A troca da água durante o período chuvoso foi realizada continuamente, formando um fluxo contínuo no interior dos viveiros. No período de seca, a troca da água dos viveiros foi feita 1-3 vezes por mês. Durante o período de estudo, a taxa de renovação da água calculada a partir do volume de descarga foi 2,5% do volume dos

viveiros por dia para os meses chuvosos e 1,0% para os meses secos. Esta diferença no manejo da troca de água nas duas estações é devido ao desvio da água de entrada dos viveiros para irrigação das plantações nos meses secos. O efluente dos viveiros de estudo é lançado em uma vala, formando um canal de água de aproximadamente 10-40 cm de profundidade e 200 m de comprimento antes de atingir o corpo receptor (córrego Jaboticabal).

4. OBJETIVOS

- Avaliar o efeito do fluxo de água nas propriedades do sedimento de fundo e parâmetros físico-químicos da água durante as estações de chuva e seca.
- Apresentar balanço parcial de massa do nitrogênio e fósforo em sistema de criação extensiva fertilizados com resíduos de alface.
- Avaliar o efeito do fluxo de água na estrutura e composição do plâncton durante as estações de chuva e seca.

5. REFERÊNCIAS

- Aarestrup, F. M. 2000. Occurrence, selection and spread of resistance to antimicrobial agents used for growth promotion for food animals in Denmark. *Acta Pathologica, Microbiologica et Immunologica Scandinavica - Supplementum*, 101: 1–48.
- Albay, M.; Akcaalan, R.; Tufekci, H.; Metcalf, J. S.; Beattie, K. A.; Codd, G. A. 2003. Depth profiles of cyanobacterial hepatotoxins (microcystins) in three Turkish freshwater lakes. *Hydrobiologia*, 505: 89-95.
- Ackefors, H.; Enell, M. 1992. Pollution loads derived from aquaculture: Land based and water based systems. In: *Workshop on Fish Farms Effluents and their Control in EC Countries*, Congress Center, Hamburg, 23-25 November 1992. Department of fishery Biology, Institute for Marine Science at the Christian Albrechts-University of Kiel, Kiel, pp. 3-4.
- Adler, P. R.; Summerfelt, S. T.; Glenn, D. M.; Takeda, F. 2003. Mechanistic approach to phytoremediation of water. *Ecological Engineering*, 20: 251-264.
- Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Gomes, L. C. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646-652.

- Alderman, D. J.; Hastings, T. S. 1998. Antibiotic use in aquaculture: development of antibiotic resistance-potential for consumer health risks. *International Journal of Food Science & Technology*, 33: 139–155.
- Aldon, E.; Buendia, R. 1998. Environment friendly practices in the aquafarm, SEAFDEC. *Asian Aquaculture*, 20(2): 22-27.
- Atwood, H. L.; Fontenot, Q. C.; Tomasso, J. R.; Isely, J. J. 2001. Toxicity of nitrite to Nile tilapia: Effect of fish size and environmental chloride. *North American Journal of Aquaculture*, 63: 49-51.
- Barbosa, F. A. R.; Rylands, A. B.; Oliveira, S. J. 1993. Drastic decrease in algal diversity caused by human impact on an urban lake in southeast Brazil. *Verhandlung internationale Vereinigung für Limnologie, Stuttgart*, 25: 939-941.
- Barton, B. A.; Iwama, G. K. 1991. Physiological changes in fish from stress in aquaculture with emphasis on the response and effects of corticosteroids. *Annual Review of Fish Diseases*, 1: 3–26.
- Becker, V.; Cardoso, L. de S.; Motta Marques, D. 2004. Development of *Anabaena Bory de Saint-Vincent* (Cyanobacteria) blooms in a shallow, subtropical lake in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 16 (4): 306-317.
- Bell, S. G.; Codd, G. A. 1994. Cyanobacterial toxins and human health. *Reviews in Medical Microbiology*, 5: 256–264.
- Bergheim, A.; Brinker, A. 2003. Effluent treatment for flow through systems and European Environmental Regulations. *Aquacultural Engineering*, 27: 61-77.
- Beveridge, M.C.; Phillips, M.J.; Clarke, R.M. 1991. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In: D. E. Brune & J. R. Tomasso (eds.). *Aquaculture and Water Quality*. Clemson University, USA.
- Beveridge, M. 1994. *Cage Aquaculture*. 2^a ed. Oxford. 443p.
- Beyruth, Z. 2000. Periodic disturbance, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiology*, 424: 51-65.
- Black, K. D. 2001. Environmental impacts of aquaculture. Sheffield, UK: Sheffield Academic Press, 214p.
- Boeger, W. A.; Guimarães, A. T. B. 1999. Manejo sanitário em piscicultura intensiva. *Anais do III Simpósio sobre Manejo e Nutrição de Peixes*. Campinas, SP. 41-51.
- Boyd, C. E., 1990. Water Quality in Ponds for Aquaculture. Alabama agricultural experiment station, Auburn University, Auburn, Alabama.
- Boyd, C. E. 1995. Bottom Soils, Sediment and Pond Aquaculture. Chapman & Hall, New York, USA, 348pp.
- Boyd, C. E. 2000. Water quality: introduction. Kluwer Academic Publishers,

- Massachusetts, 330p.
- Boyd, C. E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, 226: 101-112.
- Boyd, C. E. 2005. Water use in aquaculture. *World Aquaculture*, 36(3):12-15.
- Boyd, C. E.; Tucker, C. S. 1998. Pond aquaculture water quality management. Kluwer Academic Publishers, Boston.700p.
- Boyd, C. E.; Queiroz, J. 2001. Feasibility of retention structure, settling basins and best management practices in effluent regulation for Alabama Channel Catfish Farming. *Reviews in Fisheries Science*, 9 (2): 43-63.
- Browdy, C.; Holloway, J.; King, C.; Stokes, A.; Hopkins, J.; Sandifer, P. 1993. IHNV virus and intensive culture of *Penaeus vannamei*: effects of stocking density and water exchange rates. *Journal of Crustacean Biology*, 13: 87–94.
- Brunner, U. 1998. The biogeochemical cycles of phosphorus: a review of local and global consequences of the atmospheric input. *Technological and Environmental Chemistry*, 167: 171–188.
- Cabello, F. C. 2006. Heavy use of prophylactic antibiotics in aquaculture: a growing problem for human and animal health and for the environment. *Environmental Microbiology*, 8 (7): 1137–1144.
- Calderon, J., Enriquez, M., Griffith, D., 1998. Reduction of water exchange in Ecuadorian shrimp farms. In: Abstracts of the International Conference of the World Aquaculture Society, Las Vegas, Nevada, February. WAS, Baton Rouge, LA.
- Calijuri, M. C.; Deberdt, G. L.; Minoti, R. T. 1999. A produtividade primaria pelo fitoplankton na represa de Salto Grande. pp. 109-148. In: R. Henry (ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDBIO/FAPESP, Botucatu. 779 p.
- Carmichael, W. W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites: the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology*, 72: 445–459.
- Carmichael, W. W. 1994. The toxins of cyanobacteria. *Sci. Am.*, 270: 64–72.
- Carvalho, M. C. 2003. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo. 130p.
- Chorus, I.; Bartram, J. 1999. Toxic cyanobacteria in water. E. & FN. SPON, London. 416 p.
- Codd, G. A., 1995. Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance. *Water Science and Technology*, 32: 149–156.
- Cripps, S. J.; Bergheim, A. 2000. Solids management and removal for intensive land-

- based aquaculture production systems. *Aquacultural Engineering*, 22: 33-56.
- Davenport J., Black K., Burnell G., Cross T., Culloty S., Ekaratne S., Furness B., Mulcahy M.; Thetmeyer H. 2003. *Aquaculture: The Ecological Issues*. British Ecological Society, Blackwell, Oxford.
- Davis, J. R.; Koop, K. 2006. Eutrophication in Australian rivers, reservoirs and estuaries – a southern hemisphere perspective on the science and its implications. *Hydrobiologia*, 559: 23-76.
- Dawson, R.M. 1998. The toxicology of microcystins. *Toxican*, 36(7): 953-962.
- Diana, J. S.; Lin, C. K.; Schneeberger, P. J. 1991. Relationships among nutrients inputs, water nutrient concentrations, primary production, and yield of *Oreochromis niloticus* ponds. *Aquaculture*, 92: 323-341.
- Dierberg, F.; Kiattisimkul, W. 1996. Issues, impacts and implications of shrimp aquaculture in Thailand. *Environmental Management*, 20, 649–666.
- Doblender, C.; Lackner, R. 1996. Metabolism and detoxication of nitrite by trout hepatocytes. *Biochimica et Biophysica Acta - General Subjects*, 1289: 270-274.
- Domingos, M. D. 1993. Heterogeneidade espacial (horizontal) da Represa do Guarapiranga (São Paulo) e a distribuição da comunidade zooplanctonica. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 155p.
- Dumas, A.; Bergheim, A. 2001. Effluent treatment facilities and methods in fish farming: a review. *Bulletin of the Aquaculture Association of Canada*, 100-1: 33-38.
- Eichholz, B. 1997. Wirkungsweise eines Mikrosiebes zur Verbesserung der Ablaufwasserqualität einer Forellenanlage. Diploma thesis, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg, pp. 102, in German.
- Eikebrokk, B.; Ulgenes, Y. 1993. Characterization of treated and untreated effluents from land-based fish farms. In: Reinertsen, H., Dahle, L.A., Jørgensen, L., Tvinnereim, K. (Eds.), *Fish Farming Technology*. Balkema, Rotterdam, pp. 361-369.
- Eler, M. N.; Ceccarelli, P. S.; Bufon, A. G. M.; Espíndola, E. L. G. 2001. Mortandade de peixes (matrinxã *Brycon cephalus* e pacu *Piractus mesopotamicus*) associada a uma floração de cianobactérias em pesque-pague, município de Descalvado, Estado de São Paulo, Brasil. *Boletim Técnico do CEPTA*, Pirassununga, 4: 35-45.
- Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 2ª. ed., 602p.
- Esteves, F. A.; Scarano, F. R.; Furtado, L. S. 2002. Restingas e lagoas costeiras do norte fluminense. Páginas 83-100 In U. Seeliger, C. Cordazzo e F. A. Barbosa (eds.). *Os Sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa*

- Duração. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil.
- FAO, 2009. The state of world fisheries and aquaculture 2008. Fisheries and Aquaculture Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. ISSN 1020-5489.
- Frances, J.; Nowak, B. F.; Allan, G. L. 2000. Effects of ammonia on juvenile silver perch (*Bidyanus bidyanus*). *Aquaculture*, 183: 95-103.
- Gallagher, L. M.; Miller, L. A., 1996. Clean Water Handbook, 2nd ed. Government Institutes, Rockville, MD. 439 pp.
- Gomiero, T.; Giampietro, M.; Bukkens, S. G. F.; Paoletti, M. G. 1997. Biodiversity use and technical performance of freshwater fish aquaculture in different socioeconomic contexts: China and Italy. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 62: 169-185.
- Gowen, R.J.; Bradbury, N.B. 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: a review. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 25: 563– 575.
- Guardabassi, L.; Dalsgaard, A.; Raffatellu, M.; Olsen, J. E. 2000. Increase in the prevalence of oxolinic acid resistant *Acinetobacter* spp. observed in a stream receiving the effluent from a freshwater trout farm following the treatment with oxolinic acid-medicated feed. *Aquaculture*, 188(3–4): 205–218.
- Guo, L.; Li, Z. 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. *Aquaculture*, 226: 201-212.
- Hargreaves, J. A.; Kucuk, S. 2001. Effects of diel un-ionized ammonia fluctuation on juvenile hybrid striped bass, channel catfish and blue tilapia. *Aquaculture*, 195: 163-181.
- Hektoen, H.; Berge, J. A.; Hormazabal, V.; Yndestad, M. 1995. Persistence of antibacterial agents in marine-sediments. *Aquaculture*, 133(3–4): 175–184.
- Holmstrom, K.; Graslund, S.; Wahlstrom, A.; Pongshompoo, S.; Bengtsson, B. E.; Kautsky, N. 2003. Antibiotic use in shrimp farming and implications for environmental impacts and human health. *International Journal of Food Science & Technology*, 38: 255–266.
- Hopkins, J.S., Sandifer, P., Browdy, C., 1995. A review of water management regimes which abate the environmental impacts of shrimp farming. In: Browdy, C., Hopkins, J.S. (Eds.), *Swimming Through Troubled Water: Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*. Abstracts of the Meeting of the World Aquaculture Society, San Diego, CA, February 1–4. WAS, Baton Rouge, LA.
- Howgate, P. 1998. Review of the public health safety of products from aquaculture. *Int*

- International Journal of Food Science & Technology*, 33: 99–125.
- Jackson, C.; Preston, N.; Thompson, P. J. 2004. Intake and discharge nutrients loads at three intensive shrimps farms. *Aquaculture Research*, 35: 1053-1061.
- Karabin, A.; Ejsmont-Karabin, J.; Kornatowska, R. 1997. Eutrophication process in a shallow, macrophyte-dominated lake-factors influencing zooplankton structure and density in Lake Luknajno (Poland). *Hydrobiologia*, 342-343: 401-409.
- Kerry, J.; Coyne, R.; Gilroy, D.; Hiney, M.; Smith, P. 1996. Spatial distribution of oxytetracycline and elevated frequencies of oxytetracycline resistance in sediments beneath a marine salmon farm following oxytetracycline therapy. *Aquaculture*, 145: 31–39.
- Khan, F. A.; Ansari, A. A. 2005. Eutrophication: An Ecological Vision. *The Botanical Review*, 71: 449-482.
- Koeypudsa, W.; Yakupitiyage, A.; Tangtrongpiros, J. 2005. The fate of chlortetracycline residues in a simulated chicken-fish integrated farming systems. *Aquaculture Research*, 36:570–577.
- Lachi, G. B.; Sipaúba-Tavares, L. H. 2008. Qualidade da água e composição fitoplanctônica de um viveiro de piscicultura utilizado para fins de pesca esportiva e irrigação. *Boletim do Instituto de Pesca*, 34(1): 29-38.
- Le, T. X.; Munekage, Y. 2004. Residues of selected antibiotics in water and mud from shrimp ponds in mangrove areas in Viet Nam. *Mar Pollut Bull*, 49(11–12): 922–929.
- Lin, C. K.; Jaiyen, K.; Muthuwan, V. 1989. Integration of intensive and semi-intensive aquaculture: concept and example. *Thai Fisheries Gazette*, 43: 425-430.
- Lin, C., 1995. Progression of intensive marine shrimp culture in Thailand. In: Browdy, C., Hopkins, J.S. (Eds.), *Swimming Through Troubled Water: Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming. Abstracts of the Meeting of the World Aquaculture Society*, San Diego, CA, February 1–4. WAS, Baton Rouge, LA.
- Little, D. C.; Edwards, P. 1999. Alternative strategies for livestock–fish integration with emphasis on Asia. *Ambio*, 28(2):118–124.
- Macedo, C. F.; Sipaúba-Tavares, L. H. 2005. Variações de nutrientes e estado trófico em viveiros seqüenciais de criação de peixes. *Acta Sci. Anim. Sci.*, 27(3): 405-411.
- Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Barcelona: Omega, 101p.
- Marques, M. M.; Barbosa, F. A. R. 2001. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, Southeast Brazil) using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hydrobiologia*, 457: 69-76.
- Martinelli, L. A.; Silva, A. M. da; Camargo, P. B.; Moretti, L. R.; Tomazelli, A. C.; Silva, D. M. L. da; Fischer, E. G.; Sonoda, K. C.; Salomão, M. S. M. B. 2002. Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do estado de São Paulo.

