



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA-UNESP
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**AVALIAÇÃO BIÓTICA E ABIÓTICA DE UM
“WETLAND” EM EFLUENTE DE RANICULTURA**

Lorena Regina da Silva Peres

JABOTICABAL, SÃO PAULO

2018

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA-UNESP
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**AVALIAÇÃO BIÓTICA E ABIÓTICA DE UM
“WETLAND” EM EFLUENTE DE RANICULTURA**

Lorena Regina da Silva Peres

Orientadora: Prof^a Dr^a. Lúcia Helena Sipaúba Tavares

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

JABOTICABAL, SÃO PAULO

2018

P437a Peres, Lorena Regina da Silva
Avaliação biótica e abiótica de um "wetland" em efluente de
ranicultura / Lorena Regina da Silva Peres. -- Jaboticabal, 2018
vii, 63 f. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de
Aqüicultura da Unesp, 2018

Orientadora: Lúcia Helena Sipaúba Tavares

Banca examinadora: Claudinei da Cruz, Rodrigo Ney Millan

Bibliografia

1. Tratamento biológico. 2. Eutrofização. 3. Ranicultura. 4.
Macrófitas. I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aqüicultura da Unesp.

CDU 556.55


CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Avaliação biótica e abiótica de um "wetland" em efluente de ranicultura

AUTORA: LORENA REGINA DA SILVA PERES

ORIENTADORA: LÚCIA HELENA SIPAÚBA TAVARES

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


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


Prof. Dr. RODRIGO NEY MILLAN
/ Universidade do Estado de Minas Gerais


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

Jaboticabal, 16 de fevereiro de 2018

*"Nós somos o que fazemos todos os dias. Desse modo,
a excelência não é um ato, mas um hábito"*

Aristóteles

Dedicatória
Aos amores da minha vida:
Regina Márcia da Silva Peres
Claudinei Batista Peres

Agradecimentos

Este trabalho chegou até a redação deste texto, através de muitas pessoas que não mediram esforços, sempre prontas a ajudar com profissionalismo e competência, aos quais eu gostaria de citar nominalmente.

À Deus, que é Pai, Filho e Espírito Santo, pelo dom da vida e por sempre me guiar e conceder saúde para que eu possa lutar pelos meus sonhos e à Virgem Maria por passar a frente e proteger os meus passos nos caminhos da vida.

À Profa. Dra. Lúcia Helena Sipaúba Tavares pela brilhante orientação, ensinamentos e estímulo concedido em busca do conhecimento. Agradeço principalmente pela confiança, discussões científicas e oportunidade para realização deste trabalho. Muito obrigada, e ainda sim faltam-me palavras.

Aos meus amigos do Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton: Taise Florêncio, Juliane dos Santos, Gustavo Laranjeira, Mayara Tedesque, Giovana Araujo, Bruno Scardoeli e Gislaine Costa, pela amizade conquistada e ajuda na execução deste trabalho.

À Bruno Scardoeli pela elaboração da figura do "wetland" construído.

À profa. Dra. Marta Verardino De Stéfani pelo apoio financeiro com a reconstrução do "wetland".

À todos do Laboratório de Ranicultura, em especial ao querido Márcio Reche.

Ao Centro de Aquicultura da Unesp - CAUNESP e seus funcionários.

Ao querido prof.Dr. Antônio Sérgio Ferraudó.

À todos do Laboratório de Plantas daninhas LAPDA e Departamento de Biologia Aplicada á Agropecuária.

Ao prof. Dr. Luis Henrique Zanini Branco e sua equipe do Laboratório de Biologia, Ecologia e Taxonomia de Algas da Ibilce - São José do Rio Preto.

Aos meus amigos do Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia NEPEAM - UNESP/Jaboticabal e do Laboratório de Ecotoxicologia e Eficácia de Agrotóxicos - LEEA/Barretos, pela amizade conquistada durante esses anos e ajuda na execução das análises. Vocês são pessoas eternamente especiais.

À Claudinei da Cruz, pelo apoio e confiança incondicional que me convenceram a continuar os estudos após a graduação, mostrando-me a nobre função da pesquisa: Produzir novos conhecimentos. A minha sincera gratidão e meu carinho.

Aos amigos especiais Gislaine Costa e Bruno Scardoeli pelo companheirismo, pela confiança, pelos ensinamentos compartilhados e por vossa amizade nos momentos mais difíceis deste trabalho.

À minha mãe Regina Márcia da Silva Peres por todo amor, carinho e incentivo. Deus não poderia ter me presenteado melhor que ter a honra de lhe chamar de "mãe". Você sempre será a razão das minhas conquistas.

Ao meu pai Claudinei Batista Peres, por ter me ensinado o valor das palavras caráter e humildade, que foram essenciais para meu crescimento pessoal e profissional.

Ao meu anjo de quatro patas Nina, que muitas vezes me distraiu para que eu conseguisse trabalhar durante a madrugada.

À Vinicius Daniel Fonseca, que esteve ao meu lado, me fazendo acreditar que chegaria ao final desta difícil, porém gratificante etapa.

As amigas da República Tcheca: Nathália Garlich, Mariana Piatto Berton, Juliana Lollí, Brigida Sperchi e Renata Tayssa pela amizade, pela compreensão, pelos momentos felizes e tristes compartilhados. Vocês muitas vezes foram minha família em Jaboticabal.

Ao apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) - (2014/24697-3).

Enfim, a todos que participaram de alguma forma deste trabalho. Muito obrigada!!!!

Sumário

| | |
|--|-----|
| Lista de Figuras..... | v |
| Lista de Tabelas..... | vii |
| Resumo..... | 1 |
| Abstract..... | 3 |
| Introdução Geral..... | 5 |
| Objetivo Geral..... | 7 |
| Objetivos Específicos..... | 7 |
| Capítulo I. Revisão de Literatura..... | 8 |
| Impacto da Ranicultura no meio ambiente..... | 8 |
| Tratamento biológico de efluentes com o uso de "wetland" construído..... | 11 |
| Fitoplâncton na Aquicultura..... | 14 |
| Tratamento do efluente de Ranicultura do CAUNESP - Histórico..... | 17 |
| Uso de "wetland" construído no tratamento de efluente da Ranicultura..... | 18 |
| Referências Bibliográficas..... | 21 |
| Capítulo II. Dinâmica e Eficiência de um "wetland" construído em efluente do setor de criação de rã touro..... | 31 |
| Resumo..... | 31 |
| Abstract..... | 32 |
| Introdução..... | 33 |
| Material e Métodos..... | 33 |
| Área de estudo..... | 33 |
| Variáveis limnológicas e sedimento..... | 35 |
| Dados biológicos da <i>Eichhornia crassipes</i> | 35 |

| | |
|--|----|
| Hidráulica do "wetland" construído..... | 36 |
| Análise estatística dos dados..... | 36 |
| Resultados..... | 37 |
| Discussão..... | 41 |
| Conclusão..... | 44 |
| Agradecimentos..... | 45 |
| Referências..... | 45 |
| Capítulo III. Caracterização da comunidade fitoplanctônica de um "wetland" construído em efluente de ranicultura..... | 48 |
| Resumo..... | 48 |
| Abstract..... | 49 |
| 1. Introdução..... | 50 |
| 2. Material e Métodos..... | 50 |
| 2.1 Área de estudo e Local de Amostragem..... | 51 |
| 2.2 Amostragem de água e fitoplâncton..... | 51 |
| 2.3 Condições Hidráulicas do "wetland" construído..... | 52 |
| 2.4 Análise dos dados..... | 53 |
| 3. Resultados..... | 53 |
| 4. Discussão..... | 58 |
| 5. Agradecimentos..... | 61 |
| 5. Referências..... | 61 |

Lista de Figuras

Capítulo I

- Figura 1.** Imagem de satélite do conjunto de viveiros e tanques do CAUNESP. Linha vermelha indica a extensão do canal "Wetland" (Google Earth, 2016)17
- Figura 2.** "Wetland" construído em 2011. A: Caixa receptora do efluente do setor de ranicultura; B: vista geral do "wetland"; C: Saída do efluente para os viveiros após passagem pelo "wetland"18
- Figura 3.** "Wetland" reformado em 2016. A: Reforma da saída do efluente com novo encanamento da ranicultura para o wetland B: Nova caixa receptora do efluente do setor de ranicultura. C: Concretagem das caixas para solução dos problemas de infiltração. D: Construção de uma quarta caixa no "Wetland". E: Saída do efluente direto para os viveiros de piscicultura adjacentes. F: Vista geral do "wetland" construído.....19
- Figura 4.** "Wetland" construído no setor de ranicultura do CAUNESP. A: Vista geral do "wetland" construído. B: Amostragem da entrada do efluente da ranicultura (IW). C: Compartimento com a macrófita *E. crassipes* (EC). D: Amostragem da saída do efluente do "wetland" para os viveiros de piscicultura (WO).....21

Capítulo II

- Figura 1.** Localização geográfica (A), esquema do Centro de Aquicultura (B), setor de ranicultura com os galpões de engorda e tanques de girinos (C) e esquema do "wetland construído"(D) onde: IW = entrada de efluente da ranicultura, EC = caixas com a macrófita *Eichhornia crassipes*, WO = saída de água.....34
- Figura 2.** Biplot da análise de componentes principais eixos 1(x) e 2 (y) e os vetores com dados das variáveis ambientais. **IW** (entrada do wetland), **WO** (saída do wetland), os números I, II e III são referentes a cada período avaliado na criação de rã-touro.....38
- Figura 3.** Eficiência de remoção das variáveis limnológicas (%) nos períodos I, II e III da criação de rã-touro.....38

Capítulo III

- Figura 1.** Localização geográfica do Centro de Aquicultura da Unesp e esquema do "wetland construído" onde: IW = entrada de efluente da ranicultura, EC = caixas

contendo a macrófita *Eichhornia crassipes*, WO = saída de água.....52

Figura 2. Número de Indivíduos (Ind L⁻¹) e Abundância relativa (%) das espécies fitoplancctônicas na água de entrada (IW) e saída (WO) do "wetland" para cada período da criação de rã-touro.....57

Lista de Tabelas

Capítulo II

| | |
|---|----|
| Tabela 1. Média e desvio padrão das variáveis limnológicas (mg L^{-1}), coliformes termotolerantes (NMP $10 \times 100\text{mL}^{-1}$), condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) entre os períodos de coleta, e a eficiência de remoção (ER%) na água de entrada (IW) e saída (WO) do "wetland" para cada período da criação de rã-touro..... | 40 |
| Tabela 2. Valores da biomassa, nitrogênio, fósforo e potássio da macrófita aquática <i>Eichhornia crassipes</i> avaliadas nas etapas de estocagem, girinagem e recria da rã touro..... | 40 |
| Tabela 3. Média e desvio padrão das variáveis medidas no sedimento entre os pontos e etapas de coleta da criação de rã touro..... | 41 |

Capítulo III

| | |
|--|----|
| Tabela 1. Média e desvio padrão das variáveis ambientais (mg L^{-1}), na água de entrada (IW) e saída (WO) do "wetland" para cada período da criação de rã-touro..... | 54 |
| Tabela 2. Composição, frequência de ocorrência, diversidade, riqueza e equabilidade das espécies fitoplanctônicas na água de entrada (IW) e saída (WO) do "wetland" para cada período da criação de rã-touro..... | 56 |
| Tabela 3. Correlação de Pearson entre as espécies de fitoplâncton com as variáveis ambientais na água de entrada (IW) e saída (WO) do "wetland" para cada período da criação de rã-touro ($<0,05$) | 58 |

RESUMO

Na maioria dos sistemas de criação de organismos aquáticos as descargas de efluentes ocorrem sem tratamento prévio nos mananciais naturais ou em tanques e/ou viveiros de fluxo contínuo de água, acarretando mudanças na biota aquática destes corpos receptores. Logo, estes sistemas são considerados um grande fator de impacto negativo para o meio ambiente, principalmente o setor de ranicultura do CAUNESP, que lança seus resíduos diariamente sem nenhum tratamento no efluente que deságua nos viveiros de piscicultura causando problemas de degradação da água, com aumento principalmente de nitrogênio e fósforo. O objetivo deste estudo foi avaliar as condições limnológicas, presença de coliformes termotolerantes e conhecer a comunidade fitoplanctônica em um “wetland” localizado no efluente do setor de ranicultura do CAUNESP/UNESP (Jaboticabal – SP) em três períodos distintos da criação de rãs, correspondendo o período I com 2.400 animais; o período II com 40.000 girinos e o período III contendo 3.750 animais em diferentes fases de desenvolvimento. Esta avaliação foi embasada em informações ecológicas a respeito dos efeitos das plantas aquáticas como retentoras da carga orgânica e inorgânica proveniente do setor de ranicultura como também, do acúmulo de nutrientes no sedimento e ganho de biomassa da macrófita utilizada *Eichhornia crassipes*. Através dos resultados obtidos foi observado que as variáveis amônia, clorofila a, alcalinidade, condutividade, fósforo total, sólidos totais, demanda química do oxigênio, coliformes termotolerantes e oxigênio dissolvido estiveram associadas com o período I, a qual caracterizou o parâmetro de qualidade de água, com maior capacidade de eutrofização. As maiores taxas de eficiência de remoção ocorreram para os períodos I e II consequência do menor fluxo hidráulico e maior tempo de retenção. O sedimento e as plantas também foram eficientes como acumuladores de nutrientes e matéria orgânica. Para o fitoplâncton elevada riqueza e diversidade de espécies fitoplanctônicas foram observadas no período II influenciadas pelo manejo empregado na ranicultura, menor fluxo hidráulico e biomassa de *E. crassipes*. O maior fluxo hidráulico do período III afetou drasticamente a comunidade fitoplanctônica, com diminuição na densidade, diversidade e riqueza de espécies. O manejo empregado na ranicultura, o fluxo hidráulico e a presença da macrófita aquática *E. crassipes* interferiram de forma significativa na dinâmica da comunidade fitoplanctônica. Portanto a contribuição

desta pesquisa ressalta a importância sobre estudos que visem a aplicabilidade de tecnologias que envolvam o uso de tratamento natural e de baixo custo (“wetland”) em uma região de clima subtropical, como também a empregabilidade de um manejo adequado minimizando os impactos negativos provocados pelas descargas de matéria orgânica e inorgânica provenientes do setor de ricultura.

Palavras chave: Tratamento biológico, eutrofização, ricultura, macrófitas

ABSTRACT

Effluent discharge in most water organism breeding systems lacks previous treatment, with its subsequent release into natural water sources or tanks/ponds with continuous water flow and changes in the aquatic biota of the receiving water bodies. The systems are a relevant negative impact factor for the environment. This is especially true for the frog culture section of CAUNESP. The latter daily discharges the effluent's untreated residues, released into the fish ponds, causing water degradation and increase in nitrogen and phosphorus rates. Current analysis evaluates the limnological conditions and the existence of thermo-tolerant coliforms, know the phytoplankton community in a wetland in the effluent of the frog culture sector of CAUNESP/UNESP, Jaboticabal SP Brazil, and samplings were undertaken in three different periods in frog breeding, corresponding to Period I with 2,400 animals; Period II with 40,000 tadpoles and Period III with 3,750 animals at different development phases. Assessment was fore grounded on ecological data on the effects of water plants as retainers of organic and inorganic load derived from the frog culture sector and from the nutrient stock on the sediment and in macrophytes. Research was also based on the growth and gain of the biomass of macrophyte *Eichhornia crassipes*. Results revealed that the variables ammonia, chlorophyll-a, alkalinity, conductivity, total phosphorus, total soluble and dissolved solids, chemical oxygen demand, thermo-tolerant coliforms and dissolved oxygen were associated with the period I which characterized water quality as highly capable of eutrophication. Highest removal efficiency rates occurred during the periods I and II as a consequence of low hydraulic flow and high retention time. Sediments and plants were also efficient as accumulators of nutrients and organic matter. High richness and diversity of phytoplankton species were reported in Period II influenced by the frog culture management, low water flow and biomass of *E crassipes*. Greater water flow in Period III affected drastically the phytoplankton community, with decrease in density, diversity and species richness. Management of frog culture, the hydraulic flow and the presence of water macrophytes *E. crassipes* significantly affected the dynamics of the phytoplankton community. Current research underscored the importance of studies on the applicability of technologies that involve natural, low-cost treatment and adequate management, with decrease in

negative impacts caused by discharges of organic and inorganic matter derived from the frog culture section.

Key words: biological treatment, eutrophication, frog culture, aquatic macrophytes.

INTRODUÇÃO GERAL

Dentre as atividades que englobam a aquicultura, a ranicultura pode ser destacada devido ao seu elevado potencial de crescimento econômico no mercado nacional e internacional (FAO, 2014). No Brasil, o interesse em *Lithobates catesbeianus* (SHAW, 1802), popularmente conhecido como rã-touro, vem aumentando devido ao sabor, textura da carne e fonte alternativa de proteína (MOREIRA et al., 2013), apresentando grande demanda, e neste caso exigindo melhorias na produção comercial e ambiental.