Biota Neotropica, 2: 1-18.

- Martinez-Cordova, L. R.; Campaña-Torres, A.; Porchas-Cornejo, M. A. 2002. Promotion and contribution of biota in low water exchange ponds farming blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson). *Aquaculture Research*, 33: 27-32.
- Matsumura-Tundisi, T. 1999. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. pp. 39-54. In: R. Henry (ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu, 799 p.
- McPhearson, R. M.; DePaola, A.; Zywno, S. R.; Motes, M. L.; Guarino, A. M. 1991. Antibiotic-resistance in gram-negative bacteria from cultured catfish and aquaculture ponds. *Aquaculture*, 99: 203–211.
- McVey J. P.; Stickney R. R.; Yarish, C.; Choppin, T. 2002. Aquatic polyculture and balanced ecosystem management: new paradigms for seafood production. In: Stickney R.R. and McVey J.P. (eds) *Responsible Marine Aquaculture*. CAB International, Wallingford, UK.
- Midlen, A.; Redding, T. 1998. *Environmental Management for Aquaculture*. Chapman & Hall, London. 223 pp.
- Miranda, C. D.; Zemelman, R. 2002. Bacterial resistance to oxytetracycline in Chilean salmon farming. *Aquaculture*, 212: 31–47.
- Miranda, C. D.; Kehrenberg, C.; Ulep, C.; Schwarz, S.; Roberts, M. C. 2003. Diversity of tetracycline resistance genes in bacteria from Chilean salmon farms. *Antimicrob Agents Chemother*, 47(3): 883–888.
- Mishra, S.; Rath, S. C., 1999, Environmental Implications of Aquaculture. *Aquaculture Asia*, 4: 33-36.
- Muendo, P. N.; Milstein, A.; van Dam, A. A.; Gamal, E. N.; Stoorvogel, J. J.; Verdegem, M. C. J. 2006. Exploring the trophic structure in organically fertilized and feed-driven tilapia culture environments using multivariate analysis. *Aquaculture Research*, 37: 151-163.
- Papatryphon, E.; Petit, J.; Van Der Werf, H. M. G.; Sadasivam, K. J.; Claver, K. 2005. Nutrient-Balance Modeling as a Tool for Environmental Management in Aquaculture: The Case of Trout Farming in France. *Environmental Management*, 35(2):161-174.
- Perschbacher, P. W.; Miller, D.; Conte, E. D. 1996. Algal off-flavors in reservoirs. *American Fisheries Society Symposium*, 16: 67-72.
- Petersen, A.; Andersen, J. S.; Kaewmak, T.; Somsiri, T.; Dalsgaard, A. 2002. Impact of integrated fish farming on antimicrobial resistance in a pond environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(12): 6036–6042.
- Petersen, A.; Dalsgaard, A. 2003. Species composition and antimicrobial resistance

- genes of *Enterococcus* spp, isolated from integrated and traditional fish farms in Thailand. *Environmental Microbiology*, 5(5): 395–402.
- Piedrahita, R.H. 1994. Managing environmental impacts in aquaculture. *Bulletim of National Research Institute Aquaculture - Supplement*, 1:13-20.
- Pillay, T.V.R. 1992. Nature of environmental impacts. *In: Aquaculture and the environment*. Fishing News Books, England. p. 6-20.
- Pinto-Coelho, R. M. 1998. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4-year study in Pampulha Lake, Brazil. *Freshwater Biology*, 40: 159-173.
- Porrello, S.; Ferrari, G.; Lenzi, M.; Persia, E. 2003. Ammonia variations in phytotreatment ponds of land based fish farm wastewater. *Aquaculture*, 219: 485-494.
- Read, P.; Fernandes, T. 2003. Management of environmental impacts of marine aquaculture in Europe. *Aquaculture*, 226: 139-163.
- Rodrigues, J. B. R. 2000. Eficiência do crescimento da microalga *Chlorella minutissima* e sua aplicação em resíduos de suinocultura – valorização e tratamento. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos (SP). 118p.
- Rosch, R. 2000. Bringt Intensivierung eine Steigerung der Ablaufwasserbelastung? *Arb. DFV* 37-42, in German.
- Samuelson, O. B.; Torsvik, V.; Ervik, A. 1992. Long-range changes in oxytetracycline concentration and bacterial resistance toward oxytetracycline in a fish farm sediment after medication. *Science of the Total Environment*, 114: 25–36.
- Sant’Anna, C.L.; Azevedo, M.T. 2000. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, 71(3-4): 359-385.
- Sant’Anna, C. L.; Azevedo, M. T. P.; Agujaro, L. F.; Carvalho, M. C.; Carvalho, L. R.; Souza, R. C. 2006. Manual Ilustrado para Identificação e Contagem de Cianobactérias Planctônicas de Águas Continentais Brasileiras. Sociedade Brasileira de Ficologia. Interciência. Rio de Janeiro.
- Sapkota, A.; Sapkota, A. R.; Kucharski, M.; Burke, J.; Mackenzie, S.; Walker, P.; Lawrence, R. 2008. Aquaculture practices and potential human health risks: Current knowledge and future priorities. *Environment International*, 34: 1215-1226.
- Sarà, G. 2007a. Ecological effects of aquaculture on living and non living suspended fractions of the water column: A meta-analysis. *Water Research* 41: 3187-3200.
- Sarà, G. 2007b. A meta-analysis on the ecological effects of aquaculture on the water column: Dissolved nutrients. *Marine Environmental Research* 63: 390-408.
- Schmidt, A. S.; Bruun, M. S.; Dalsgaard, I.; Pedersen, K.; Larsen, J. L. 2000.

- Occurrence of antimicrobial resistance in fish—pathogenic and environmental bacteria associated with four Danish rainbow trout farms. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(11): 4908–4915.
- Shilo, M.; Sarig, S. 1989. Fish culture in warm water systems: Problems and trends. CRC press, Florida. 259 p.
- Shrestha, M. K.; Lin, C. K. 1996. Determination of saturation level in relation to clay content in formulated muds. *Aquacultural Engineering*, 15: 441-459.
- Silvert, W. 1992. Assessing environmental impacts on finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture*, 107: 67-79.
- Sipaúba-Tavares, L. H. 1995. Influência da luz, manejo e tempo de residência sobre algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura. *Biotemas*, Florianópolis, 8(1): 61-71.
- Sipauba-Tavares, L. H.; Colus, D. S. O. 1997. Estrutura da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica em dois viveiros de criação semi-intensivo de peixes (Jaboticabal, São Paulo, Brasil). *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia.*, 10: 51-64.
- Sipaúba-Tavares, L. H.; Braga, F. M. S. 1999. Study on feeding habits of *Piaractus mesopotamicus* (Pacu) larval in fish ponds. *Naga, The ICLARM Quarterly*, 22(1): 24-30.
- Sipaúba-Tavares, L. H.; Favero, E. G. P.; Braga, F. M. S. 2002. Utilization of Macrophyte Biofilter in Effluent from Aquaculture: I. Floating Plant. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4A): 713-723.
- Sipaúba-Tavares, L. H., Barros, A. F.; Braga, F. M. S. 2003. Effect of macrophyte cover in the water quality in fishpond. *Acta Scientiarum*, 25: 27-36.
- Sipaúba-Tavares, L. H.; Braga, F. M. S. 2008. Constructed wetland in wastewater treatment. *Acta. Sci. Biol. Sci.*, 30(3):261-265.
- Sivonen, K.; Jones, G. 1999. Cyanobacterial toxins. In: Chorus, I.; Bartram, E.; Spon, F. N.. Eds. *Toxic Cyanobacteria in Water* London: 41–411.
- Stanley, D. L. 2000. The economics of the adoption of BMPs: the case of mariculture water management. *Ecological Economics*, 35: 145-155.
- Suresh, V.; Zendejas, J. 2000. Environmentally friendly feeds: Trends and Recent Developments. *The Advocate*, 3: 39-42.
- Tundisi, J. G.; Matsumura-Tundisi, T. 2003. Integration of research and management optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. *Hydrobiologia*, 500: 231-242.
- Volpe, C. A. 1989. Análise da precipitação mensal em Jaboticabal (SP). *Ciência Agrônômica*, 4(2): 3-5.

- Weeb, K. L. 1981. Conceptual models and processes of nutrient cycling in estuaries. In: Neilson, B. J.; Cronin, L. E. Eds. *Estuaries and Nutrients*. The Humana Press, New Jersey.
- Wegener, H. C.; Aarestrup, F. M.; Jensen, L. B.; Hammerum, A. M.; Bager, F. 1999. Use of antimicrobial growth promoters in food animals and *Enterococcus faecium* resistance to therapeutic antimicrobial drugs in Europe. *Emerging Infectious Diseases*, 5(3): 329–335.
- Wehr, J. D.; Sheath, R. G. 2003. *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Academic Press, San Diego.
- Wetzel, R.G. 1983. *Limnology*. EUA: W. B. Saunders Company, 743p.
- WHO (World Health Organization). 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and graywater. *Wastewater and excreta use in aquaculture. Wastewater and Excreta Use in Aquaculture Switzerland*: Geneva. p. 1–140.
- Yoo, K. H.; Masser, M.; Hawcroft, B. A. 1995. An in-pond raceway system incorporating removal of fish wastes. *Aquaculture Engineering*, 14: 175-187.

Capítulo II

**QUALIDADE DA ÁGUA EM VIVEIROS DE CRIAÇÃO EXTENSIVA
DE TILÁPIA (*Oreochromis niloticus* L.) FERTILIZADOS COM
RESÍDUOS DE ALFACE (*Lactuca sativa* L.)**

QUALIDADE DA ÁGUA EM VIVEIROS DE CRIAÇÃO EXTENSIVA DE TILÁPIA (*Oreochromis niloticus* L.) FERTILIZADOS COM RESÍDUOS DE ALFACE (*Lactuca sativa* L.)

EMERSON G. P. FAVARO^{a1}; LÚCIA H. SIPAÚBA-TAVARES^{a2}

^a Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista – UNESP,
Via de Acesso Prof. Paulo D. Castellane, s/n, CEP 14884-900, Jaboticabal, SP, Brazil

¹e-mail: emersongpf@yahoo.com.br; ²e-mail: sipauba@caunesp.unesp.br

RESUMO

O presente estudo apresenta o papel do sedimento na qualidade da água durante as estações de chuva (fluxo contínuo) e seca (fluxo não contínuo) e balanço parcial de massa do nitrogênio e fósforo nos viveiros de criação extensiva de (*Oreochromis niloticus*) fertilizados com resíduos de alface. No fluxo contínuo, os valores de NH₄, NO₂ e NO₃ aumentaram ($p < 0,05$). Similarmente, os valores da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo no sedimento aumentaram ($p < 0,05$). No fluxo não contínuo, os valores do PO₄, clorofila-a, pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido aumentaram ($p < 0,05$). O fluxo contínuo da água nos meses chuvosos aumentou a carga de partículas suspensas nos viveiros, reduziu a penetração de luz e promoveu a re-suspensão do sedimento e a nitrificação na coluna da água. A re-suspensão prejudicou os processos de mineralização no sedimento, contudo a nitrificação causou o aumento do NO₃ e redução do NO₂. A menor sedimentação das partículas limitou o desenvolvimento fitoplanctônico. O fluxo não contínuo da água nos meses secos promoveu a sedimentação das partículas suspensas e mineralização da matéria orgânica no sedimento com correspondente liberação de nutrientes para a água. Adicionalmente, a aplicação dos resíduos de alface na taxa de 0,8 kg peso seco semana⁻¹ favoreceu os processos de mineralização no sedimento e enriquecendo a atividade microbiana. Em média, as concentrações do nitrogênio inorgânico e fósforo total foram reduzidas 48,5% e 43,7% através dos viveiros (entrada-saída),

respectivamente. Foram retidos nos viveiros 82% do N e 48% do P fornecidos no fertilizante (alface) e água de entrada. Conseqüentemente, a criação extensiva de tilápias agiu como um sumidouro para os sólidos e nutrientes na água de saída dos viveiros.

ABSTRACT

The role of the sediment in water quality during the rainy (continuous flow) and dry (non-continuous flow) periods and partial equilibrium of nitrogen and phosphorus mass in extensive breeding pools for tilapia (*Oreochromis niloticus*), manured by lettuce wastes, is provided. NH_4 , NO_2 and NO_3 rates increased ($p < 0.05$) during the continuous flow from $119.6 \mu\text{g L}^{-1}$, $12.8 \mu\text{g L}^{-1}$, from $132 \mu\text{g L}^{-1}$ to $120.5 \mu\text{g L}^{-1}$, $15.7 \mu\text{g L}^{-1}$, $174 \mu\text{g L}^{-1}$. Organic matter, nitrogen and phosphorus rates in the sediment increased similarly ($p < 0.05$) from $105 \mu\text{g L}^{-1}$, 5%, $107 \mu\text{g L}^{-1}$ to $108 \mu\text{g L}^{-1}$, 7%, $108 \mu\text{g L}^{-1}$. In the case of non-continuous flow, PO_4 , chlorophyll-*a*, pH, alkalinity and dissolved oxygen rates increased ($p < 0.05$) from $166 \mu\text{g L}^{-1}$; 359 mg L^{-1} ; 7; 82 mg L^{-1} and 5 mg L^{-1} to $178 \mu\text{g L}^{-1}$; 391 mg L^{-1} ; 7; 84 mg L^{-1} and 5 mg L^{-1} , respectively. Water continuous flow during the rainy months increased the number of suspended particles in the breeding pools, decreased light penetration and triggered the re-suspension of sediment and nitrification in the water column. Although re-suspension jeopardized the mineralization processes in the sediment, nitrification caused an increase in NO_3 and a decrease in NO_2 . Less sedimentation of particles restricted phytoplankton development. Intermittent water flow during the dry months caused sedimentation of suspended particles and the mineralization of organic matter in the sediment, coupled to a corresponding release of nutrients in the water. Further, the application of lettuce wastes at the rate employed were an asset to the mineralization processes in the sediment and enriched microbial activity. Concentrations of inorganic nitrogen and total phosphorus were at an average reduced by 48.5% and by 43.7% through the breeding pools (entrance-exit), respectively. Further, 82% of Nitrogen and 48% of Phosphorus provided to the fertilizer

(lettuce) and entrance water were retained in the breeding pools. Consequently, extensive tilapia breeding functioned as a drain for solids and nutrients in the breeding pools' water exit.

INTRODUÇÃO

No sudeste do Brasil, os sistemas de criação geralmente consistem de uma série de viveiros na qual o primeiro recebe água de uma fonte natural e os seguintes recebem o efluente dos viveiros anteriores. O fluxo de água nestes sistemas depende do regime de chuvas (Sipaúba-Tavares *et al.*, 2007). Durante os meses chuvosos, o fluxo de água no interior dos viveiros aumenta, enquanto que nos meses de seca, o fluxo de água nos viveiros é reduzido. Desse modo, a qualidade da água relaciona-se com o fluxo de água nos viveiros, que por sua vez, relacionam-se com a carga de resíduos suspensos e dissolvidos, com correspondente concentração de nutrientes e acúmulo de partículas no sedimento. O material sedimentado contribui amplamente para o enriquecimento do sedimento (Avnimelech, 1999).

A qualidade do sedimento influencia a qualidade da água e a produção aquática, atuando como importante fonte de diversos compostos dissolvidos (nutrientes, etc) e sumidouro para os materiais particulados, resultando em alterações nos parâmetros biológico e químico dos viveiros (Lefebvre *et al.*, 2001). O acúmulo da carga orgânica determina o conteúdo de nitrogênio e fósforo no sedimento. Sedimentos organicamente mais ricos favorecem a remineralização com correspondente enriquecimento da biota bentônica, que por sua vez, contribui para intensa produção de nutrientes para a água do viveiro (Asmus, *et al.*, 2000; Serpa *et al.*, 2007).