A criação de rãs assim como qualquer outra atividade aquícola, pode causar danos ao meio ambiente (FAO, 2009). Os fatores como excesso de alimento, urina, fezes, pele (descarga orgânica) e uso de produtos químicos utilizados no controle de doenças, torna o efluente da ranicultura enriquecido com nitrogênio, fósforo, matéria orgânica e material particulado em suspensão (ANH et al., 2010).

Grande parte desse material vai para o fundo das baías e outro segue para o efluente e, dependendo do local onde deságua, pode elevar os níveis de amônia e dominância de Cyanobacteria, com possíveis cepas tóxicas em função das condições de trofia do efluente (CALIJURI et al., 2006).

O manejo apropriado, o conhecimento e o controle dos aspectos ecológicos, biológicos e sócio econômicos na criação de organismos aquáticos são importantes para obter e manter a qualidade da água garantindo alta produção de biomassa (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010). O uso de "wetlands" é uma opção de baixo custo operacional em sistemas de aquicultura, sendo uma ferramenta com grande potencial para o tratamento de efluente de criação de organismos aquáticos (KONNERUP et al., 2011).

Um número crescente de estudos tem centrado na capacidade de remoção de poluentes orgânicos, inorgânicos e microrganismos patogênicos pelos "wetlands" (GARCIA et al., 2008; HEADLEY et al., 2013; CARBALLEIRA et al., 2016). Tais sistemas construídos a partir de macrófitas aquáticas tem por objetivo utilizar os próprios recursos ambientais para minimizar os impactos gerados pela ação antrópica, como em sistemas de produção aquícola que apresentam elevadas concentrações de nutrientes em seus efluentes (SIPAÚBA-TAVARES, 2000; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002; SIPAÚBA-TAVARES & BRAGA 2008; SIPAÚBA-

TAVARES & DIAS, 2014; MILLAN et al., 2014; TRAVAINI-LIMA & SIPAÚBA-TAVARES, 2012; 2015; WU et al., 2017).

As macrófitas têm capacidade de adicionar oxigênio na água (LI et al., 2008) e utilizar os nutrientes disponíveis para o próprio metabolismo, absorvendo substâncias tóxicas e regulando o fluxo hidráulico (MARQUES, 1999).

Os nutrientes, a matéria orgânica, sólidos em suspensão e demais compostos são reduzidos em “wetlands” através da combinação de características físicas, químicas e biológicas incluindo sedimentação, precipitação, adsorção, assimilação pelo tecido das plantas e transformações microbianas (KUMAR & SINGH, 2011). TRAVAINI-LIMA & SIPAÚBA-TAVARES (2012) encontraram maiores concentrações de coliformes termotolerantes no ponto de entrada de um “wetland” em aquicultura e redução de 99% na saída deste sistema.

SIPAÚBA-TAVARES et al. (2002) utilizaram a macrófita flutuante *Eichhornia crassipes* na confecção de biofiltro para tratamento de efluente de aquicultura, e obtiveram eficiente remoção de metabólitos tóxicos nitrogenados.

A busca de alternativas que auxiliem na diminuição do efeito poluidor no meio aquático provenientes de sistemas intensivos e semi-intensivos da criação de organismos aquáticos são procedimentos a serem adotados para uma aquicultura com baixo impacto e uso racional através do manejo empregado. A utilização de “wetlands” construídos pode assegurar o desenvolvimento equilibrado da aquicultura, garantindo o tratamento da elevada carga orgânica proveniente dos sistemas de criação de organismos aquáticos. Assim, estudos que possibilitem maior conhecimento sobre sistemas de tratamento de água, determinando a influência das variações espaciais e sazonais bem como, as influências locais são importantes para a implementação desta ecotecnologia, garantindo melhor qualidade de água para o corpo receptor (SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

OBJETIVO GERAL

Construir um sistema de tratamento de água residuária utilizando uma ecotecnologia e avaliar sua eficiência em um efluente de ranicultura.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Verificar se as macrófitas aquáticas são resistentes ao fluxo contínuo de água no “wetland” e a carga proveniente deste setor.
2. Avaliar a retenção de coliformes termotolerantes.
3. Verificar a influência do sistema de tratamento na comunidade fitoplanctônica.
4. Interpretar a atuação do sistema de tratamento nas variáveis físicas e químicas da água.
5. Interpretar a atuação do sistema de tratamento nas variáveis físicas e químicas do sedimento e da planta.

Capítulo I

Revisão de Literatura

Impacto da Ranicultura no meio Ambiente

A ranicultura é uma atividade zootécnica que está inserida no contexto geral da aquicultura, consistindo no desenvolvimento de técnicas na criação de rãs em todas as fases de vida deste animal, bem como girinagem, reprodução, engorda, abate e comercialização do produto final (CRIBB et al., 2013).

É uma prática economicamente viável, que vem sendo implantada no meio rural brasileiro assim como, em outros países. No Brasil, o crescimento da ranicultura tem sido observado de forma contínua na última década, devido à evolução da tecnologia, com ênfase ao gradativo aprimoramento das instalações e das técnicas de manejo adotadas pelos técnicos e produtores (DE STÉFANI, 2001).

No Brasil, esta atividade iniciou-se em 1935, com a importação de 300 casais de rã-touro *Lithobates catesbeianus* (SHAW, 1802) originária da América do Norte, conduzidas por Tom Cyrril Harison, a qual se adaptou bem às condições climáticas do país solidificando este setor (VIZOTTO, 1984), sendo a espécie mais utilizada nos ranários brasileiros (LIMA, 2001). O interesse na criação deste anfíbio vem aumentando pois é uma fonte alternativa de proteína animal, apresentando carne com baixos teores de lipídeos (0,3%), calorias (69 Kcal/100g) e sódio (81,9 mg/100g) (LINDAU & NOLL, 1988).

A maior parte da produção mundial é representada pelo continente asiático, subsequente entre os países das Américas; o Brasil está em segundo lugar na produção anual de rãs (IBGE, 2016). Independente da forte capacidade produtiva dos países asiáticos, o Brasil tem mostrado elevado potencial na tecnologia de processos produtivos, visto que na Ásia grande parte desta prática ainda é predatória (TEIXEIRA et al., 2001).

Em 2006 o Brasil produziu 639 toneladas de carne de rã, representando uma participação de 58 a 68% do total produzido pelos países das Américas (FAO, 2014). O país apresenta aproximadamente 600 ranários implantados, 15 indústrias de abate e processamento, 6 associações estaduais de ranicultores e 4 cooperativas (FERREIRA, 2003).

A criação de rãs no Brasil é geralmente realizada utilizando dois tipos sistemas: anfigranja e inundado. O sistema anfigranja cujas baias de recria apresentam uma

disposição linear de seus elementos básicos (cocho, abrigo e piscina) preconiza uma padronização das instalações e fácil manejo, além de sua eficiência na redução da mortalidade e tempo de abate dos animais (LIMA 1997). O sistema de criação de rãs inundado apresenta principal característica a ausência de área seca, portanto toda área da baía permanece alagada (FLORES-NAVA, 2000).

A ranicultura é uma alternativa de empreendimento no país, necessitando de pouco espaço em relação às outras atividades como bovinocultura, avicultura e suinocultura. Por outro lado, algumas de suas desvantagens está ligada a falta de técnicas e pesquisas em relação às demais atividades agropecuárias, necessitando de ferramentas que auxiliem os produtores a maximizar a produção e minimizar os custos no processo produtivo (MOREIRA, 2013).

Ao longo da última década, alguns estudos têm sido conduzidos com o objetivo de melhorar a produção de rãs. Os aspectos analisados estão relacionados ao valor nutricional da carne, nutrição e digestibilidade, bioquímica e fisiologia das espécies, patologias, entre outros (ASSIS et al., 2009; PASTERIS et al., 2011; CASTRO et al., 2012; MENDONZA et al., 2012; MANSANO et al., 2017).

Em contrapartida, pesquisas focadas em questões ambientais ainda são escassas no Brasil e no mundo. Alguns estudos tratam deste tema indiretamente, como por exemplo, o uso de fertilizantes na agricultura como uma das causas para o declínio de anfíbios em sistemas naturais (HAMER et al., 2004) e subsequente eutrofização deste meio.

A criação de organismos aquáticos é uma atividade que necessita de premissas sustentáveis, minimizando os impactos ambientais gerados (BOSMA & VERDEGEM, 2011), visto que a população necessita de mais alimento com diminuição do uso dos recursos naturais (SCHNEIDER et al., 2011).

O descarte direto e contínuo dos efluentes de aquicultura resultam em uma acumulação crônica de resíduos, levando a consequências ecológicas negativas sobre o meio ambiente (MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

Os ciclos de nutrientes primários como fósforo e nitrogênio, são discutidos como foco das perturbações antrópicas, seus efeitos acumulativos estão diretamente relacionados com o crescimento da comunidade fitoplanctônica e do potencial de crescimento das Cyanobacteria (SEREDIK & PREPAS, 2014).

Poucos estudos têm enfatizado os efeitos adversos na qualidade da água de sistemas com fluxo contínuo. No entanto, neste tipo de sistema, águas entram nos tanques/viveiros adjacentes ricas em nutrientes, matéria orgânica e sólidos em suspensão, causando problemas de eutrofização e sedimentação nos corpos de água naturais devido ao efeito acumulativo (BOYD & QUEIROZ, 2001; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2007).

As características desses efluentes apresentam ampla variação, em decorrência das formas de manejo, da tecnologia empregada, das espécies utilizadas e essencialmente da produção intensiva (BOYD, 2003).

O sistema de criação da rã-touro apresenta alta taxa de nitrogênio e fósforo e coliformes termotolerantes provenientes do excesso de ração e excrementos dos animais (BORGES et al., 2012). É importante notar que o aumento desses nutrientes e outros fatores como condutividade, turbidez e baixo nível de oxigênio é proporcional as inadequadas práticas de manejo. A renovação constante de água nas baias é necessária para evitar o efeito tóxico para a rã-touro, promovendo assim, elevadas cargas de nutrientes despejados diretamente nos corpos hídricos, necessitando tratamento nestes efluentes para reduzir a carga de nutrientes (MERCANTE et al., 2014).

SIPAÚBA-TAVARES et al. (2008) em estudo sobre o comportamento alimentar e qualidade da água para girinos de rã-touro, observaram que o uso de ração contendo 40% de proteína bruta influenciou as altas concentrações de compostos nitrogenados e redução do oxigênio dissolvido. Tais resultados foram corroborados por MERCANTE et al. (2014). A importância de promover estudos que forneçam informações sobre a qualidade da água em sistemas de ranicultura, com a descrição das mudanças ambientais geradas por essa atividade é essencial para práticas de gestão sustentáveis.

Cuidados devem ser tomados na implantação de um sistema de aquicultura, enfatizando medidas alternativas para a redução do impacto causado. Alguns autores vêm ressaltando a utilização de recursos naturais que podem fornecer a chamada ecotecnologia, como por exemplo o uso de "wetland" para remoção da carga orgânica e inorgânica dos sistemas de produção de organismos aquáticos (MUZZI, 1994; SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002; HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006; SIPAÚBA TAVARES & BRAGA, 2008; TRAVAINI-LIMA & SIPAÚBA

TAVARES 2012, ZHI & JI, 2014; ÁVILA et al., 2014; CASELLES-OSORIO et al., 2017).

Tratamento biológico de efluentes com o uso de "Wetlands" construídos

Os "wetlands" (brejos) são áreas de transição entre terra e água caracterizadas por solos encharcados com plantas adaptadas a este sistema, com capacidade de redução e remoção de diferentes compostos na água. Esses ambientes naturais são encontrados em todas as zonas climáticas do planeta, dos trópicos até as regiões de tundra (exceto a Antártida); ocupando cerca de 5% da superfície terrestre. Na maioria dos "wetlands" os níveis de água flutuam sazonalmente, característica principal por tornar esses ecossistemas altamente produtivos (ADHIKARI et al., 2009).

O Brasil é o quinto maior país do mundo, ocupando uma área com cerca de 8,5 milhões de km² onde uma grande variedade de tipos de "wetlands" naturais preenchem 20% do território nacional, a maioria localizada na Amazônia (JUNK et al., 2011).

A tecnologia de tratamento de águas residuárias, conhecida como "wetlands" construídos, foi pioneira na Alemanha por um pesquisador chamado Käthe Seidel do Instituto Max Planck em meados de 1950, utilizado para remoção de fenol e na redução da carga orgânica de efluente de laticínio (KADLEC & KNIGHT, 1996). Os primeiros estudos no Brasil com a utilização de tratamentos biológicos na melhoria da qualidade das águas e na gestão da poluição foram conduzidas no início de 1980 (SALATI JR et al., 1999).

O uso de "wetlands" construídos a partir de macrófitas aquáticas é uma ecotecnologia que tem por objetivo utilizar os próprios recursos ambientais para minimizar os impactos gerados pela ação antrópica (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002). A aplicação desta ecotecnologia no Brasil ganha ênfase uma vez que o clima tropical favorece o melhor desempenho do complexo "substrato-microrganismos-plantas" (TCHOBANOGLOUS, 1991).

Em aquicultura, os "wetlands" podem ser construídos dentro de viveiros e nos canais (efluentes), onde são plantadas as macrófitas, podendo conter também materiais inorgânicos, como pedras, cascalhos, entre outros para formação do biofilme (SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

Os "wetlands" construídos são classificados em duas categorias: sistemas de fluxo horizontal e sistemas de fluxo vertical. Nos sistemas de fluxo horizontal o efluente entra por um lado e flui horizontalmente pelo canal até a saída, sendo superficiais ou subsuperficiais. Os sistemas de fluxo vertical são abastecidos intermitentemente através da superfície, fluindo verticalmente através do canal, e sai por meio de uma rede de tubos de drenagem (WETLANDS INTERNATIONAL, 2003).

Todos os sistemas de "wetlands" construídos podem ser considerados como reatores de crescimento biológico aderidos para remoção de DBO₅ e nitrogênio (CRITES et al., 2014). A eficiência de remoção de poluentes em "wetlands" está diretamente relacionada com a capacidade extratora das plantas, que é obtida pelo produto da concentração de nutrientes absorvidos e a produtividade de biomassa das macrófitas (MATOS et al., 2010).

Sendo assim, o tratamento de efluentes com a utilização de macrófitas aquáticas é uma abordagem alternativa para gestão na aquicultura (HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006). No Brasil, espécies de macrófitas aquáticas flutuantes são abundantes e amplamente distribuídas, ocorrendo tanto em ecossistemas aquáticos poluídos quanto não-poluídos (CAMARGO et al., 2003).

Estudos mostraram que as plantas aumentam a diversidade de microrganismos e proporcionam uma grande área de superfície para o desenvolvimento do biofilme que é responsável pela maioria dos processos microbianos que ocorrem nesses sistemas de tratamentos (CHEN et al., 2014; BUTTON et al., 2015).

O aguapé (*Eichhornia crassipes*) é uma macrófita aquática emersa flutuante originária da região amazônica (MARTINS & PITELLI, 2005), amplamente conhecida por ser a principal espécie invasora de "wetlands" naturais e ambientes de água doce em todo o mundo (JAFARI, 2010). Possui uma roseta de folhas com pecíolos curtos e grossos, que servem de flutuadores, e lâmina orbicular ou reniforme. As florações são de cor lilás, com matriz azuis e amarelas, dispostas em espigas; a reprodução ocorre pela forma vegetativa ou através de sementes (POTT & POTT, 2000).

A espécie prolifera rapidamente em ambientes com altas concentrações de nutrientes utilizados em seu metabolismo, característica a qual sua eficiência para tratamentos de efluentes é comprovada. Apresentando capacidade na remoção de

metais tóxicos (IBRAHIM et al., 2012), matéria orgânica (MAYO, 2014) e outros contaminantes da água, como coliformes termotolerantes (TRAVAINI-LIMA et al., 2016), que oferecem risco a saúde humana.

KALIBBALA et al. (2008) utilizaram o aguapé como tratamento de efluente, onde observaram uma redução de 70,5% dos estreptococos fecais através do biofilme consolidado na raiz da macrófita.

Os biofilmes microbianos são agrupamentos complexos formados por microrganismos, água, partículas retidas e substâncias dissolvidas e fixadas; aderidos a uma superfície sólida ou semi sólida, envoltas por uma matriz de exopolissacarídeo. São compostos por uma diversidade de microrganismos como bactérias, fungos, protozoários, vírus e microalgas. As bactérias representam a maior parcela do biofilme com características propícias, tamanho reduzido, boa capacidade de adaptação, alta taxa de reprodução e estruturas extracelulares que as protegem do meio que as circulam (CULLER et al., 2014).

Vários estudos com *E. crassipes* vem sendo aplicados nos tratamentos de efluentes agropecuários e inclusive na aquicultura (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2000; HENRY-SILVA & CAMARGO 2006). SIPAÚBA-TAVARES et al. (2002) utilizaram esta macrófita flutuante na confecção de biofiltro para tratamento de efluente de aquicultura, com baixa manutenção e eficiente incorporação de nutrientes, remoção de compostos tóxicos nitrogenados e redução da matéria orgânica.