Resultados de estudos sobre a retenção e remoção de nutrientes pelo sedimento indicam sazonalidade nos processos de mineralização devido ao aumento do metabolismo microbiano (Kristensen, 1993) e baixas temperaturas (Serpa *et al.*, 2007). O tempo mais longo de retenção da água também afeta as condições do sedimento. Segundo Gal *et al.* (2003), em viveiros de criação extensiva, o sedimento reteve 81,5%

do carbono inorgânico, 72,7% do nitrogênio e 56,2% do fósforo introduzido no sistema num tempo de residência da água de 60 dias.

Desta forma, o conhecimento do papel do sedimento em resposta às variações no fluxo de água no interior dos viveiros, em consequência da época do ano, e as alterações associadas à qualidade da água é crucial para o melhor aproveitamento dos nutrientes. O presente estudo avaliou as alterações no sedimento e qualidade da água durante as estações de chuva (fluxo contínuo) e seca (fluxo não contínuo) em viveiros de criação extensiva de tilápias (*Oreochromis niloticus*) que receberam resíduos de alface para enriquecimento dos nutrientes e consumo direto pelas tilápias.

MATERIAL E MÉTODOS

Viveiros estudados

Foram amostrados três viveiros 270m² (P), 300m² (M) e 370m² (G) com profundidade de 1 m e, após sete dias, foram povoados com juvenis sexualmente revertidos em densidades de 0,11; 0,10 e 0,08 peixe/m² (aproximadamente 15 g/peixe) durante o ano (novembro 2006 a outubro 2007), localizados a 21°15'S e 48°18'O, no Colégio Técnico Agrícola José Bonifácio (CTA), pertencente à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP, Jaboticabal (SP).

Restos de alface da produção hidropônica foram adicionados à superfície dos viveiros sem processamento prévio, como fertilizante, manejadas no início da manhã durante todo o período de estudo na quantidade de 0,8 kg peso seco semana⁻¹ viveiro⁻¹, totalizando 1.330 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

O abastecimento de água dos viveiros estudados é proveniente do efluente de um viveiro de piscicultura, com área de 5.671 m², desaguando diretamente em uma pequena caixa coletora e, distribuído separadamente para os três viveiros (P, M e G). A taxa de renovação de água mensal calculada é de 2,5% na estação chuvosa e de 1,0% na seca. Esta diferença no manejo da troca de água nas duas estações é devido

ao desvio da água de entrada dos viveiros para irrigação das plantações nos meses secos. O efluente dos viveiros de estudo é lançado em uma vala, formando um canal de água de aproximadamente 10-40 cm de profundidade e 200 m de comprimento antes de atingir o corpo receptor (córrego Jaboticabal).

Amostragem e variáveis mensuradas

A amostragem foi realizada mensalmente em cada viveiro durante 12 meses consecutivos. As amostras da água dos viveiros foram tomadas aproximadamente a 1,5 m da margem, no meio da coluna da água com auxílio de garrafa Van Dorn (5L). O sedimento do fundo dos viveiros foi amostrado com auxílio de tubo PVC ($\varnothing = 5$ cm) para retirada de sua camada superficial (10 cm).

Para a água de abastecimento (entrada) e o efluente dos viveiros, foram analisadas as variáveis nitrogênio inorgânico (Ni) e fósforo total (PT) segundo Golterman *et al.* (1978).

Para as amostras dos viveiros, a temperatura, o pH e o oxigênio dissolvido da água dos viveiros foram mensurados diretamente com sonda multiparâmetro Horiba U-10 e a transparência da água foi obtida pelo disco de Secchi. As análises da concentração da amônia (NH_4), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3) e ortofosfato (PO_4) foram determinadas segundo Golterman *et al.* (1978) e Koroleff (1976). A alcalinidade total foi determinada segundo método descrito por Mackereth *et al.* (1978) e a clorofila-a (CLF) determinada de acordo com Nush (1980).

O nitrogênio (N_{sed}), fósforo (P_{sed}) e matéria orgânica (MO_{sed}) do sedimento foram determinados segundo Andersen (1976).

Balanço parcial de massa do nitrogênio inorgânico e fósforo total

Os balanços de massa de nitrogênio (Ni) e fósforo total (PT) foram calculados com descrito por Wahab *et al.* (2003), considerando a entrada de nutrientes na fertilização (alface) e água de entrada e saída no efluente. A quantidade de nutrientes adicionados

através do fertilizante foi estimada multiplicando as concentrações de nutrientes nas folhas da alfaca pela quantidade em pese seco aplicada, assumindo 5,5% matéria seca (Ohse *et al.*, 2001), 4,6% N e 1,2% P (Hartz & Johnstone, 2007). As quantidades de nutrientes na água de entrada e saída foram calculadas multiplicando o volume de água trocada pelas concentrações determinadas nas análises da água.

Análises estatísticas

As variáveis mensuradas foram avaliadas através da análise de fator para identificar subconjuntos menores de novas variáveis (fatores) que sumarizam todas as informações que poderiam estar disponíveis nas variáveis mensuradas (Milstein, 1993). O primeiro fator (F1) extraído é a combinação das variáveis mensuradas que leva em conta o máximo da variação contida nas amostras. O segundo fator (F2) é a segunda combinação das variáveis mensuradas que leva em conta a maior parte da variabilidade restante, e assim continuamente. Os fatores são independentes um do outro, não possuem unidade e são variáveis padronizadas, refletindo processos operacionais ou ecológicos (Muendo *et al.*, 2006) que podem ser usados como novas variáveis em análises estatísticas (Johnson & Wichern, 1992). Coeficientes com valores absolutos representando 25% da variabilidade de uma variável (maiores que 0,5) e fatores com autovalores acima de 1 foram utilizados para as interpretações (Dillon & Goldstein, 1984). O efeito do tamanho dos viveiros e estação do ano foi verificado através da ANOVA para os fatores extraídos. Somente o efeito das estações do ano foi verificado para as variáveis mensuradas nos viveiros. Um delineamento inteiramente casualizado com seis repetições para as estações do ano e 12 repetições para o tamanho dos viveiros foi assumida para o modelo ANOVA. Diferenças entre os níveis dos efeitos principais foram testados com comparações múltiplas de Duncan para as médias e consideradas significativas em um alfa de 0,05 (Zar, 1999). As análises foram executadas com os procedimentos FACTOR e ANOVA do pacote estatístico SAS, documentado em SAS (1990).

RESULTADOS

Qualidade da água

As variações para *clorofila-a*, pH, alcalinidade, OD e temperatura durante o período de criação estão apresentadas na Figura 1. Clorofila-a, pH e alcalinidade apresentaram padrões de variação bem similares entre os viveiros, com os valores aumentando durante os meses chuvosos (nov-abr) e os maiores valores para pH nos meses secos e até o início das chuvas (out), enquanto que a clorofila-a e alcalinidade decresceram do final da seca (set) para o início das chuvas (out). As concentrações do OD declinaram durante os meses chuvosos e aumentaram nos meses de seca, para declinarem novamente no final da seca e início das chuvas. A temperatura apresentou flutuação bem característica de acordo com as estações do ano, aumentando nos meses chuvosos e decrescendo constantemente até o meio da época seca (jun-jul) e novamente aumentando no início das chuvas. Todas as variáveis diferiram significativamente entre as duas estações do ano ($p < 0,05$). A temperatura apresentou média de 25°C para os meses de chuva e 23°C para os meses secos. Clorofila-a, pH, alcalinidade e OD apresentaram médias de 391 mg L⁻¹; 7; 85 mg L⁻¹ e 6 mg L⁻¹ para os meses secos e 360 mg L⁻¹; 7; 83 mg L⁻¹ e 5 mg L⁻¹ para os meses chuvosos, respectivamente.

Os nutrientes nitrogenados mostraram padrões similares de variação entre si. Por outro lado, os padrões do PO₄ diferiram ao longo do período de criação (Figura 2). Todos mostraram as maiores concentrações nos meses chuvosos ($p < 0,05$). As concentrações para NH₄ aumentaram gradativamente nestes meses, atingindo os maiores valores no mês de chuva mais intensa (jan), posteriormente, declinando de forma similar até o final da seca, para novamente aumentar no início das chuvas. As concentrações para NO₂ foram relativamente baixas e mantiveram-se constantes nos meses chuvosos e, declinando do final das chuvas até o fim da seca, com aumento no início das chuvas.

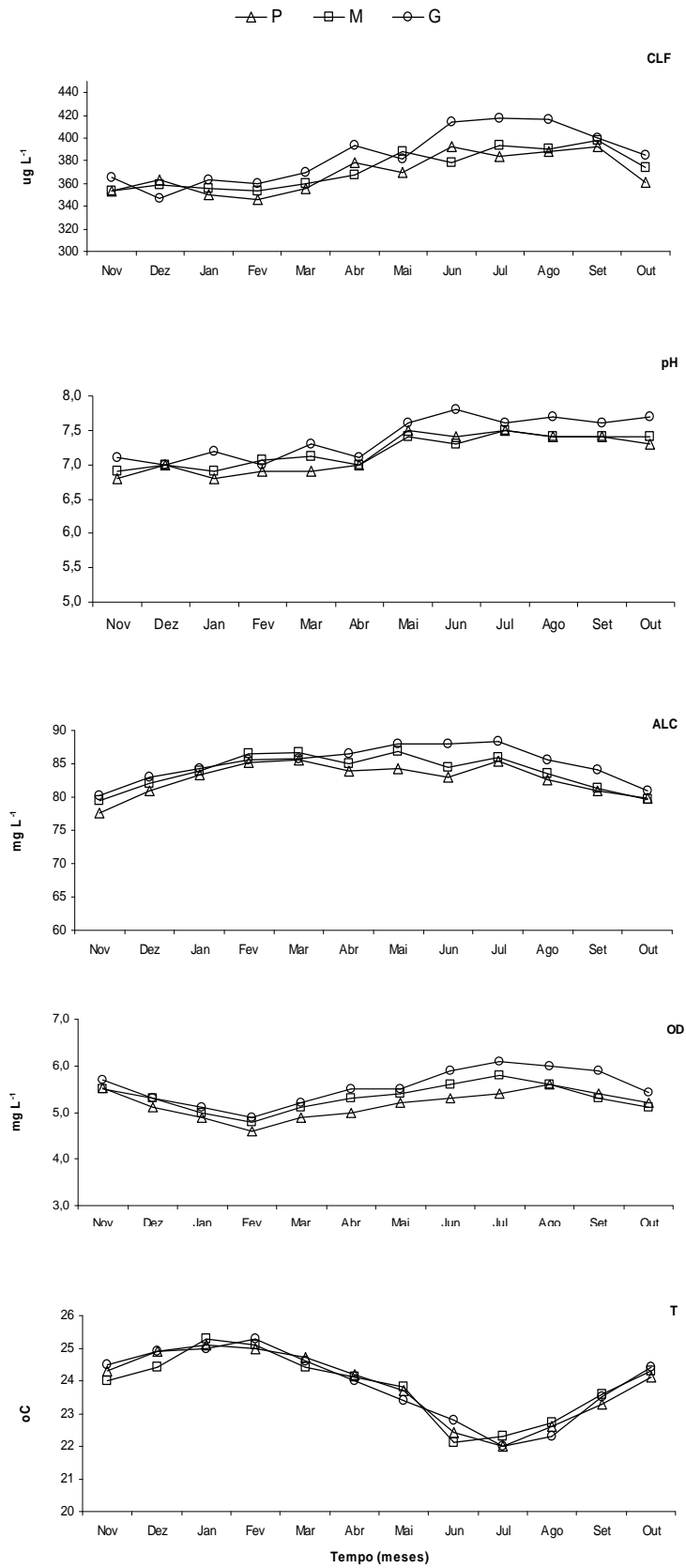


Figura 1. Variação sazonal da clorofila-a (CFL), pH, alcalinidade (ALC), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (T) dos viveiros (P, M e G) ao longo do período de estudo.

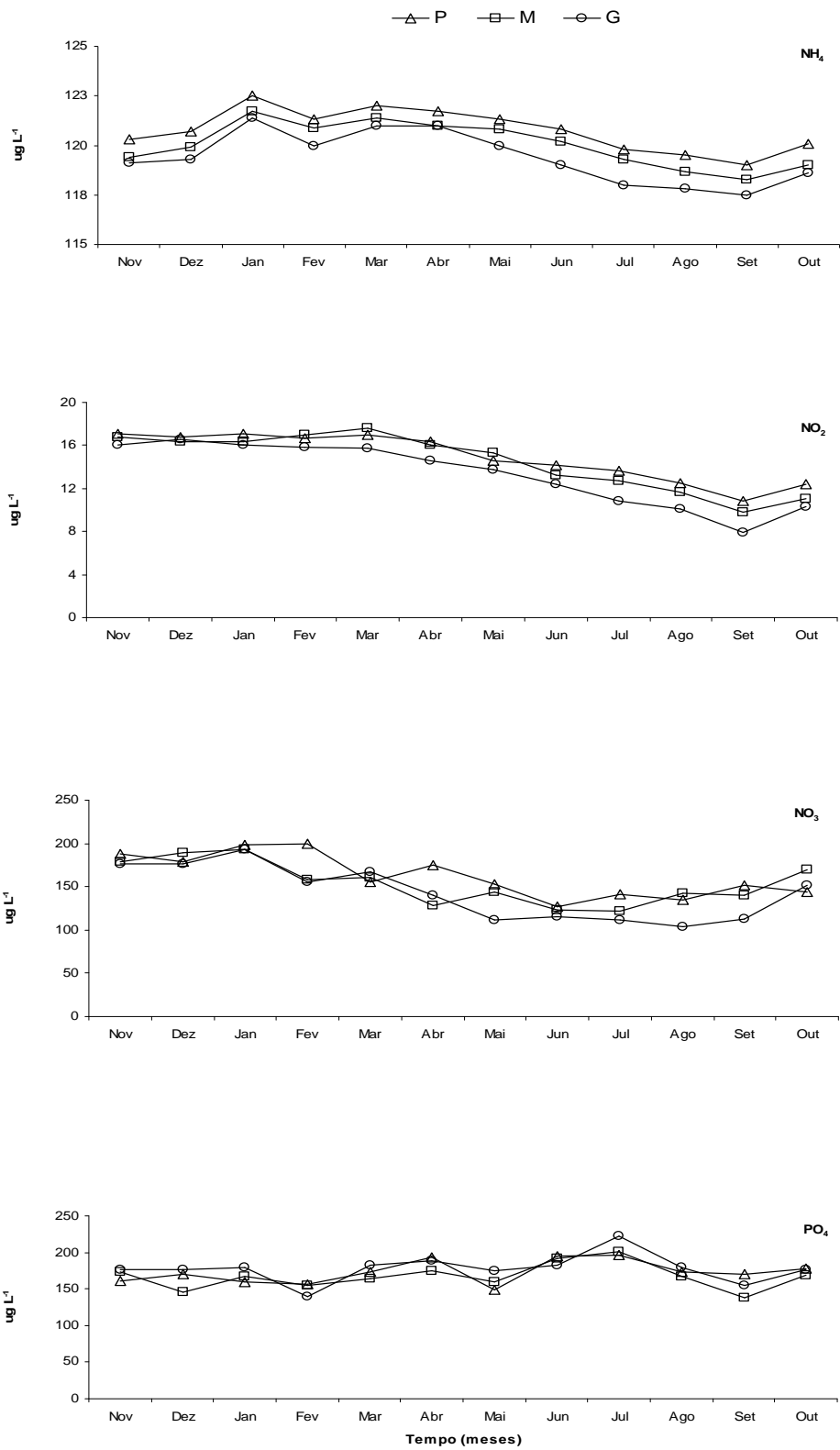


Figura 2.Variação sazonal da amônia (NH₄), nitrito (NO₂), nitrato (NO₃), ortofosfato (PO₄) dos viveiros (P, M e G) ao longo do período de estudo.

O NO_3 apresentou um ligeiro aumento nos primeiros meses de chuvas, declinando até o final da seca, com pequenas flutuações. As médias da NH_4 , NO_2 e NO_3 para os meses secos foram de $120 \mu\text{g L}^{-1}$; $13 \mu\text{g L}^{-1}$ e $132 \mu\text{g L}^{-1}$ e para os meses chuvosos foram $121 \mu\text{g L}^{-1}$; $16 \mu\text{g L}^{-1}$ e $174 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. As concentrações do PO_4 apresentaram pequenas flutuações ao longo da criação, embora, a média nos meses secos aumentou significativamente ($p < 0,05$) de $167 \mu\text{g L}^{-1}$ para $179 \mu\text{g L}^{-1}$.

Qualidade do sedimento e transparência da água

Logo após o início das chuvas até o final desta estação, os viveiros apresentaram as maiores concentrações para N_{sed} e MO_{sed} , sendo que N_{sed} apresentou pequenas variações, enquanto para a MO_{sed} , os valores foram relativamente constantes (Figura 3). Essas variáveis apresentaram declínio do início da estação seca (abr-mai) até início das chuvas, com declínio mais evidente para MO_{sed} . No período das chuvas, as concentrações de P_{sed} aumentaram gradativamente até atingirem um pico no mês de fortes chuvas (jan), quando decresceu até atingir um valor mínimo no final da estação seca (ago-set), voltando a aumentar posteriormente. A transparência da água variou nos primeiros meses de chuvas, declinando no mês mais chuvoso, com valores baixos até o início da seca, quando houve aumento com variações até o final dos meses secos. N_{sed} , MO_{sed} , P_{sed} apresentaram maiores médias no período das chuvas, enquanto que para a transparência apresentou maior média na seca ($p < 0,05$). Para a época de chuvas, N_{sed} , MO_{sed} , P_{sed} e transparência apresentaram valores de $108 \mu\text{g L}^{-1}$; 7%; $109 \mu\text{g L}^{-1}$ e 26 cm, respectivamente, e para a estação seca, os valores de $106 \mu\text{g L}^{-1}$; 5%; $108 \mu\text{g L}^{-1}$ e 32 cm.

Análise de fator

Na Tabela 1 estão os resultados da análise de fator para os dados de qualidade da água e sedimento, juntos com o modelo ANOVA e as comparações múltiplas para as médias. Os três fatores somam 73% da variância, indicando que quase toda a

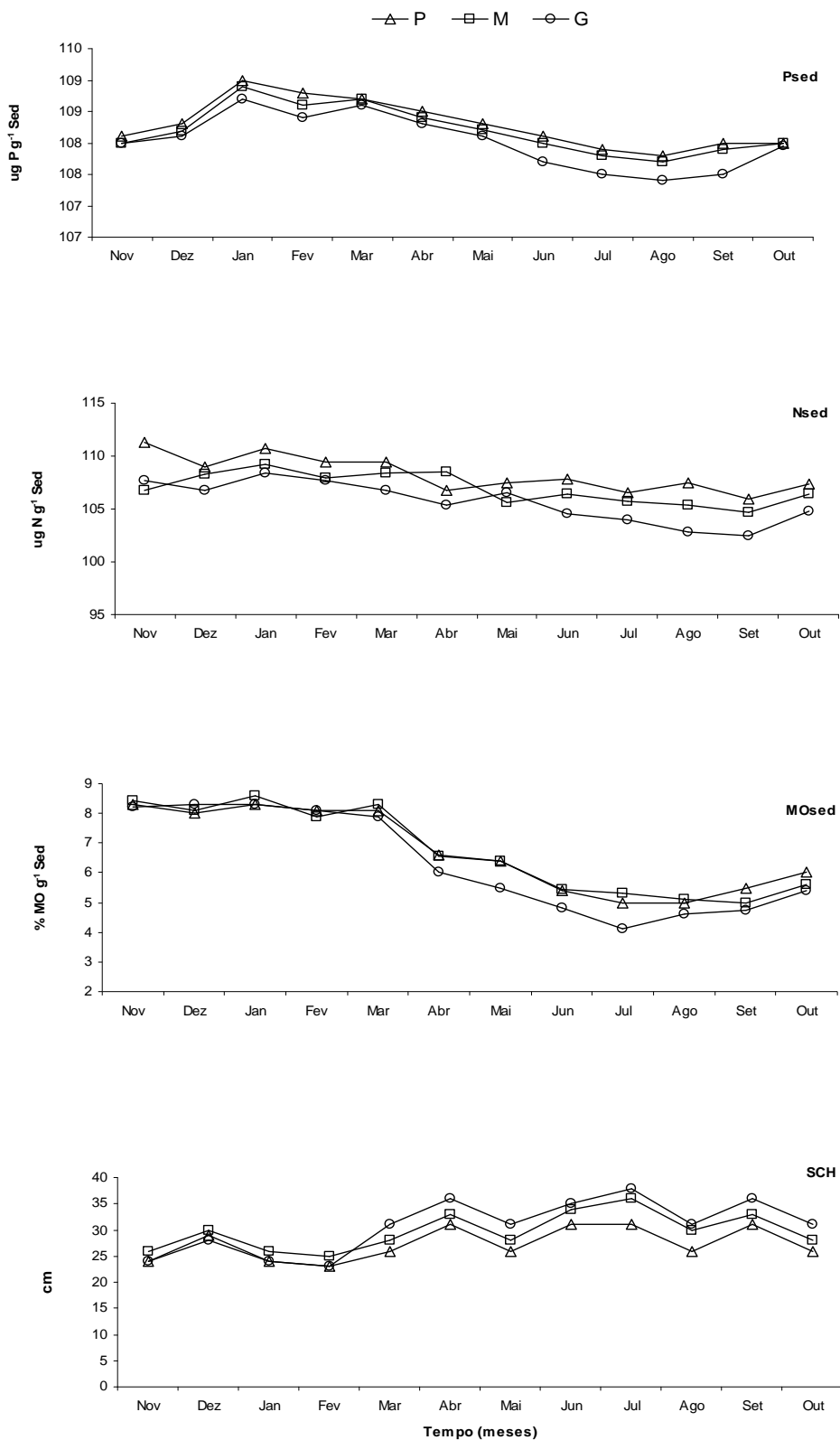


Figura 3. Variação sazonal do fósforo (Psed), nitrogênio (Nsed) e matéria orgânica (MOsed) no sedimento e transparência da água (SCH) dos viveiros (P, M e G) ao longo do período de estudo.

variabilidade dos dados é explicada pela análise. O modelo ANOVA leva em conta mais de 85% da variabilidade dos fatores, indicando que a análise foi bem ajustada para as fontes de variabilidade.

O primeiro fator dos parâmetros mensurados (F1) explica 35% da variabilidade dos dados e mostra a clorofila-a, o OD, o pH e a transparência correlacionadas inversamente com a NH_4 e o PO_4 . F1 reflete a penetração de luz como um fator limitando a clorofila-a. Nos resultados da ANOVA, o modelo aplicado explica 98% da variabilidade de F1, dos quais 76,5% foram em decorrência da época do ano e 23,5% ao tamanho dos viveiros. Elevado valor do fator indicou elevada concentração de clorofila-a no viveiro G, enquanto que o baixo valor indicou o oposto nos viveiros M e P. A comparação entre as estações mostrou que a clorofila-a e a transparência da água foram maiores nos meses de seca, enquanto que nos meses chuvosos, a clorofila-a foi limitada pela disponibilidade de luz.

O segundo fator dos parâmetros mensurados (F2) explica 25% da variabilidade dos dados e mostra a correlação positiva entre a transparência da água e a MOsed. F2 reflete a sedimentação das partículas suspensas (incluindo matéria orgânica) para o fundo do viveiro, resultando no acúmulo de MOsed. A variabilidade de 87% em F2 foi explicada pelo modelo ANOVA utilizado, dos quais 62% foram devido às estações do ano e 26% ao tamanho dos viveiros. A comparação das médias demonstrou que a sedimentação e acúmulo de MOsed foram maiores no viveiro G. Contrariamente, os viveiros M e P apresentaram menor transparência da água, indicando maior presença de matéria suspensa na coluna da água e correspondente redução de MOsed.

A comparação entre as estações do ano indicou que nos meses de seca ocorreu maior sedimentação das partículas e acúmulo de MOsed, enquanto que nos meses chuvosos, a sedimentação das partículas e acúmulo de matéria orgânica no sedimento foi menor.

Tabela 1. Análise de fator, ANOVA e comparações de Duncan das médias para os parâmetros de qualidade da água e sedimento nos viveiros (P, M e G) ao longo do período de estudo.

Fatores	F1	F2	F3			
NH ₄	- <u>0,81</u> ^c	0,44	- <u>0,79</u>			
NO ₂	0,23	- 0,36	0,45			
NO ₃	0,10	0,04	<u>0,60</u>			
PO ₄	- <u>0,65</u>	0,37	<u>0,50</u>			
pH	<u>0,78</u>	0,28	0,09			
Alcalinidade	0,17	0,01	0,34			
Clorofila-a	<u>0,89</u>	0,16	0,33			
OD	<u>0,73</u>	0,10	- 0,20			
Temperatura	0,09	- 0,27	0,35			
Nsed	0,36	0,41	- <u>0,77</u>			
Psed	0,45	0,33	- <u>0,59</u>			
MOsed	0,13	<u>0,78</u>	0,22			
Transparência	<u>0,63</u>	<u>0,53</u>	0,01			
Variância explicada (%)	35%	25%	13%			
Interpretação	Clorofila-a + Transparência	Acúmulo de matéria orgânica no sedimento	Nitrificação na coluna da água vs. Decomposição no sedimento			
Modelos ANOVA^a						
Sig	***	***	***			
r ²	0,98	0,87	0,87			
Fontes de variância	Sig.	%SS	Sig.	%SS	Sig.	%SS
E	***	76,5	***	62,0	***	53,0
Tnh	***	23,5	***	26,0	***	38,0
Comparação múltipla^b das médias para tamanho dos viveiros						
P	b		b		a	
M	b		b		a	
G	a		a		b	
Comparação múltipla^b das médias para estação						
Chuva	b		b		a	
Seca	a		a		b	

^a *** Significância (Sig) em 0,05. ^b Letras iguais em cada coluna de comparações múltiplas indicam sem significância. a > b > E=estação do ano; Tnh=tamanho dos viveiros; %SS=% da soma dos quadrados; OD=oxigênio dissolvido; MO=matéria orgânica; sed = sedimento. ^c Coeficientes sublinhados foram usados para interpretação.

O terceiro fator dos parâmetros mensurados (F3) explica 13% da variabilidade dos dados, mostrando NH_4 , PO_4 , e NO_3 correlacionados inversamente com N_{sed} e P_{sed} . F3 está relacionado com a decomposição da matéria orgânica no sedimento e nitrificação na coluna da água. A decomposição no sedimento libera PO_4 e NH_4 para a coluna da água, levando a um declínio do N e P no sedimento, enquanto que a NH_4 da coluna da água é convertida em NO_3 . O modelo ANOVA aplicado explicou 87% da variabilidade do fator, dos quais 53% são decorrentes das estações de chuvosa e seca e 38% ao tamanho dos viveiros. O baixo valor para F3 indicou que no viveiro G, as variáveis com coeficientes negativos estão dominando o fator, isto é, estão ocorrendo maiores taxas de decomposição no sedimento e liberação de NH_4 e PO_4 para a coluna da água. Por outro lado, o maior valor do fator indicou maiores taxas de nitrificação nos viveiros M e P com correspondente redução de NH_4 e aumento de NO_3 . Durante os meses chuvosos ocorreram maiores taxas de nitrificação na coluna da água e/ou as menores taxas de decomposição no sedimento.

Balanço parcial do nitrogênio inorgânico (Ni) e fósforo total (PT)

As concentrações de Ni e PT na água de entrada e efluente dos viveiros apresentaram flutuações bem características durante os meses chuvosos e secos (Figura 4). A concentração do Ni na água de entrada durante todo o período de criação variou de 393 a 551 $\mu\text{g L}^{-1}$. Os valores mais altos ocorreram durante os meses chuvosos com valor máximo em janeiro (540 $\mu\text{g L}^{-1}$) e fevereiro (551 $\mu\text{g L}^{-1}$), decrescendo gradativamente nos meses de seca com os menores valores em junho (446 $\mu\text{g L}^{-1}$) e agosto (393 $\mu\text{g L}^{-1}$).

Em contraste, a concentração do Ni no efluente dos viveiros foi relativamente constante durante a criação, mantendo os valores mais altos durante novembro a março, com valores máximo em dezembro (267 $\mu\text{g L}^{-1}$) e fevereiro (269 $\mu\text{g L}^{-1}$), e os valores mais baixos de maio a setembro, com mínimos em junho (232 $\mu\text{g L}^{-1}$) e julho (230 $\mu\text{g L}^{-1}$).

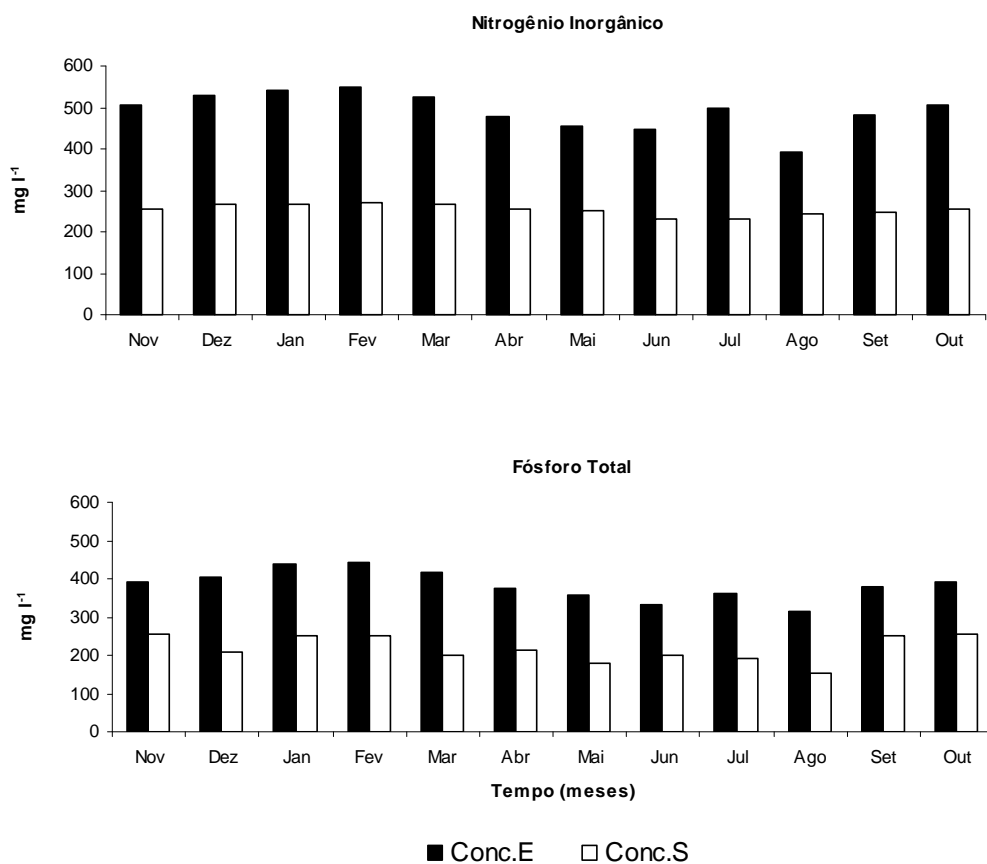


Figura 4. Concentrações do nitrogênio inorgânico e fósforo total da água de entrada (Conc.E) e efluente (Conc.S) do sistema de viveiros ao longo do período de estudo.