Segundo os autores MAYO & HANAI (2016) *E. crassipes* foi uma das macrófitas aquáticas que apresentaram maior eficiência na melhoria da qualidade da água e na absorção de fósforo em função da elevada capacidade de retenção de nutrientes em ambientes eutrofizados. Os nutrientes extraídos da água são acumulados em sua biomassa e metabolizados para seu crescimento e proliferação.

A remoção de fósforo dos efluentes ocorre de duas maneiras: o fósforo reativo solúvel é assimilado pelas plantas e é convertido a fósforo orgânico estrutural, dessa forma, armazenado na biomassa das vegetações. As frações de fósforo precipitadas e insolúveis são rapidamente adsorvidas pelo sedimento, principalmente por estruturas de rochas ricas em ferro e alumínio (ESTEVES & PANOSSO, 2011).

Segundo TRAVAINI-LIMA & SIPAÚBA-TAVARES (2012), a remoção dos compostos fosfatados estão relacionadas com as variações climáticas, o tempo de residência e a planta utilizada no sistema. Segundo esses autores, as espécies

Typha domingensis, *Cyperus giganteus* e *Eichhornia crassipes* são plantas resistentes e de elevada eficácia para regiões subtropicais.

SILVA & ROUSTON (2014) relatam alta eficiência no pós-tratamento de efluente em um "wetland" construído, alcançando porcentagens de remoção de 80% para sólidos totais, 85% para DQO e DBO₅, 66% para nitrogênio amoniacal e 65% para fósforo total.

O aguapé tem alta capacidade de incorporar o nitrogênio nas formas de amônia e nitrato, pois a principal vantagem das macrófitas nesse sistema é o fluxo de oxigênio criado pelas raízes (DELLAROSSA et al., 2001), em função da capacidade de absorção pelo sistema radicular da planta em conjunto com a translocação, bioacumulação, rizodegradação, rizofiltração e fitovolatilização (TANGAHU et al., 2011).

Abaixo da superfície da lâmina de água, no contato entre as raízes e o solo, o oxigênio é inserido via difusão pelo sistema de raízes das plantas, pelo caule ou qualquer outra parte que esteja localizado nessa área, criando uma camada aeróbica semelhante à encontrada na superfície, entre o líquido e a atmosfera (BOYD, 2006).

As reações de transformação do nitrogênio acontecem nas camadas de redução e oxidação respectivamente, nas áreas mais profundas do sistema e nas áreas aeróbicas no entorno das raízes. A amonificação acontece quando o nitrogênio orgânico é mineralizado a NH₄ + -N chamado oxidação e redução, este processo pode ser realizado por bactérias heterotróficas e fungos (BASTVIKEN, 2006).

Desse modo, as macrófitas aquáticas asseguram os processos de ciclagem de nutrientes do sistema fornecendo superfícies de fixação e liberação de carbono orgânico para as bactérias (WEISNER et al., 1994).

O tratamento biológico por meio de "wetlands" construídos usados em efluente de aquicultura, é um método popular com baixo custo, operação simples e baixo consumo de energia. Dadas as vantagens econômicas e ecológicas, os "wetlands" tornaram-se uma técnica amplamente utilizada (ZHI & JI, 2012).

Fitoplâncton na Aquicultura

A comunidade fitoplanctônica é constituída por um conjunto diversificado de amplos grupos taxonômicos de algas, em sua maioria fotoautotróficos (WETZEL, 1983). O fitoplâncton junto com as macrófitas aquáticas e algas perifíticas são

responsáveis pela fase biológica dos nutrientes nos ambientes aquáticos, constituindo assim, o primeiro elo da cadeia alimentar, provendo alimentos para os consumidores primários incluindo protozoários, insetos, zooplâncton e peixes como também, aos organismos da cadeia detritívora (vírus, bactérias e fungos) (BEYRUTH et al., 1996; POMPÊO, 2008).

A predominância de um grupo é característico do ambiente, porém Cyanobacteria, Chlorophyceae, Euglenophyceae, Chrysophyceae e Dinophyceae representam uma parcela importante da comunidade fitoplanctônica das águas continentais brasileiras (ESTEVES, 2011).

Esta dominância é explicada, pela capacidade destes organismos a adaptação em elevadas temperaturas, captação de luz em comprimentos de onda não utilizáveis por outros autotróficos e pela possibilidade de se desenvolverem rapidamente em baixas concentrações de nitrogênio, fósforo e carbono orgânico dissolvido (DOKULIL & TEUBNER 2000). Algumas espécies podem desenvolver especializações, como heterócitos para fixação de nitrogênio, acinetos para resistência, ou ainda vesículas gasosas para flutuação (GRAHAM et al., 2009).

Na aquicultura o fitoplâncton é utilizado como alimento de vários organismos aquáticos como larvas de moluscos, peixes e crustáceos, em virtude da elevada biomassa e significativo valor nutricional (SUH et al., 2015).

O plâncton é uma das principais fontes de fluxo de energia, sua densidade e composição são fundamentais, embora não somente, nas mudanças do ambiente. Fatores como flutuação na comunidade planctônica em piscicultura indicam a dependência direta com as condições físicas e químicas e com o manejo empregado, sendo fatores determinantes na limnologia de sistemas rasos artificiais (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010).

A qualidade da água é consequência dos processos atuantes na bacia hidrográfica, sendo a ação antrópica reguladora do equilíbrio entre sistemas. Esta ação interfere diretamente no desenvolvimento dos organismos aquáticos, entre eles o fitoplâncton, alterando seu sistema básico de funcionamento (TUNDISI, 2003).

É importante a manutenção da qualidade de água em níveis apropriados para a criação dos organismos aquáticos, pois interfere diretamente na dinâmica e produção de gases no viveiro, através da fotossíntese e respiração (MERCANTE et al., 2011).

A composição dos nutrientes disponibilizados na água dos tanques de piscicultura irá garantir que determinadas espécies de zooplâncton e fitoplâncton se desenvolvam de maneiras diferentes (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2011).

Na aquicultura o excesso de nutrientes como nitrogênio e fósforo são provenientes principalmente do arraçamento e da fertilização excessiva em tanques e viveiros com o objetivo de aumentar a biomassa fitoplanctônica, para servir de alimento aos organismos aquáticos (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2010). Da ração disponibilizada aos peixes, uma pequena parte é ingerida e, absorvida, outra parte é mineralizada por meio de processos metabólicos e grande parte que não é consumida torna-se resíduo, acarretando o enriquecimento desse ambiente (CYRINO et al., 2010; SIPAÚBA-TAVARES, 2013).

A assimilação de amônia, nitrato e fósforo pelo fitoplâncton pode acarretar um crescimento descontrolado desta comunidade provocando florações de algas, como espécies de Cyanobacteria que são capazes de liberar cianotoxinas na água, dificultando o tratamento da mesma (MULLER et al., 2012; PAERL & PAUL, 2012).

O conhecimento e gestão adequados para o controle dos aspectos ecológicos e biológicos da aquicultura são importantes para sua manutenção, como também, o que será descarregado no meio ambiente (VAN DAM et al., 2002).

As macrófitas em "wetlands" também têm uma forte influência na estrutura e dinâmica da comunidade planctônica, desempenhando um papel importante em interações complexas (SINISTRO et al., 2006).

A cobertura formada pela vegetação é um fator fundamental na ocorrência de espécies de fitoplâncton no "wetland", pois modificam as condições de entrada da luz. As algas precisam de luz e nutrientes para a produção fotossintética, logo a disponibilidade desses fatores influenciam diretamente na densidade e na composição da comunidade (IZAGUIRRE et al., 2004).

WETZEL & SONDERGAARD (1998) demonstraram que macrófitas aquáticas desempenham papel positivo no crescimento bacteriano da coluna de água, o oposto foi observado para diversidade de microalgas, provavelmente causada pelo efeito alelopático das macrófitas aquáticas (STANLEY et al., 2003).

O estudo e conhecimento das espécies fitoplanctônicas é muito importante, pois contribuem para o controle da produtividade biológica, ajudando assim na melhoria da qualidade da água (SANT'ANNA et al., 1997).

De modo geral, a comunidade aquática fitoplanctônica responde rapidamente às alterações das condições do ambiente, seja pela redução de espécies, seja pela ocorrência de florações (MULLER et al., 2012).

Portanto, o monitoramento das condições físicas, químicas e biológicas é importante, mas a classificação das microalgas, com suas flutuações no espaço e no tempo, são fundamentais para a identificação das épocas favoráveis aos florescimentos e à concentração de toxinas na água podendo trazer riscos à saúde pública (TUNDISI, 2003).

Tratamento do Efluente de Ranicultura do Centro de Aquicultura da Unesp - Histórico

Localização da área estudada

O estudo sobre o tratamento do efluente da ranicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) com "wetland" construído vem sendo realizado desde 2012. O CAUNESP está localizado aproximadamente a 21°15'S, 48°18'O, com altitude a 595 metros a 2 quilômetros do perímetro urbano (Figura 1). O clima da região é subtropical Cwc (PEEL et al., 2007), com inverno seco e verão chuvoso, apresentando temperatura e precipitação média anual de 22,2 °C e 1.424,6 mm, respectivamente.



Figura 1. Imagem de satélite do conjunto de viveiros e tanques do CAUNESP. Linha vermelha indica a extensão do canal "wetland" (Google Earth, 2016).

Uso de “wetland” construído no tratamento de efluente de ranicultura

A primeira pesquisa com o uso de "wetlands" construídos para tratamento do efluente de ranicultura no CAUNESP de Jaboticabal foi desenvolvida no período de 2012 á 2013, para isso em agosto de 2011, o “wetland” foi construído e dimensionado de forma a aproveitar a área disponível para implantação do tratamento de efluente em função da inclinação do terreno, correspondendo aproximadamente 10% da área total do setor de criação das rãs (Figura 2). Composto por três caixas interligadas por canais, construídos de alvenaria.



Figura 2. “Wetland” construído em 2011. A: Caixa receptora do efluente do setor de ranicultura; B: vista geral do "wetland"; C: Saída do efluente para os viveiros após passagem pelo "wetland".

Para este estudo foram utilizadas as macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes*, *Typha domingensis* e *Cyperus giganteus*. Objetivando avaliar o desempenho do “wetland” construído no setor de ranicultura para o tratamento do efluente em duas etapas da criação de rã-touro, estocagem e engorda (BORGES & SIPAÚBA-TAVARES, 2017).

Os resultados desse experimento provaram que o “wetland” foi eficiente para melhoria da qualidade da água, com redução de 90% dos coliformes termotolerantes. Porém, foi observado que sistemas com elevada carga orgânica como o efluente de ranicultura, necessitam de maior tempo de residência da água, além da necessidade de maior área de tratamento.

Foi verificado também que os fatores climáticos influenciam de forma direta no tratamento do efluente, no crescimento e desenvolvimento das plantas aquáticas, na microbiologia, no sedimento e na população fitoplanctônica. Da mesma maneira, a eficiência de remoção do "wetland" depende da estrutura de construção para a retenção da descarga do efluente da ranicultura. Também foi observada a necessidade de monitoramento das plantas com possíveis trocas, devido ao

crescimento excessivo e efeitos nocivos ao ambiente, como o enriquecimento orgânico resultante da decomposição.

A infiltração e o desnível do terreno, ocasionados pela elevada permeabilidade do local também foram problemas identificados que causaram alterações estruturais no “wetland”, sendo necessário realizar uma nova construção visando adequar o sistema de tratamento de resíduos deste setor, uma vez que o estudo deste período ficou prejudicado. Assim, a partir de 2016 o “wetland” foi reconstruído para novos estudos.

No novo “wetland” construído foi adicionada mais uma caixa de retenção, apresentando o total de quatro caixas de concreto, ligadas por pequenos canais. Foi também realizada uma modificação no canal de saída do efluente de ranicultura para o “wetland” (Figura 3).



Figura 3. “Wetland” reformado em 2016. A: Reforma da saída do efluente com novo encanamento da ranicultura para o “wetland”. B: Nova caixa receptora do efluente do setor de ranicultura. C: Concretagem das caixas para solução dos problemas de infiltração. D: Construção de uma quarta caixa no “wetland”. E: Saída do efluente direto para os viveiros de piscicultura adjacentes. F: Vista geral do “wetland” construído.

A macrófita *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Azolla caroliniana* Willd., foram selecionadas para compor o sistema de plantas na proporção de ocupação de 50% da área com fluxo de água superficial e fundo contendo solo.

Todas as caixas continham plantas com exceção da primeira e da última que foram preenchidas com rochas para substrato de microrganismos. O fluxo de água foi liberado 30 dias antes do início do experimento, tempo necessário para estabilização do "wetland". Porém ao decorrer do experimento a macrófita *A. caroliniana* foi substituída por *E. crassipes*, devido a alta infestação de larvas de mosquito, e sensibilidade ao manejo, causando a senescência desta planta.

Os exemplares da macrófita *E. crassipes* foram fornecidos pelo Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia (NEPEAM) da UNESP de Jaboticabal, após isso o Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton manteve uma coleção de exemplares no CAUNESP.

As amostragens limnológicas e o monitoramento do crescimento da população de plantas foram realizadas semanalmente no período de Outubro/2016 à Abril/2017 às 8h da manhã; com dois pontos de coleta analisados, um ponto na entrada (IW) e outro na saída do "wetland" construído (WO) (Figura 4). Para as variáveis sedimento e fitoplâncton as amostragens foram realizadas quinzenalmente, ocorrendo em três períodos distintos da criação de rãs.

Os resultados sobre a eficiência de remoção dos nutrientes, matéria orgânica e coliformes termotolerantes pela macrófita *E. crassipes* e sedimento, bem como, a influência das variáveis ambientais e dos períodos, sobre a qualidade da água foram descritos no capítulo II desta dissertação.

No capítulo III constam os resultados do conhecimento e dinâmica da comunidade fitoplanctônica.



Figura 4. “Wetland” construído no setor de ranicultura do CAUNESP. A: Vista geral do “wetland” construído. B: Amostragem da entrada do efluente da ranicultura (IW). C: Compartimento com a macrófita *E. crassipes*. D: Amostragem da saída do efluente do “wetland” para os viveiros de piscicultura (WO).

Referências Bibliográficas

ASSIS, M.F.; FRANCO, M.L.R.; STÉFANI, M.V.; FRANCO, N.P.; GODOY, L.C.; OLIVEIRA, A.C.; VISETAINER, J.V.; SILVA, A.F.; HOCH, L.V. The effect of rosemary on the smoked frog meat (*Rana catesbeiana*): sensory characteristics, composition, and carcass yield. **Ciência e Tecnologia dos Alimentos**, v. 29, n.3, p. 553-556, 2009.

ADHIKARI, S.; BAJRACHARAYA, R. M.; SITAULA, B. K. A review of carbon dynamics and sequestration in wetlands. **Journal of Wetlands Ecology**, v. 2, p. 42-46, 2009.

ANH, P. T.; KROEZE, C.; BUSH, S. R.; MOL, A. P. J. Water pollution by intensive brackish shrimp farming in south-east Vietnam: Causes and options for control. **Agricultural Water Management**, v. 97, p. 872-882, 2010.

- ÁVILA, C.; BAYONA, J.M.; MARTÍN, I.; SALA, J.J.; GARCÍA, J. Quantitative response relationships between nitrogen transformation rates and nitrogen functional genes in a tidal flow constructed wetland under C/N ratio constraints **Water Research**, v. 64, n.1, p. 32-42, 2014.
- BASTVIKEN, S. Nitrogen removal in treatment wetlands -Factors influencing spatial and temporal variations. **Studies in Science and Technology**, v.1, p. 1-35, 2006.
- BEYRUTH, Z.; MAINARDES-PINTO, C.S.R.; FUSCO, S.M.; FARIA, F.C.; SILVA, A.L. Utilização de alimentos naturais por *Oreochromis niloticus* em tanques de terra com arraçoamento. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 30, n.1, p. 9-24, 1996.
- BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, v. 226, p. 101-112, 2003.
- BOYD, C. H. **Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands for on-Site Wastewater Treatment Area**. Dayton: Wright State University, 2006.
- BOYD, C. E.; QUEIROZ, J. Feasibility of retention structure, settling basins and best management practices in effluent regulation for Alabama Channel Catfish Farming. **Reviews Fisheries Science**, v. 9, n. 2, p. 43-67, 2001.
- BORGES, F.F.; AMARAL, L.A.; De STÉFANI, M.V. Characterization of effluents from bullfrog (*Lithobates catesbeianus*, Shaw, 1802) grow-out ponds. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 2, p. 160-166, 2012.
- BORGES, F.F. & SIPAÚBA-TAVARES, L.H. Treatment of Bullfrog Farming Wastewater in a Constructed Wetland. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 9, p. 578-589, 2017.
- BOSMA, R.H. & VERDEGEM, M.C.J. Sustainable aquaculture in ponds: Principles, practices and limits. **Livestock Science**, v.139, p.58-68, 2011.
- BUTTON, M.; NIVALA, J.; WEBER, K. P.; AUBRON, T.; MULLER, R. A. Microbial community metabolic function in subsurface flow constructed wetlands of different designs. **Ecology engineering**, v. 80, p.162–171, 2015.
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Rima, 2006. 118p.
- CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M.; HENRY-SILVA, G.G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: BINI, L.M & THOMÁZ, S.M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2003. 341 p.