As concentrações do PT na água de entrada apresentaram valores aumentando nos meses mais chuvosos e atingindo os maiores valores em janeiro ($439 \mu\text{g L}^{-1}$) e fevereiro ($443 \mu\text{g L}^{-1}$), enquanto que nos meses de seca, os valores decresceram gradativamente de abril ($374 \mu\text{g L}^{-1}$) a agosto ($316 \mu\text{g L}^{-1}$). Os valores do PT no efluente dos viveiros apresentaram padrão de flutuações bem similar ao padrão da água de entrada ao longo do período de criação, com os maiores valores em janeiro ($249 \mu\text{g L}^{-1}$) e fevereiro ($252 \mu\text{g L}^{-1}$) e os menores valores em junho ($200 \mu\text{g L}^{-1}$) e agosto ($153 \mu\text{g L}^{-1}$).

As concentrações de Ni e PT foram consistentemente reduzidas nos viveiros, isto é, a Conc.E > Conc.S. Em média, Ni foi reduzido de 492 para 253 $\mu\text{g L}^{-1}$ (redução 48,5%) e PT de 383 para 217 (redução 43,7%).

Considerando o manejo de água empregado nos viveiros, uma estimativa robusta do balanço de massa dos nutrientes pode ser feita. Assumindo uma taxa média de troca de aproximadamente 43,5% do volume total dos viveiros mês^{-1} , o volume trocado foi na ordem de 4899 m^3 durante um período de criação de 330 dias. A entrada total de nutrientes nos viveiros foi 88 kg N ha^{-1} e 30 kg P ha^{-1} (Tabela 2). Conseqüentemente, 82% do N fornecido e 48% do P fornecido foram retidos nos viveiros.

Tabela 2. Estimativa robusta do balanço parcial de massa do nitrogênio inorgânico e fósforo total na água de abastecimento (entrada) e efluente dos viveiros e fertilizante (alface) durante período de estudo.

Critério	Nitrogênio Inorgânico ^a		Fósforo Total	
	$\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	%	$\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$	%
Fertilizante	61,0	69,3	16,0	54,1
Água de entrada	27,0	30,7	13,6	45,9
chuva	23,8		11,9	
seca	3,1		1,7	
Total	88,0	100	29,6	100
Efluente	16,1	18,3	15,6	52,6
Retido no sistema	71,8	81,7	14,0	47,4

^a O nitrogênio ganho pela precipitação e perdido pela volatilização não foram considerados

DISCUSSÃO

Durante a estação chuvosa, o aporte de nutrientes na água de entrada dos viveiros foi maior, como também, a quantidade de partículas suspensas e dissolvidas, contribuindo com 88,4% e 87,8% da quantidade total de nitrogênio inorgânico e fósforo total, adicionados nos viveiros pela água de entrada. Como a entrada de matéria alóctone ocorre continuamente nesse período do ano, há incremento da carga de partículas suspensas e dissolvidas no interior dos viveiros. Isto leva ao aumento da

turbidez da água com correspondente redução da penetração de luz, o que limita o desenvolvimento fitoplanctônico. Adicionalmente, o fluxo de água no interior dos viveiros mantém as partículas suspensas e causa a re-suspensão do sedimento, com conseqüente redução na sedimentação e acúmulo de matéria orgânica no fundo dos viveiros, o que leva ao aumento do substrato para os processos de nitrificação na coluna da água. Bactérias nitrificadoras também estão aderidas às partículas na coluna da água, assim, quanto maior a quantidade de partículas, maior a quantidade de nitrificadores e seus produtos (Kadir *et al.*, 2006).

Portanto, a disponibilidade de luz foi um fator limitante para o aumento da clorofila-a (menor valor para F1), sedimentação das partículas e porcentagem de matéria orgânica no sedimento (menor valor para F2) e maior nitrificação na coluna da água (maior valor para F3) nos meses chuvosos.

A re-suspensão do sedimento tem conseqüências nos processos biogeoquímicos que ocorrem na interface água-sedimento e nas comunidades bentônicas que participam ativamente na decomposição da matéria orgânica (Das *et al.*, 2005). Isto explica a menor taxa de decomposição e liberação de nutrientes para a coluna da água nos meses chuvosos, ocorrendo o oposto na estação seca (NH_4 e PO_4 ; menor valor para F3).

A redução do fluxo de água no interior dos viveiros na estação seca favoreceu a sedimentação das partículas e, conseqüentemente, aumento da luz na coluna da água. A evaporação, infiltração e ausência de chuvas durante os dias sem reposição de água promoveram maiores concentrações de nutrientes inorgânicos. A disponibilidade de nutrientes, somada a maior radiação solar, e a maior transparência dos meses secos promoveu maiores concentrações de clorofila-a (maior valor para F1) e elevados acúmulos de matéria orgânica no sedimento (maior valor para F2) na estação seca.

Segundo Avnimelech (1999), a adição de carboidratos através dos resíduos de alface possivelmente aumentou a razão de C/N da água e sustenta o crescimento e

proliferação dos microrganismos. A baixa razão C/N (8,6) dos resíduos da alface neste estudo aumentou o processo de decomposição, com correspondente fornecimento de carbono inorgânico para a água após a transformação microbiana do carbono orgânico dos resíduos aplicados, explicando os maiores valores da alcalinidade nos meses secos. A baixa razão C/N da alface evita elevada demanda de OD para sua degradação como relatado por Edwards *et al.* (1994) para outros fertilizantes orgânicos. As concentrações de OD obtidas no presente estudo favoreceram os processos de nitrificação na coluna da água no sentido NO_2 para NO_3 , explicando as baixas concentrações de NO_2 verificadas neste estudo.

Os viveiros apresentaram-se ligeiramente alcalinos e as concentrações do OD foram praticamente constantes, não foram observadas acentuadas variações de temperatura e as concentrações de NO_2 estiveram abaixo de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$. Isto é indicativo de um ecossistema relativamente estável com condições adequadas para produção de peixes.

O acúmulo de matéria orgânica no sedimento (alface) forneceu substrato para a decomposição heterotrófica. As taxas de decomposição estão relacionadas com o fluxo de nutrientes, isto é, incorporação e disponibilização (Serpa *et al.*, 2007).

Este estudo apresenta um balanço aparente (parcial) de nutrientes e não um balanço real porque inclui fontes de N além da avaliada (água ou alface), como deposição atmosférica, fixação biológica, mineralização da matéria orgânica e liberação de NH_4 a partir dos minerais.

O acúmulo de nutrientes no sedimento foi evidente a partir das concentrações observadas no presente estudo. A produtividade primária é uma rota clássica para remover os nutrientes minerais da água e auxilia nos processos de digestão no interior do viveiro e leva a redução dos poluentes nitrogenados minerais no efluente (Hopkins *et al.*, 1995). Em adição, somente uma pequena parte do sedimento acumulado é re-suspendido e carregado durante a drenagem incompleta dos viveiros para a retirada dos peixes (Wahab *et al.*, 2003). Desta forma, a reciclagem dos nutrientes no interior

dos viveiros levou à utilização mais eficiente dos recursos, desde que a disposição de efluentes ricos em nutrientes é uma preocupação ambiental na aquicultura.

A liberação dos nutrientes NH_4 e PO_4 a partir do sedimento, juntamente com a sedimentação das partículas, nos meses secos promoveu o aumento da clorofila-*a*. Contudo, como a medida de transparência não faz distinção entre turbidez orgânica e inorgânica, as pequenas flutuações observadas nos meses secos podem ser devido ao auto-sombreamento pela biomassa algal, como também, aos processos mais lentos de desprendimento do fósforo do sedimento, comparados com nitrogênio.

De forma geral, elevadas concentrações de nutrientes inorgânicos em associação com elevadas densidades fitoplanctônicas refletem um viveiro rico e produtivo com elevadas densidades de micróbios suportando a ativa mineralização do efluente dos viveiros.

CONCLUSÕES

A ecologia dos viveiros foi dominada pelas alterações no tempo, fortemente relacionada aos processos de mineralização no sedimento do fundo, nitrificação na coluna da água e desenvolvimento da biomassa algal.

A renovação contínua da água nos meses chuvosos aumentou a turbidez por partículas suspensas nos viveiros, reduziu a penetração de luz e promoveu a re-suspensão do sedimento e a nitrificação na coluna da água. A re-suspensão prejudicou os processos de mineralização no sedimento.

A redução do fluxo de água no interior dos viveiros na estação seca promoveu a sedimentação das partículas suspensas e mineralização da matéria orgânica no sedimento com correspondente liberação de nutrientes para a água.

A reciclagem de nutrientes através dos processos de sedimentação e mineralização no sedimento, em adição à assimilação dos nutrientes pelo alto teor de clorofila-*a*, contribuíram para a redução dos nutrientes no efluente.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq pela bolsa concedida ao primeiro autor e aos colegas do Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton pelo auxílio nas análises laboratoriais e coletas de campo.

REFERÊNCIAS

- Andersen, J. M. 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research*, 10: 329-331.
- Asmus, R. M.; Sprung, M.; Asmus, H. 2000. Nutrient fluxes in intertidal communities of a south European lagoon (Ria Formosa) - similarities and differences with a northern Wadden Sea bay (Syl-Romo bay). *Hydrobiologia*, 436: 217-235.
- Avnimelech, Y. 1999. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. *Aquaculture*, 176: 227-235.
- Das, P. C.; Ayyappan, S.; Jena, J. 2005. Comparative changes in water quality and role of pond soil after application of different levels of organic and inorganic inputs. *Aquaculture Research*, 36: 785-798.
- Dillon, W. R.; Goldstein, M. 1984. Multivariate analysis: methods and applications. New York: John Wiley. 587p.
- Edwards, P.; Pacharaprakiti, C.; Yomjinda, M. 1994. An assessment of the role of buffalo manure for pond culture of tilapia. I. On-station experiment. *Aquaculture*, 126:83-95.
- Gal, D.; Szabo, P.; Pekar, F.; Varadi, L. 2003. Experiments on the nutrient removal and retention of a pond recirculation system. *Hydrobiologia*, 506-509: 767-772.
- Golterman, H. L.; Clymo, R. S.; Ohnstad, M. A. M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. London: Blackwell Sci. Publ., 213 p.
- Hartz, T. K.; Johnstone, P. R. 2007. Establishing lettuce leaf nutrient optimum ranges through DRIS analysis. *HortScience*, 42(1): 143-146.
- Hopkins, J.S.; Sandifer, P. A.; Browdy, C. L. 1995. A review of water management regimes which abate the environmental impacts of shrimp farming. In: Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming (ed. by C.L. Browdy & J.S. Hopkins), pp.157-166. World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA, USA.
- Johnson, R. A.; Wichern, D. W. 1992. Applied multivariate statistical analysis. Englewood Cliffs, N. J. : Prentice Hall. 642p.

- Kadir, A.; Kundu, R. S.; Milstein, A.; Wahab, M. A. 2006. Effects of silver carp and small indigenous species on pond ecology and carp polyculture in Bangladesh. *Aquaculture*, 261: 1065-1076.
- Kristensen, E. 1993. Seasonal variations in benthic community metabolism and nitrogen dynamics in a shallow, organic-poor Danish lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 36: 565-586.
- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. In: Grashof, E. & Kremling, E. Eds. Methods of seawater analysis. Verlag Chemie Weinheim, New York. p117-181.
- Lefebvre, S.; Bacher, C.; Meuret, A.; Hussenot, J. 2001. Modelling approach of nitrogen and phosphorus exchanges at the sediment-water interface of an intensive fishpond system. *Aquaculture* 195: 279-297.
- Mackereth, F. J. H.; Heron, J.; Talling, F. J. 1978. *Water analyses: some revised methods for limnologists*. Freshwater Publication Association Scientific Publication, 35. Kendall Titus Wilson & Sons. 117 p.
- Milstein, A. 1993. Factor and canonical correlation analyses: basic concepts, data requirements and recommended procedures. In: Prein M., Hulata G. and Pauly D. Eds. *Multivariate Methods in Aquaculture Research: Case Studies of Tilapias in Experimental and Commercial Systems*. ICLARM Studies and Reviews 20, p. 24-31.
- Muendo, P. N.; Milstein, A.; van Dam, A. A.; Gamal, E. N.; Stoorvogel, J. J.; Verdegem, M. C. J. 2006. Exploring the trophic structure in organically fertilized and feed-driven tilapia culture environments using multivariate analysis. *Aquaculture Research*, 37:151-163.
- Nush, E. A. 1980. Comparison of different method for chlorophyll and pheopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*, 14: 14-36.
- Ohse S; Dourado-Neto D; Manfron P A; Santos O S dos. 2001. Qualidade de cultivares de alface produzidos em hidroponia. *Scientia Agricola*, 58(1): 181-185.
- SAS. 1990. SAS/STAT user's guide. SAS Inst. Inc, Cary, NC, Version 6.
- Serpa, D.; Falcão, M.; Pousão-Ferreira, P.; Vicente, M.; Carvalho, S. 2007. Geochemical changes in white seabream (*Diplodus sargus*) earth ponds during a production cycle. *Aquaculture Research*, 38: 1619-1626.
- Sipaúba-Tavares, L. H.; Guariglia, C. S. T.; Braga, F. M. S. 2007. Effects of rainfall on water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. *Brazilian Journal of Biology*, 67(4): 643-649.
- Wahab, Md. A.; Bergheim, A.; Braaten, B. 2003. Water quality and partial mass budget in extensive shrimp ponds in Bangladesh. *Aquaculture*, 218: 413-423.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. New Jersey: Prentice Hall.

Capítulo III

**EFEITO DAS ESTAÇÕES DE CHUVA E SECA NA DINÂMICA DO
PLÂNCTON EM VIVERIOS DE CRIAÇÃO EXTENSIVA DE TILÁPIAS
(*Oreochromis niloticus* L.) FERTILIZADOS COM RESÍDUOS DE
ALFACE (*Lactuca sativa* L.)**

EFEITO DAS ESTAÇÕES DE CHUVA E SECA NA DINÂMICA DO PLÂNCTON EM VIVEIROS DE CRIAÇÃO EXTENSIVA DE TILÁPIAS (*Oreochromis niloticus* L.) FERTILIZADOS COM RESÍDUOS DE ALFACE (*Lactuca sativa* L.)