- CASALI, A. P.; MOURA, O. M.; MENDES, R. R. B.; CAMPOS, V. M. Efeito da Densidade de Estocagem no Desempenho de Rã-Touro (*Rana catesbeiana*) em Recria. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.34, n.6, p.1828-1834, 2005.
- CASELLES-OSORIO, A.; VEGA, H.; LANCHEROS, J.C.; CASIERRA-MARTÍNEZ, H.A.; MOSQUERA, E.; ZHI, W.; JI, G. Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus*. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 479-485, 2017.
- CARBALLEIRA, T.; RUIZ, I.; SOTO, M. Effect of plants and surface loading rate on the treatment efficiency of shallow subsurface constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 203 - 214, 2016.
- CASTRO, C.S.; AGOSTINHO, C.A.; ARGENTIM, D; ALEXANDRE, J.S.; OLIVEIRA, L.C.; SOUSA, R.M.R.; PADILHA, P.M. Feed digestibility and productive performance of bullfrogs fed in high and low frequency. **Aquaculture**, v. 326-329, p.123-128, 2012.
- CHEN, Y.; WEN, Y.; ZHOU, Q.; VYMAZAL, J. Effects of plant biomass on nitrogen transformation in subsurface batch constructed wetlands: a stable isotope and mass balance assessment. **Water research**, v. 63, p. 158–167, 2014.
- CYRINO, J. E. P.; BICUDO, A. J. A.; SADO, R. Y.; BORGHESI, R.; DAIRIKI, J. K. A piscicultura e o ambiente - o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, p. 68-87, 2010.
- CRITES, R.W.; MIDDLE BROOKS, E.J.; BASTIAN, R.K.; REED, S.C. **Natural Wastewater Treatment Systems**. 2 Ed: Londres: Boca Raton FL-CRC , 2014. 537 p
- CRIBB, A.Y.; AFONSO, A.M.; FERREIRA C.M. Andre Muniz Afonso Cláudia Maris Ferreira. **Manual Técnico da Ranicultura**. EMBRAPA, 2013.
- CULLER, H.F.; MOTA, C.M.; ABE, C.M.; ELIAS, W.P.; SIRCILI, M.P.; FRANZOLIN, M.R. Atypical Enteropathogenic *Escherichia coli* Strains form Biofilm on Abiotic Surfaces Regardless of Their Adherence Pattern on Cultured Epithelial Cells. **Biomed Research International**, v.1, p. 1-10, 2014.
- DELLAROSSA, V.; CESPEDES, J.; ZAROR, C. *Eichhornia crassipes*-based tertiary treatment of kraft pulp mill effluents in Chilean Central Region, **Hydrobiologia**, v. 443, p. 187-191, 2001.
- DOKULIL, M.T & TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiology**, v. 438, p. 1-12, 2000.

- ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª Ed: Rio de Janeiro, 2011. 602 p.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION. The State of World Fisheries and Aquaculture 2008. **FAO Fisheries and Aquaculture Department**. Roma, p. 146, 2009.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATION. The State of World Fisheries and Aquaculture. **Fishery and Aquaculture Statistics. Annuaire**. Roma, 18p. 2014.
- FERREIRA, C.M.; PIMENTA, A.G.C.; PAIVA NETO, J.S. Introdução a Ranicultura. **Boletim Técnico do Instituto de Pesca**, n. 33, 2003.
- FLORES-NAVA, A. Bullfrog farming: comparison of inundated and semi-dry on-growing methods. **The Advocate**, p.52- 54, 2000.
- GARCÍA, M.; SOTO, F.; GONZÁLEZ, J. M.; BÉCARES, E. A comparison of bacteria removal e efficiencies in constructed wetlands and algae-based systems. **Ecological Engineering**, v. 32, n. 3, p. 238–243, 2008.
- GRAHAM, L.E; GRAHAM, J.M.; WILCOX, L.W. **Algae**. 2ª Ed. São Francisco: Pearson, Benjamin Cummins, 2009. 616p.
- HAMER, A.J.; MAKINGS, J.A.; LANE, S.J.; MAHONY, M.J. Amphibian decline and fertilizers used on agricultural land in south-eastern Australia. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 102, n. 3, p. 299-305, 2004.
- HEADLEY, T.; NIVALA, J.; KASSA, K.; OLSSON, L.; WALLACE, S.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MULLER, R. Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: effects of design and plants. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 564 - 574, 2013.
- HENRY SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Science Agricultural**, v. 23, n.5, p. 433-438, 2006.
- IBRAHIM, H.S.; AMMAR, N.S.; SOYLAK, M.; IBRAHIM, M. Removal of Cd (II) and Pb (II) from aqueous solution using dried water hyacinth as a biosorbent. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v.96, p. 413-420, 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário**, Rio de Janeiro, p.1-777, 2016.

IZAGUIREI, I.; O'FARRELL, I.; UNREIN, F.; SINISTRO, R.; AFONSO, M.D.; TELL, G. Algal assemblages across a wetland, from shallow lake to relictual oxbow lakes (Lower Parana River, South America). **Hydrobiologia**, v. 511, p. 25-36, 2004.

JAFARI, N. Ecological and socio-economic utilization of water hyacinth *Eichhornia crassipes* Mart Solms. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 14, n.2, p. 43-49, 2010.

JUNK, W.J.; PIEDADE M.T.F.; SCHONGART, J.; COHN-HAFT, M.; ADENEY, J.M.; WITTMAN, F. A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, v. 31, p. 623-640, 2011.

KADLEC, R.H & KNIGHT, R.L. **Treatment wetlands**, Boca Raton: CRC Lewis Publishers 1996. 893 p.

KALIBBALA, M.; MAYO, A.W.; ASAEDA, T.; SHILLA, D. Modelling faecal *streptococci* mortality in constructed wetlands implanted with *Eichhornia crassipes*. **Wetlands Ecology and Management**, v. 16, n.6, p. 499-510, 2008.

KONNERUP, N. T. D.; TRANG, H.; BRIX, A. Treatment of fishpond water by recirculating horizontal and vertical flow constructed wetlands in the tropics. **Aquaculture**, v. 313, p 57–64, 2011

KUMAR, M.; SINGH, Y. Interpretation of water quality parameters for villages of Sangarer Tehsil, by using multivariate statistical analysis. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 2, p. 860-863, 2011.

LI, L.; LI, Y.; BISWAS, D. K.; NIAN, Y.; JIANG, G. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: evidence from Taihu Lake of China. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 6, p. 1656–1663, 2008.

LIMA, S. L. **Criação de rãs (Sistema Anfigranja)**. Viçosa: Editora Folha de Viçosa, Manual Técnico, 172 p. 1997.

LIMA, S.L. Análise dos problemas da cadeia produtiva da ranicultura e propostas de soluções. **Boletim Técnico do Instituto de Pesca**, v. 31, 2001.

LINDAU, C.F.; NOLL, I.B. Determinação do valor nutritivo da carne de rã. In: Encontro Nacional de Ranicultura, 1988. Rio de Janeiro. **Anais...**1988, p. 43-50.