EMERSON G. P. FAVARO^{a1}; LÚCIA H. SIPAÚBA-TAVARES^{a2}

^a Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista – UNESP,

Via de Acesso Prof. Paulo D. Castellane, s/n, CEP 14884-900, Jaboticabal, SP, Brazil

¹e-mail: emersongpf@yahoo.com.br; ²e-mail: sipauba@caunesp.unesp.br

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito do fluxo de água na estrutura e composição do plâncton em viveiros de tilápias nilóticas (*O. niloticus*) nas estações de seca e chuva. A amostragem foi realizada mensalmente de novembro 2006 a outubro 2007. A troca da água durante o período chuvoso foi realizada continuamente, enquanto que no período de seca, a troca da água dos viveiros foi feita 1-3 vezes por mês. As análises mostraram correlação positiva entre os taxa Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanobacteria, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae, enquanto que ocorreu uma correlação negativa entre os crustáceos (Cladocera e Copepoda) e Rotifera. A biomassa planctônica foi similar ($p>0,05$) entre as estações do ano, enquanto que para o zooplâncton, as estações influenciaram significativamente ($p<0,05$) a sua composição. Nos meses secos Cladocera e Copepodas foram predominantes, enquanto que nos meses chuvosos os Rotifera foram predominantes. A comunidade fitoplanctônica foi favorecida pelos eventos de precipitação nos meses chuvosos devido ao aporte de nutrientes presentes na água de entrada, aumentando sua abundância e com correspondente aumento da abundância do zooplâncton. O fluxo de água foi um importante determinante na biomassa e composição do plâncton. Nos meses chuvosos, quando o fluxo foi contínuo e intenso, as espécies com curto tempo de desenvolvimento (Rotifera) foram favorecidas pelas condições lólicas no

interior dos viveiros. Nos meses secos, o fluxo de água não contínuo e menos intenso favoreceu a biomassa dos crustáceos em condições lênticas.

ABSTRACT

Since plankton was sampled during the period in which the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) was cultured in the dry and rainy seasons, the influence of water change in plankton dynamics in three breeding pools is evaluated. Sampling was undertaken monthly between November 2006 and October 2007. Change of water during the rainy period was continually undertaken and formed a continuous flux within the breeding pools. Water change in breeding pools during the dry period was undertaken at irregular intervals of 5-10 days during 2-5 days. Analyses showed a positive co-relationship among all phytoplankton groups (Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanobacteria, Euglenophyceae and Zygnemaphyceae) and zooplankton (Cladocera, Copepoda and Rotifera) taxa. This fact measured total plankton biomass without any significant difference ($p < 0.05$) in zooplankton. Cladocera and Copepods were predominant and associated with conditions of non-continuous flow whereas the Rotifera were associated with continuous flow conditions.

INTRODUÇÃO

Devido ao seu hábito alimentar onívoro as tilápias alimentam-se da fauna-flora natural existente nos viveiros de produção (Köprücü & Özdemir, 2005; Gonzales *et al.*, 2007). O alimento natural (plâncton) contribuiu com 50% a 70% do crescimento das tilápias. Análises do trato digestório de tilápias criadas em viveiros e, intensamente arraçoados mostraram que 50% de seu conteúdo é constituído de alimento natural (plâncton). Desse modo, o ambiente de viveiro pode ser uma fonte valiosa de proteína, energia e outros nutrientes para os peixes (Lovell, 2002).

Fatores que podem influenciar as assembléias planctônicas incluem variações no alimento, predação, parâmetros físico-químicos de qualidade da água e

exportações e importações durante as trocas de água (Coman, *et al.*, 2006). Dessa forma, o manejo de troca de água está diretamente relacionado com o desenvolvimento e abundância do fitoplâncton (Campos *et al.*, 2009). Flutuações no nível da água em reservatórios podem afetar a composição de espécies e biomassa do fito e zooplâncton (Naselli-Flores & Barone, 1997). Elevado influxo de água está associado com reduções na densidade e biomassa do zooplâncton (Hart, 2004). Silva *et al.* (2005) estabeleceram correlações entre a comunidade fitoplanctônica e padrões de hidrodinâmica.

No sudeste do Brasil, o fluxo de água nos sistemas de produção é contínuo durante o período de chuvas (Sipaúba-Tavares *et al.*, 2007). O fluxo contínuo e as chuvas causam alterações na dinâmica dos viveiros e o conhecimento dos efeitos do padrão de chuvas nos viveiros aquícolas é de grande importância para o melhor manejo dos viveiros e produção dos peixes. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito do fluxo de água na estrutura e composição do plâncton em viveiros de tilápias nilóticas (*O. niloticus*) nas estações de seca e chuva.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo e amostragem

O estudo foi realizado em viveiros de criação de tilápias nilóticas (*O. niloticus*) do Colégio Técnico Agrícola José Bonifácio (CTA), pertencente à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP-Jaboticabal (SP), localizados a 21°15'S e 48°18'O, com altitude de 595 m. O clima da região, segundo classificação de Köpen, é do tipo Cwa, subtropical com estações climatológicas de chuva e seca bem distintas (Volpe, 1989).

A amostragem foi realizada mensalmente na estação seca (Abr-Set 2007) e chuvosa (Out 2006-Mar 2007), em três viveiros com áreas distintas ($P=270m^2$;

M=300m²; G=370m²) e com profundidades de 1 m. As amostras foram tomadas aproximadamente a 1,5 m da margem e no meio da coluna da água.

Manejo dos viveiros

Os viveiros recebem por gravidade o efluente de um viveiro de criação de peixes do Centro de Aquicultura (Caunesp), com área de 5.671 m² desaguando diretamente em uma pequena caixa coletora, da qual, é distribuído separadamente para os viveiros. Os efluentes dos viveiros de estudo são lançados em uma vala, formando um canal de água de aproximadamente 10-40 cm de profundidade e 200 m de comprimento antes de atingir o córrego Jaboticabal.

Durante o período de estudo, a taxa de troca de água calculada a partir do volume de descarga foi 2,5% do volume dos viveiros por dia para os meses chuvosos e 1,0% para os meses secos.

As densidades de estocagem dos peixes nos viveiros foram de 0,11; 0,10 e 0,08 juvenis machos de tilápia sexualmente revertidos/m². O manejo alimentar e fertilização dos viveiros foram realizados utilizando restos de alface da produção hidropônica do CTA sem processamento prévio para o enriquecimento da produção de alimento natural e como fonte de alimento para consumo direto dos peixes. As adições dos resíduos de alface foram feitas no início da manhã durante todo o período de criação, espalhando a alface na superfície dos viveiros em quantidade de aplicação de 0,8 kg peso seco semana⁻¹ viveiro⁻¹, totalizando 1.330 kg ha⁻¹ ano⁻¹.

Amostras da água

As amostras de plâncton foram coletadas com garrafa de Van Dorn, sendo 5 litros para fitoplâncton e 10 litros para zooplâncton, concentrados com rede de 25 e 58 µm de abertura de malha e fixados em lugol e formalina 4%, respectivamente.

Para a análise da densidade numérica do fitoplâncton e Rotifera, utilizou-se câmara de Sedgewick-Rafter. Indivíduos de Cladocera e Copepoda foram quantificados em placa reticulada sob microscópio contando-se toda a amostra. Os

dados foram expressos em indivíduos por litro. Cerca de 400 indivíduos da espécie mais abundante foram contados para obter a precisão de mais ou menos 10%, com intervalo de confiança de 25% (Bicudo & Bicudo, 2004). Foi estimada a frequência de ocorrência dos diferentes taxa, considerando-se: constante (50% ou mais), comum (entre 10% e 50%) ou raro (entre 1% e 10%) (Sampaio *et al.*, 2002).

A temperatura (T°), o pH e condutividade elétrica (CE) da água dos viveiros foram mensurados diretamente com sonda multiparâmetro Horiba U-10. As análises da concentração da amônia (NH_4), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), fósforo total (PT) e ortofosfato (PO_4) foram determinadas segundo Golterman *et al.* (1978) e Koroleff (1976).

Análises estatísticas

As variáveis mensuradas foram avaliadas através da análise de fator para identificar subconjuntos menores de novas variáveis (fatores) que sumarizam todas as informações que poderiam estar disponíveis nas variáveis mensuradas (Milstein, 1993). O primeiro fator (F1) extraído é a combinação das variáveis mensuradas que leva em conta o máximo da variação contida nas amostras. O segundo fator (F2) é a segunda combinação das variáveis mensuradas que leva em conta a maior parte da variabilidade restante, e assim continuamente. Os fatores são independentes um do outro, não possuem unidade e são variáveis padronizadas, refletindo processos operacionais ou ecológicos (Muendo *et al.*, 2006) que podem ser usados como novas variáveis em análises estatísticas (Johnson & Wichern, 1992). Coeficientes com valores absolutos representando 25% da variabilidade de uma variável (maiores que 0,5) e autovalores acima de 1 foram utilizados para a interpretação (Dillon & Goldstein, 1984). O efeito do tamanho dos viveiros e estação do ano foi verificado com ANOVA para os fatores extraídos. Um delineamento inteiramente casualizado com seis repetições para as estações do ano e 12 repetições para o tamanho dos viveiros foi assumida para o modelo ANOVA. Diferenças entre os níveis dos efeitos principais

foram testados com comparações múltiplas de Duncan para as médias e consideradas significativas em um alfa de 0,05 (Zar, 1999). A correlação de Pearson ($p < 0,05$) foi empregada para verificar as relações significativas entre os grupos de fitoplâncton com as variáveis ambientais. As análises foram executadas com os procedimentos FACTOR, ANOVA e CORR do pacote estatístico SAS, documentado em SAS (1990).

RESULTADOS

A comunidade fitoplanctônica esteve representada por 41 taxa com maior número de espécies para a classe Chlorophyceae (19), apresentando *Coelastrum microsporum* constante nos três viveiros nas duas estações estudadas. *Microcystis sp* também apresentou o mesmo padrão de ocorrência. Sete espécies fitoplanctônicas (espécies comuns) foram observadas somente em um viveiro, sendo que cinco espécies (*Asterococcus superbus*, *Bambusina sp*, *Oocystis pusilla*, *Staurastrum leptocladum*, *Encyonema selesiacum*) ocorreram na estação chuvosa e duas (*Cosmarium sp*, *Navicula pupula*) na estação seca. A classe Euglenophyceae foi representada por 2 taxa, Bacillariophyceae por 9 taxa, Zygnematophyceae por 6 e Cyanobacteria por 5 taxa. Apesar de ser representada por duas espécies (*Euglena sp* e *Phacus sp*), Euglenophyceae ocorreu de modo constante ou comum nos três viveiros estudados, com exceção do viveiro P na estação chuvosa (Tabela 1).

Houve dominância de Chlorophyceae nos três viveiros estudados nas estações de seca e chuva, representada principalmente na estação chuvosa por *Dictiosphaerium pulcherum* e *Kirchneriella lunaris* com 33,8% e 26% do total observado no viveiro P, 19% e 33,4% no viveiro M e no viveiro G por *Desmodesmus intermedius* e *K. lunaris* com 20,6% e 29,1%, respectivamente. Nos meses secos, Chlorophyceae foi representada por *Binuclearia tectorum* e *K. lunaris* no viveiro P com 23% e 36,9% do total observado e no viveiro G com 24,8% e 40,3%, respectivamente. No viveiro M, Chlorophyceae foi representada por *D. pulcherum* e *K. lunaris* com 20%

Tabela 1. Composição específica e frequência (F) dos diferentes taxa fitoplanctônicos nas estações de chuva (CH) e seca (SC) nos três viveiros estudados (P, M e G), onde: + = presente; - = ausente; ● = constante; ○ = comum e ∅ = raro.

TAXA	P				M				G			
	CH	F	SC	F	CH	F	SC	F	CH	F	SC	F
BACILLARIOPHYCEAE												
<i>Encyonema selesiicum</i> Bleisch in Rabenorst	+	○	-		-	-			-			
<i>Melosira</i> sp	+	○	+	○	+	○	-		+	○	+	○
<i>Navicula pupula</i> (Gregory) Grunow in Cleve & Grunow	-		-		-		+	○	-		-	
<i>Nitzschia amphibia</i> (Grunow)	+	○	+	○	+	○	+	○	-		+	○
<i>Nupela praecipua</i> (E. Reichardt)	+	○	+	○	+	●	+	●	+	●	+	○
<i>Pinnularia</i> sp	-		-		-		-		-		-	
<i>Sellaphora retangularis</i> (Gregory) Lange-Bertalot & Metzeltin	-		-		+	○	-		-		-	
<i>Surirella</i> sp	+	○	-		+	○	-		-		-	
<i>Surirella tenera</i> (Gregory)	-		+	○	-		+	○	-		+	○
CHLOROPHYCEAE												
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Ralfs)	-		-		+	○	+	○	-		-	
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Ralfs)	-		+	○	-		+	○	-		-	
<i>Asterococcus superbus</i> (Cienkowski) Scherffel	+	○	-		-		-		-		-	
<i>Bambusina</i> sp	-		-		-		-		+	○	-	
<i>Binuclearia tectorum</i> (Berger) Wichmann	+	○	+	●	+	○	+	○	+	○	+	●
<i>Coelastrum microporum</i> (Nägeli) Kützing	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dangeard) Senn	+	○	+	○	+	○	+	○	+	●	+	●
<i>Crucigenia quadrata</i> (Morren)	+	○	+	○	+	○	+	○	+	●	+	○
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chord.) Hegerv	+	○	+	○	+	●	+	○	+	○	+	○
<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chord.) Hegerv	+	●	+	●	+	●	+	○	+	●	+	●
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (Wood)	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●
<i>Gonium</i> sp	+	○	+	○	+	○	+	○	+	●	+	○
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●
<i>Oocystis pusilla</i> Hansging	+	○	-		-		-		-		-	
<i>Pediastrum duplex</i> (Meyen)	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	+	○	+	○	+	○	+	○	+	●	+	○
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Largerheim) Chodat	+	○	-		-		-		+	○	-	
<i>Scenedesmus acutus</i> (Reed)	+	○	+	○	+	○	-		+	○	+	○
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin)	+	●	+	○	-		-		+	●	+	○
CYANOBACTERIA												
<i>Anabaena spiroides</i> (Klebahn)	-		+	○	-		-		-		+	○
<i>Merismopedia</i> sp	+	○	+	○	+	○	+	○	-		+	●
<i>Microcystis</i> sp	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●
<i>Microcystis wesenbergi</i> (Lemmermann)	+	○	+	○	+	○	+	○	+	●	+	○
<i>Sphaerocavum brasiliensis</i> Azevedo et Sant'Anna	+	○	+	○	+	○	-		+	○	+	○
EUGLENOPHYCEAE												
<i>Euglena</i> sp	+	○	+	○	+	○	+	●	+	○	+	○
<i>Phacus</i> sp	-		+	●	+	○	+	○	+	○	+	○
ZYGNEMATOPHYCEAE												
<i>Cosmarium</i> sp	-		-		-		+	○	-		-	
<i>Microspora</i> sp	+	○	+	○	-		+	○	-		+	●
<i>Spondylosium rectangulare</i> (Wolle) West & West	-		+	○	-		-		-		-	
<i>Staurastrum leptocladum</i> Ralfs	-		-		-		-		+	○	-	
<i>Staurastrum pseudozonatum</i> Ralfs	+	○	+	○	+	○	+	○	+	○	+	○
<i>Staurastrum</i> sp	+	○	-		-		+	○	-		-	

e 37,4% do total observado, respectivamente. Bacillariophyceae, Cyanobacteria, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae estiveram presentes na estação seca, porém na estação chuvosa, Euglenophyceae foi ausente no viveiro P e Zygnemaphyceae nos viveiros M e G (Figura 1).

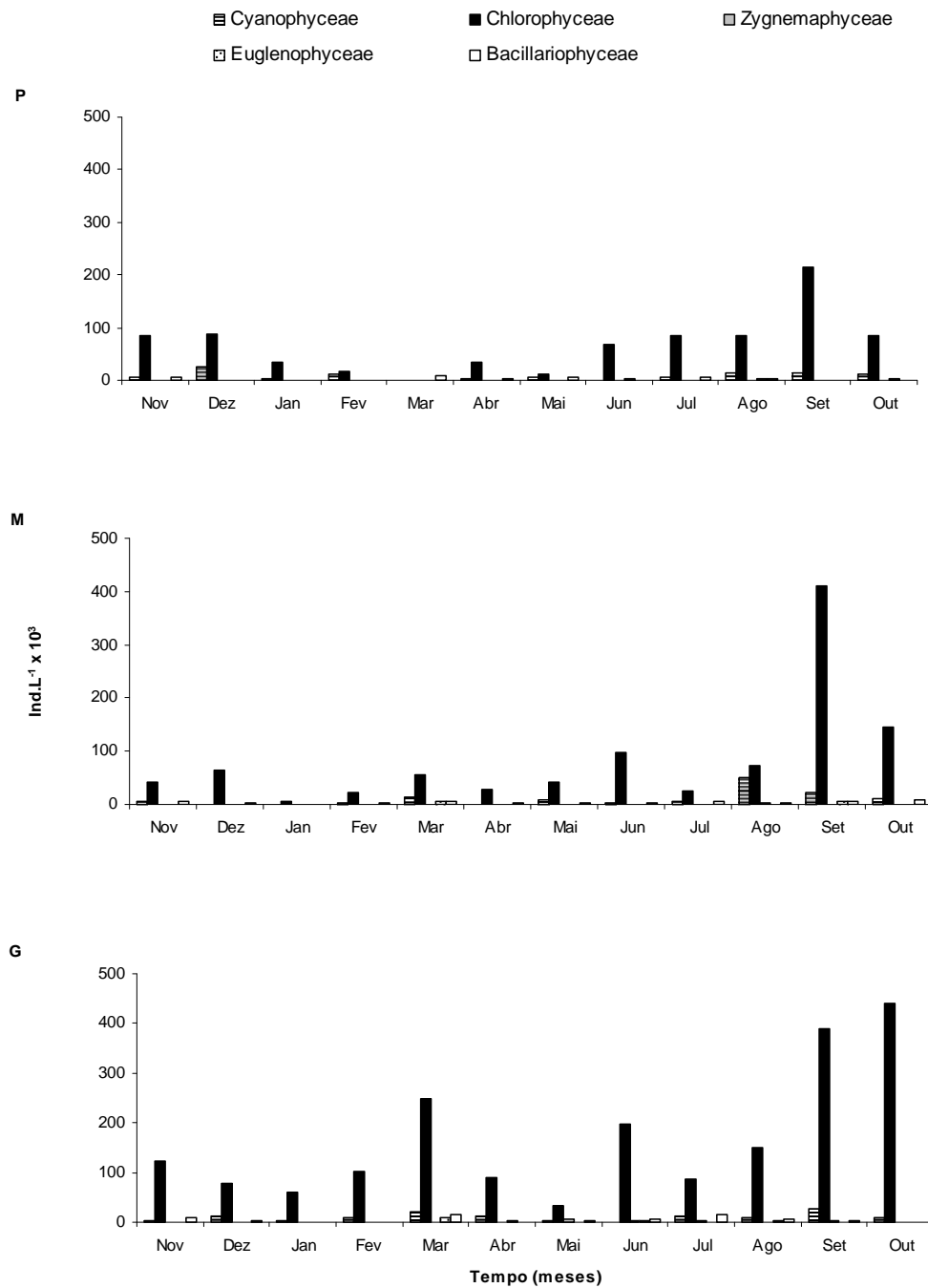


Figura 1. Densidade ($\text{ind.L}^{-1} \times 10^3$) dos grupos fitoplanctônicos nos três viveiros (P, M e G) ao longo do ano.

A comunidade zooplanctônica esteve representada por 41 taxa, sendo 6 Cladocera, 2 Copepoda e 33 Rotifera, desses somente os Copepoda representados por *Argyrodiaptomus furcatus* e *Thermocyclops minutus* foram constantes ou comuns em todos os viveiros nas duas estações, com exceção de *A. furcatus* adulto na estação seca no viveiro G. Dentre os Cladocera, *Bosmina hagmani*, *B. longirostris* e *Diaphanosoma birgei* também estiveram presentes em todos os viveiros e para os Rotifera, somente *Filinia sp* esteve presente em todos os viveiros (espécie comum) nas duas estações do ano (Tabela 2).

Para a comunidade zooplanctônica, Rotifera foi dominante na estação chuvosa em todos os viveiros, representado por *Poliarthra sp* (28,6%) e *Proales sp* (22,9%) no viveiro P, *Keratella sp* (33,9%) no viveiro M e *Hexarthra sp* (26%) e *Brachionus sp* (17,1%) no viveiro G. Na estação seca, Copepoda foi dominante nos viveiros P e M, representado por náuplios Cyclopoida com 43% e *A. furcatus* com 34,5%, respectivamente. Cladocera foi dominante no viveiro G, representado por *B. longirostris* (41%) (Figura 2).

Na Tabela 3 apresenta os resultados da análise de fator para o plâncton e o correspondente modelo ANOVA e as comparações múltiplas para as médias. Dois fatores foram importantes pra descrever a variabilidade planctônica e juntos explicam 89% da variabilidade total do plâncton. O modelo ANOVA explica mais de 85% da variabilidade dos fatores. O primeiro fator do plâncton (F1) explica 54% da variabilidade do plâncton. F1 mensura a biomassa planctônica (correlação positiva para todos os grupos planctônicos). O modelo ANOVA explica 88% da variabilidade deste fator, sendo 83,5% devido às épocas do ano e 16,5% ao tamanho dos viveiros. Os elevados valores para o fator na comparação múltipla mostram que os viveiros M e P apresentaram as menores densidades planctônicas, enquanto que G a maior. Nas duas estações do ano, a biomassa planctônica foi similar.

Tabela 2. Composição específica e frequência (F) dos diferentes taxa zooplanctônicos nas estações de chuva (CH) e seca (SC) nos três viveiros estudados (P, M e G), onde: + = presente; - = ausente; ● = constante; ○ = comum e ∅ = raro.

TAXA	P				M				G			
	CH	F	SC	SC	CH	F	SC	F	CH	F	SC	F
CLADOCERA												
<i>Alona monacantha</i> (Sars, 1901)	-		+	○	-		+	○	+	○	+	○
<i>Bosmina hagdmani</i> (Stingelin, 1904)	+	○	+	●	+	○	+	●	+	●	+	●
<i>Bosmina longirostris</i> (Muller, 1785)	+	○	+	●	+	○	+	●	+	●	+	●
<i>Daphnia ambigua</i> (Scourfield, 1947)	-		+	○	+	○	+		-		-	
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	+	○	+	○	+	●	+	●	+	●	+	●
<i>Moina micrura</i> (Hansen, 1899)	-		+	○	-		+	○	-		-	
COPEPODA												
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901)	+	○	+	●	+	●	+	●	+	●	-	
<i>Nauplius</i>	+	○	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●
<i>Termocyclops minutus</i> (Lowndes, 1934)	+	○	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●
<i>Nauplius</i>	+	○	+	●	+	●	+	●	+	●	+	●
ROTIFERA												
<i>Anuraeopsis sp</i>	-		-		+	●	-		+	○	+	●
<i>Ascomorpha sp</i>	+	○	+	○	+	○	-		+	○	+	○
<i>Asplanchinella sp</i>	-		-		+	○	+	○	-		-	
<i>Asplanchna sp</i>	+	○	+	○	-		-		+	●	+	○
<i>Asplanchnopus sp</i>	-		-		+	●	+	○	+	○	-	
<i>Beauchampiella sp</i>	-		-		+	○	+	○	-		-	
<i>Brachionus sp</i>	+	●	+	○	+	○	+	○	+	●	+	●
<i>Cephalodella sp</i>	-		-		+	○	+	○	+	○	+	○
<i>Collotheca sp</i>	-		+	○	+	○	+	○	-		+	○
<i>Colurella sp</i>	+	○	-		+	○	+	○	+	○	+	○
<i>Conochilius sp</i>	-		+	○	+	○	-		+	●	-	
<i>Encentrum sp</i>	-		-		+	○	-		-		+	○
<i>Epiphanes sp</i>	+	○	+	○	+	○	-		+	○	-	
<i>Euchlanis sp</i>	+	○	+	○	+	○	-		+	○	+	○
<i>Filinia sp</i>	+	○	+	○	+	○	+	○	+	○	+	○
<i>Gastropus sp</i>	+	○	-		+	○	+	○	+	●	+	○
<i>Hexarthra sp</i>	-		-		+	○	-		+	●	+	○
<i>Keratella sp</i>	-		+	○	+	●	+	●	-		-	
<i>Lecane sp</i>	+	○	+	○	+	○	-		+	○	-	
<i>Lepadella sp</i>	-		+	○	+	○	+	○	+	○	+	○
<i>Monommata sp</i>	-		-		+	○	+	○	+	○	+	○
<i>Monostyla sp</i>	-		-		+	○	+	○	-		-	
<i>Mytilina sp</i>	-		-		+	●	+	●	+	○	+	○
<i>Notholca sp</i>	-		-		-		-		+	●	+	○
<i>Platyias sp</i>	-		+	○	-		-		+	○	+	●
<i>Poliarthra sp</i>	+	○	+	●	-		-		+	○	+	○
<i>Pompholix sp</i>	-		-		-		-		+	○	+	○
<i>Proales sp</i>	+	○	+	○	-		-		+	●	+	●
<i>Proalides sp</i>	+	○	+	○	-		-		+	○	-	
<i>Proalinopsis sp</i>	+	○	-		-		-		+	●	+	●
<i>Synchaeta sp</i>	+	○	+	○	-		-		-		-	
<i>Testudinella sp</i>	+	○	-		-		-		+	○	-	
<i>Trichocerca sp</i>	+	●	+	●	-		-		+	●	-	

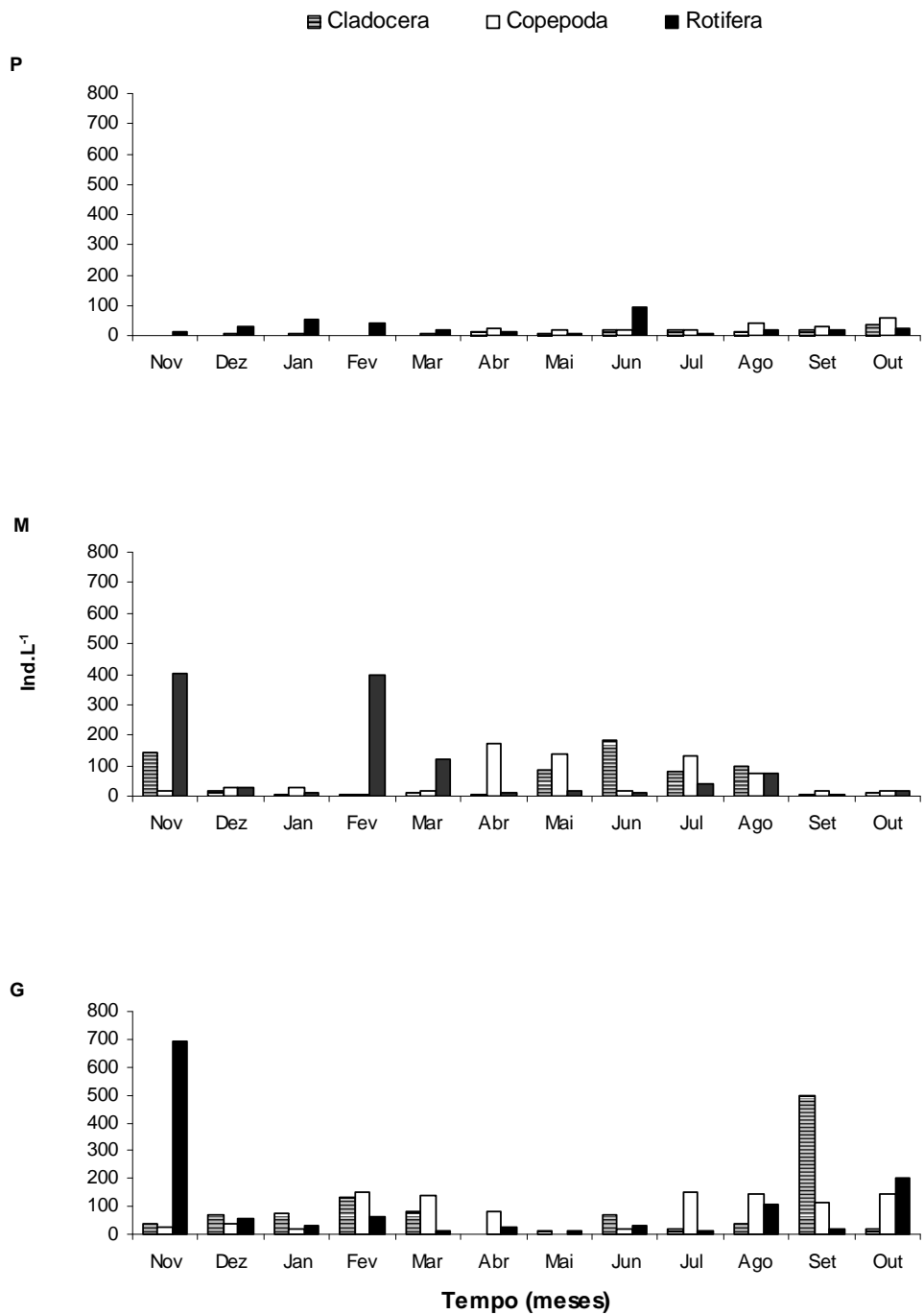


Figura 2. Densidade (ind.L⁻¹ x 10³) dos grupos zooplanc^tônicos nos três viveiros (P, M e G) ao longo do ano.

O segundo fator planctônico (F2) representa 35% da variabilidade dos dados e indica que Cladocera e Copepoda estão correlacionados negativamente com Rotifera. F2 reflete a biomassa dos grupos de Crustacea e Rotifera. O modelo ANOVA explica 87% da variabilidade deste fator, com 77,3% devido às épocas do ano e 22,7% ao

tamanho dos viveiros. Os elevados valores do fator indicam que Cladocera e Copepoda predominaram no viveiro G, enquanto que nos viveiros M e P, Rotifera foi dominante. Durante os meses chuvosos os Rotifera dominaram, enquanto que os crustáceos planctônicos tiveram as maiores densidades nos meses de seca.

Tabela 3. Resultados da análise de fator, ANOVA e comparações múltiplas de Duncan para as médias dos taxa planctônicos.

Fatores	F1	F2		
Bacillariophyta	<u>0,76</u> ^c	0,44		
Chlorophyta	<u>0,82</u>	0,34		
Cyanobacteria	<u>0,76</u>	0,02		
Euglenophyta	<u>0,63</u>	0,28		
Cladocera	<u>0,68</u>	<u>0,92</u>		
Copepoda	<u>0,59</u>	<u>0,90</u>		
Rotifera	<u>0,67</u>	- <u>0,80</u>		
Variância explicada (%)	54%	35%		
Interpretação	Biomassa Planctônica	Crustáceos vs. Rotíferos		
Modelos ANOVA^a				
Sig	***	***		
r ²	0,88	0,87		
Fontes de variância	Sig	%SS	Sig	%SS
E	***	83,5	***	77,3
Tnh	***	16,5	***	22,7
Comparação múltipla^b das médias para tamanho dos viveiros				
P	b		b	
M	b		b	
G	a		a	
Comparação múltipla^b das médias para estação				
Chuva	a		b	
Seca	a		a	

^a *** Significância (Sig) em 0,05. ^b Letras iguais em cada coluna de comparações múltiplas indicam sem significância. a > b > ... E=estação do ano; Tnh=tamanho dos viveiros; %SS=% da soma dos quadrados; ^c Coeficientes sublinhados foram usados para interpretação.

Durante o período chuvoso, as correlações significativamente positivas foram estabelecidas entre a abundância das Bacillariophyceae e ortofosfato, condutividade elétrica e pH, enquanto a abundância das Chlorophyceae correlacionou-se positivamente com amônia, nitrito, condutividade elétrica e temperatura. Durante o período seco, somente Bacillariophyceae apresentou significativamente correlações positivas com nitrato e ortofosfato e correlações negativas com amônia e temperatura (Tabela 4).

Tabela 4. Correlação de Pearson entre as variáveis ambientais e os grupos fitoplanctônicos (N=24; DF=23; $p < 0,05$).

VARIÁVEIS	NH ₄	NO ₂	NO ₃	PT	PO ₄	CE	pH	T°
CHUVA								
Bacillariophyceae	-	-	-	-	0,40	0,55	0,50	-
Chlorophyceae	0,70	0,55	-	-	-	0,45	-	0,50
Cyanobacteria	-	-	-	-	-	-	-	-
Euglenophyceae	-	-	-	-	-	-	-	-
Zygnematophyceae	-	-	-	-	-	-	-	-
SECA								
Bacillariophyceae	- 0,65	-	0,50	-	0,50	-	0,40	- 0,50
Chlorophyceae	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyanobacteria	-	-	-	-	-	-	-	-
Euglenophyceae	-	-	-	-	-	-	-	-
Zygnematophyceae	-	-	-	-	-	-	-	-

DISCUSSÃO

Durante os meses chuvosos, a entrada de material alóctone para o interior dos viveiros aumenta a disponibilidade que por sua vez suporta o desenvolvimento fitoplanctônico por um período de tempo. Quando os nutrientes tornam-se escassos, o fitoplâncton decresce até a próxima carga de nutrientes carregada pela água de entrada decorrente das precipitações. Isto foi mais evidente para as Chlorophyceae, o grupo

dominante durante todo o estudo, que mostrou aumento na abundância conforme aumento dos nutrientes no período chuvoso. Nos meses secos, com o menor fluxo de matéria alóctone, a transparência favorece o desenvolvimento do fitoplâncton em condições iniciais sem limitação de nutrientes. A biomassa aumenta, induzindo a escassez de nutrientes e a limitação de luz devido ao auto-sombreamento, quando a restrição de luz e nutrientes limita o fitoplâncton até a próxima fase clara da água. Contudo, neste período, a disponibilidade de nutrientes dependeu principalmente dos processos no sedimento (Favaro e Sipaúba-Tavares - capítulo II). De acordo com Sheehan (1984), as populações fitoplanctônicas são principalmente estruturadas pelas variáveis químicas e físicas do ambiente. Estas flutuações em intervalos curtos de tempo possuem diferentes fases de amplitudes e frequências que superam aquelas com menor frequência e maior amplitude, sustentando proporções similares da biomassa planctônica nas duas estações do ano (F1).

Os Crustacea estiveram associados com as condições hidráulicas mais estáveis do viveiro maior (G), enquanto que os Rotifera estiveram associados às condições hidráulicas mais instáveis dos viveiros menores (P e M). Este padrão de associação do zooplâncton evidencia a influência do fluxo formado dentro dos viveiros na dinâmica destes organismos. Diferentes aspectos como flutuações no nível da água, extensão da fase de chuvas, tempo de residência e taxa de fluxo, implicitamente ou explicitamente influenciam a abundância e composição do zooplâncton em rios (Thorp & Mantovani, 2005), em reservatórios (MacDonagh *et al.*, 2009) e em viveiros (Brucet *et al.*, 2005). Considerando estes efeitos, é provável que o fluxo de entrada de água, e conseqüente tempo de residência, tenham influenciado a dinâmica do zooplâncton nos viveiros do presente estudo. Os resultados desse estudo indicam que os Rotifera foram dominantes nos viveiros menores (P e M). Estes viveiros foram caracterizados por fluxos de água mais intenso e menor tempo de residência devido ao seu menor volume, ambiente propício para organismos com rápido ciclo de vida como os Rotifera. O tempo de geração mais curto dos Rotifera dá vantagem decisiva sobre os

Crustacea, permitindo recuperação mais rápida do efeito de carreamento (Baranyi *et al.*, 2002), mantendo população mais estável. Godlewska *et al.* (2003) verificaram que condições de elevada vazão eliminaram grandes Cladocera e Copepoda, favorecendo o desenvolvimento de Rotifera. Por causa de seu tempo de desenvolvimento mais longo (Herzig, 1983), os Crustacea re-estabelecem populações maiores mais lentamente que os Rotifera, somente quando as condições lênticas prevalecem por períodos mais longos (Baranyi *et al.*, 2002). Rennella & Quiros (2006) verificaram que baixas densidades de Cladocera e Copepoda foram relacionadas com elevadas taxas de vazão e, em condições lênticas, a biomassa destes dois grupos atingiu níveis máximos. O mesmo foi observado no presente estudo (F2), explicando a maior densidade do Rotifera nas condições mais instáveis dos viveiros M e P nos meses chuvosos. Ao contrário, ocorreram densidades mais elevadas dos Cladocera e Copepoda nas condições de água mais estáveis do viveiro G nos meses secos.

Uma segunda explicação é a pressão de predação exercida pelas tilápias. Nos meses chuvosos ocorre menor pressão de predação pelas tilápias comparado com os meses finais do estudo (meses secos), época em que as tilápias são maiores e, desse modo, consomem mais plâncton. Isto pode ser explicado pelo fato que juvenis realizam predação visual, tendo efeito mais acentuado sobre as presas planctônicas maiores como os Crustacea, enquanto que adultos são filtradores, exercendo maior pressão sobre presas menos móveis como Rotifera (Drenner *et al.*, 1984). Contudo, os efeitos de predação pelas tilápias podem não ser os mesmos para a biomassa total fitoplanctônica. A presença de peixes onívoros resulta no enriquecimento da biomassa total do fitoplâncton (Drenner *et al.*, 1996, Milstein *et al.*, 2009), como também, a magnitude do efeito depende da estrutura de tamanho do fitoplâncton. Assim, o pastoreio por tilápias permite o desenvolvimento de microalgas e correspondente aumento da biomassa total do fitoplâncton (Drenner *et al.*, 1996; Attayde & Menezes, 2008). Adicionalmente, tilápias apresentam elevadas taxas de ingestão e assimilação de *Microcystis* (Lu *et al.*, 2006). Isto explica a maior proporção de Chlorophyceae e a

menor proporção de Cyanobacteria verificada neste estudo. Conseqüentemente, o desenvolvimento das Chlorophyceae leva a um aumento da biomassa total do plâncton verificado no fator 1 do presente estudo.

CONCLUSÃO

A comunidade fitoplanctônica foi afetada pelos eventos de precipitação nos meses chuvosos devido ao aporte de nutrientes presentes na água de entrada, aumentando sua abundância e com correspondente aumento da abundância do zooplâncton. Desta forma, as flutuações na abundância fitoplanctônica devido as variações na disponibilidade de nutrientes determinam a abundância do zooplâncton.

O fluxo de água foi um importante determinante na biomassa e composição do plâncton. Nos meses chuvosos, quando o fluxo foi contínuo e intenso, as espécies com curto tempo de desenvolvimento (Rotifera) foram favorecidas pelas condições lóticicas no interior dos viveiros. Nos meses secos, o fluxo de água intermitente e menos intenso resultou em aumento da biomassa dos Crustacea em condições de baixa renovação de água no sistema.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq pela bolsa concedida ao primeiro autor e aos colegas do Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton pelo auxílio nas análises laboratoriais e coletas de campo.

REFERÊNCIAS

- Attayde, J. L.; Menezes, R. 2008. Effects of fish biomass and planktivore type on plankton communities. *Journal of Plankton Research*, 30(8):885-892.
- Baranyi, C.; Hein, T.; Holarek, C.; Keckeis, S.; Schiemer, F. 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshwater Biology*, 47: 473-482.

- Bicudo, C. E. M.; Bicudo, D. 2004. Amostragem em limnologia . Rima, São Carlos, 351p.
- Brucet, S.; Boix, D.; Lopez-Flores, R.; Badosa, A.; Moreno-Amich, R.; Quintana, X. 2005. Zooplankton structure and dynamics in permanent and temporary Mediterranean salt marshes: taxon-based and size-based approaches. *Archiv für Hydrobiologie*, 162: 535-555.
- Campos, S. S.; Silva, U. L.; Lúcio, M. Z. T.; Correia, E. S. 2009. Natural food evaluation and water quality in zero water Exchange culture of *Litopenaeus vannamei* fertilized with wheat bran. *Aquaculture International*, 17:113-124.
- Coman, F. E.; Connolly, R. M.; Preston, N. P. 2006. Effects of water Exchange and abiotic factors on zooplankton and epibenthic fauna in shrimp ponds. *Aquaculture Research*, 37: 1387-1399.
- Dillon, W. R.; Goldstein, M. 1984. Multivariate analysis: methods and applications. New York: John Wiley. 587p.
- Drenner, R. W.; Taylor, S. B.; Lazzaro, X. 1984. Particle-grazing and plankton community impact of an omnivorous cichlid. *Transactions of the American Fisheries Society*, 113, 397–402.
- Drenner, R. W.; Smith, J. D.; Threlkeld, S. T. 1996. Lake trophic state and the limnological effects of omnivorous fish. *Hydrobiologia*, 319, 213–223.
- Godlewska, M.; Mazurkiewicz-Boron, G.; Pocięcha, A.; Wilk-Wozniak, E.; Jelonek, M. 2003. Effects of flood on the functioning of the Dobczyce reservoir ecosystem. *Hydrobiologia*, 504: 305-313.
- Gonzales, J. M.; Husto, A. H.; Rosinski, M. E.; Wu, Y. V.; Powless, T. F.; Brown, P. B. 2007. Evaluation of fish meal-free diets for first feeding Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Journal of Applied Aquaculture*, 19(3): 89:99.
- Golterman, H. L.; Clymo, R. S.; Ohnstad, M. A. M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. London: Blackwell Sci. Publ., 213 p.
- Hart, R. C. 2004. Cladoceran periodicity patterns in relation to selected environmental factors in two cascading warmwater reservoirs over a decade. *Hydrobiologia*, 526: 99– 117.
- Herzig, A. 1983. The ecological significance of the relationship between temperature and duration of embryonic development in planktonic freshwater copepods. *Hydrobiologia*, 100: 65-91.
- Johnson, R. A.; Wichern, D. W. 1992. Applied multivariate statistical analysis. Englewood Cliffs, N. J. : Prentice Hall. 642p.
- Köprücü, K.; Özdemir, Y. 2005. Apparent digestibility of selected feed ingredients for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture*, 250: 308-316.

- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. In: Grashof, E. & Kremling, E. Eds. Methods of seawater analysis. Verlag Chemie Weinheim, New York. p117-181.
- Lovell, RT. 2002. Diet and Fish Husbandry. In: Fish Nutrition. 3th edition. Ed. Elsevier Science.
- Lu, K.; Jin, C.; Dong, S.; Gu, B.; Bowen, S. H. 2006. Feeding and control of blue-green algal blooms by tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Hydrobiologia*, 568:111-120.
- MacDonagh, M. E.; Casco, M. A.; Claps, M. C. 2009 Plankton relationships under small water level fluctuations in a subtropical reservoir. *Aquatic Ecology*, 43: 371–381.
- Milstein, A. 1993. Factor and canonical correlation analyses: basic concepts, data requirements and recommended procedures. In: Prein M., Hulata G. and Pauly D. Eds. Multivariate Methods in Aquaculture Research: Case Studies of Tilapias in Experimental and Commercial Systems. ICLARM Studies and Reviews 20, p. 24-31.
- Milstein, A.; Wahab, M. A.; Kadir, A.; Sagor, M. F. H.; Islam, M. A. 2009. Effects of intervention in the water quality column and/or pond bottom through species composition on polycultures of large carps and small indigenous species. *Aquaculture*, 286: 246-253.
- Muendo, P. N.; Milstein, A.; van Dam, A. A.; Gamal, E. N.; Stoorvogel, J. J.; Verdegem, M. C. J. 2006. Exploring the trophic structure in organically fertilized and feed-driven tilapia culture environments using multivariate analysis. *Aquaculture Research*, 37: 151-163.
- Naselli-Flores, L.; Barone, L. 1997. Importance of water-level fluctuation on population dynamics of cladocerans in a hypertrophic reservoir (Lake Arancio, south-west Sicily, Italy). *Hydrobiologia*, 360: 223–232
- Rennella, A. M.; Quiros, R. 2006. The effects of hydrology on plankton biomass in shallow lakes of the Pampa Plain. *Hydrobiologia*, 556: 181-191.
- Sampaio, E. V.; Rocha, O.; Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J. G. 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 6(3): 525-545.
- SAS. 1990. SAS/STAT user's guide. SAS Inst. Inc, Cary, NC, Version 6.
- Sheehan, J. P. 1984. Effects of pollutants on community and ecosystem structure and dynamics. In: Shaheen, J. P.; Miller, D. R.; Butler, G. C.; Bourdeau, P. Eds. Effects Of Pollutants At The Ecosystem Levels. John Wiley Sons Ltd., New York: 51-99.
- Silva, C. A.; Train, S.; Rodrigues, L. C. 2005. Phytoplankton assemblages in a Brazilian subtropical cascading reservoir system. *Hydrobiologia*, 537: 99–109.

- Sipaúba-Tavares, L. H.; Guariglia, C. S. T.; Braga, F. M. S. 2007. Effects of rainfall on water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. *Brazilian Journal of Biology*, 67(4): 643-649.
- Thorp, J.; Mantovani, S. 2005. Zooplankton of turbid and hydrologically dynamic prairie rivers. *Freshwater Biology*, 50: 1474–1491.
- Volpe, C. A. 1989. Análise da precipitação mensal em Jaboticabal (SP). *Ciência Agrônômica*, 4(2): 3-5.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. New Jersey: Prentice Hall.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As características físico-químicas e biológicas da água foram principalmente influenciadas pela hidrodinâmica dos viveiros em relação aos períodos do ano como fluxo contínuo (chuva) e intermitente (seca) e os níveis resultantes de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e transparência da água.

O manejo empregado nos viveiros resultou em pH ligeiramente alcalino, com concentrações de oxigênio dissolvido praticamente constantes e as concentrações de nitrito consideravelmente baixas. O acúmulo de matéria orgânica no sedimento (alface) forneceu substrato para a decomposição heterotrófica. A baixa razão C/N da alface evitou a elevada demanda de OD para sua degradação.

A reciclagem dos nutrientes no interior dos viveiros levou à utilização mais eficiente dos recursos, resultando em um ambiente de criação rico e produtivo com condições adequadas para produção de peixes.

A partir do presente estudo, algumas considerações podem ser esboçadas para pesquisas futuras dos benefícios da fertilização com alface para pequenos produtores e sobre o papel funcional dos resíduos de alface como fertilizante orgânico e fonte de alimento para as tilápias:

- ✓ Avaliação do papel da alface como fonte de nutrientes solúveis (N, P e C) para a produtividade algal e suas taxas de liberação associadas a sua frequência de aplicação;
- ✓ Avaliação da relação entre as taxas de aplicações da alface e sua contribuição como nutriente particulado para os ganhos na produção das tilápias;
- ✓ Comparar os ganhos da produção das tilápias utilizando os resíduos de alface e outros fertilizantes orgânicos e combinações de ambos para avaliação dos fatores técnicos e sócio-econômicos;