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

- MAYO, A.W. Modeling dynamics of organic carbon in water hyacinth *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms artificial wetlands. **International Journal of Water Resources and Environmental Engineering**, v. 6, n. 4, p. 121-130, 2014.
- MAYO, A.W.; HANAI, E.E. Modelling phytoremediation of nitrogen-polluted water using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Physics and Chemistry of the Earth**, v.1, 2016.
- MANSANO, C.F.M.; MACENTE, B.I.; NASCIMENTO, T.M.T.; PINTO, D.F.H.; PEREIRA, M.M.; De STÉFANI, M.V. Digestibility of nutrients and energy in ingredients for bullfrogs during different phases of development. **Aquaculture Nutrition**, v.1, p. 1–11, 2017.
- MARQUES, D. M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: Abes, 1999. p. 409-435.
- MARTINS, T.; PITELLI, R.A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta Daninha**, v. 23, p. 233-242, 2005.
- MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; MONACO, P.A.V.; SARMENTO, A.P.; MATOS, M.P. Plant extractive capacity in flooded systems Used in the treatment of wastewater from dairy. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.12, p.1311-1317, 2010.
- MERCANTE, C.T.J.; CARMO, C.F.; RODRIGUES, C.J.; OSTI, J.A.S.; MAINARDES-PINTO, C.S.; VAZ dos SANTOS, A.M.; TUCCO, A. & DI GENARO, A. Limnologia de viveiro de criação de tilápias do nilo: avaliação diurna visando boas práticas de manejo. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 37, n. 1, p. 73-84, 2011.
- MERCANTE, C.T.J.; VAZ-DOS-SANTOS, A.M.; MORAES, M.A.B.; PEREIRA, J.S.; LOMBARDI, J.V. Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) farming system: water quality and environmental changes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 9-17, 2014.
- MENDONZA, G.M.; PATERIS, S.E.; ALE, C.E.; OTERO, M.C.; BÜHLER, M.I.; NADER-MACÍAS, M.E.F. Cultivable microbiota of *Lithobates catesbeianus* and advances in the selection of lactic acid bacteria as biological control agents in raniculture. **Research in Veterinary Science**, v. 93, n. 3, p. 1160-1167, 2012.

- MILLAN, R.N.; SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; TRAVAINI-LIMA, F. Influence of Constructed Wetland and Soil Filter Systems in the Dynamics of Phytoplankton Functional Groups of Two Subtropical Fish Farm Wastewaters. **Journal of Water Resource and Protection**, v.6, p.8-15,2014.
- MOREIRA, C. R.; HENRIQUES, M. B.; FERREIRA, C. M. Frog farms as proposed in agribusiness aquaculture: economic viability based in feed conversion. **Boletim do Instituto de Pesca**, p. 389-399, 2013.
- MULLER, C. C.; CYBIS, L. F.; RAYA-RODRIGUEZ, M. T. Monitoramento do fitoplâncton para a qualidade da água de abastecimento público - Estudo de caso de mananciais do Rio Grande do Sul. **Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 2, p. 203-211, 2012
- MUZZI, D. Natural filter ponds benefit catfish farmers. **Aquaculture Magazine**, n. 2, p. 100-102, 1994.
- PAERL, H.W & PAUL, V.J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water Research**, v. 45, n. 5, p. 1349-1363, 2012.
- PASTERIS, S.E.; GUIDOLI, M.G.; OTERO, M.C.; BÜHLERM, M.I.; NADRE-MACÍAS, M.E.F. In vitro inhibition of *Citrobacter freundii*, a red-leg syndrome associated pathogen in raniculture, by indigenous *Lactococcus lactis* CRL 1584. **Veterinary Microbiology**, v. 151, n. 3-4, p. 336-344, 2011.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen Geiger climate classification. **Hydrobiology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1633-1644, 2007.
- POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologica Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.
- POTT, V.J & POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa, 2000. 404 p.
- QIAN, Z. J.; JUNG, W. K.; KIM, S. K. Free radical scavenging activity of a novel antioxidative peptive purified from hydrolysate of bullfrog skin, *Rana catesbeiana* Shaw. **Bioresource Technology**, v.99, p.1690-1698, 2008.
- SALATI JÚNIOR., E.; SALATI, E.; SALATI, E. Wetlands projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.
- SANT'ANNA, C.L.; SORMUS, L. TUCCI, A.; AZEVEDO, M.T.P. Variação Sazonal do Fitoplâncton do Lago das Garças. **Hoehnea**, v.24, p. 67-86, 1997.

SCHNEIDER, U.A.; HAVLÍK, P.; SCHMID, E.; VALIN, H.; MOSNIER, A.; OBERTEINER, M.; BOTTCHER, H.; SKALSKÝ, R.; BALKOVIC, J.; SAUER, T.; FRITZ, S. Impacts of population growth, economic development, and technical change on global food production and consumption. **Agricultural Systems**, v.104, p.204-215, 2011.

SEREDIK, N. A.; PREPAS, E. E. Eutrophication of Freshwater Systems. Reference Module In: Earth Systems and Environmental Sciences. **Treatise on Geochemistry**, v. 11, p. 305-323, 2014.

SILVA, E. M. ROUSTON, D. M. - Wetland Construído De Fluxo Subsuperficial Para Tratamento De Resíduos Líquidos De Bovinocultura De Leite - In: XLIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 2014, Campo Grande. **Proceedings...** Campo Grande: Engenharia Agrícola, 2014.

SINISTRO, R.; IZAGUIRRE, J.; ASIKIAN, V. Experimental study on the microbial plankton community in a South América wetland (Lower Paraná River Basin) and the effect of the light deficiency due to the floating macrophytes. **Plankton Research**, v. 28, n. 8, p. 753-768, 2006.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Uso racional da água em aquicultura**. Jaboticabal: Gráfica M. L. Brandel-ME, 2013.190 p.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Utilização de biofiltros em sistema de cultivo de peixes. Belo Horizonte: **Informe Agropecuário**. 2000, v.21, 38-43 p.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. **Brazilian Journal Biology**, v. 62, n. 4-a, p. 713-723, 2002.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; GUARIGLIA, C.S.T.; BRAGA, F.M. Effects of rainfall on water quality in six sequential disposed fishpond with continuous water flow. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 67, p. 631-637, 2007.

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

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MORAIS, J. C. L. ; De STÉFANI, M.V. Feeding behavior and water quality in tanks containing bullfrog tadpoles *Lithobates catesbeianus*. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 30, p. 95-101, 2008.

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

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; DONADON, A. R.V.; MILAN, R. N. Water quality and plankton populations in an earthen polyculture pond. *Brazilian Journal Biology*, v. 71, n. 4, p. 845-855, 2011.

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

STANLEY, E. H.; JOHNSON, M. D.; WARD, A. K. Evaluating the influence of macrophytes on algal and bacterial production in multiple habitats of a freshwater wetland. *Limnology Oceanography Journal*, v.48, p.1101-1111, 2003.

STÉFANI, M. V. Alimentação e nutrição. In: FERREIRA, C.M. I Ciclo de Palestra sobre Ranicultura do Instituto de Pesca. *Boletim do Instituto da Pesca*, n. 31, p. 18-20, 2001.

SUH, S. S., KIM, S. J., HWANG, J., PARK, M., LEE, T.K., KIL, E. J., LEE, S. Fatty acid methyl ester profiles and nutritive values of 20 marine microalgae in Korea. *Asian Pacific Journal of Tropical Medicine*, v.1, p.191-196, 2015.

TANGAHU, V.; ABDULLAH, S.R.S.; BASRI, H.; IDRIS, M.; ANUAR, N. MUKHLISIN, M. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, v. 2011, p. 31, 2011.

TCHOBANOGLIOUS, G. Constructed wetlands: natural treatment system. p. 992-1002. In G. Tchobanoglous. Metcalf. & Eddy, **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3. ed. Toronto: Mc Graw-Hill 1334 p.1991.

TEIXEIRA, R.D.; MELLO, S.C.R.P.; SANTOS, C.A.M.L. **The world market for frog legs**. FAO/GLOBEFISH Research Programme, v. 68. Rome, FAO, 2001. 44p.

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

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

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

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI, Enfrentando a escassez**. 2 Ed. São Carlos: Rima, 2003. 248 p.

VAN DAM, A. A.; BEVERIDGE, M. C. M.; AZIM, M. E.; VERDEGEM, M. C. J. The potential of fish production based on periphyton. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 12, p. 1-31, 2002.

VIZOTTO, L.D. Ranicultura. **Ciência e Cultura**, v.36, n.1, p.42-45, 1984.

ZHI, W & JI, G. Constructed wetlands, 1991-2011: A review of research development, current trends, and future directions. **Science Total Environment**, v.44, p. 19-27, 2012.

ZHI, W & JI, G. Quantitative response relationships between nitrogen transformation rates and nitrogen functional genes in a tidal flow constructed wetland under C/N ratio constraints. **Water Research**, v. 64, p. 32-41, 2014.

WEISNER, S. E. B.; ERIKSSON, P. G.; GRANÉLI, W.; LEONARDSON, L. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. **Ambio**, v. 23, n. 6, p. 363-366, 1994.

WETLANDS INTERNATIONAL. **The use of constructed wetlands for wastewater treatment**. 2003. 24p.

WETZEL, R. L. **Structural and functional aspects of the ecology of submerged aquatic macrophyte communities in the lower Chesapeake Bay**. Final Report, U.S. Maryland: Environmental Protection Agency, 1983. 267p.

WETZEL, R. L & SONDERGAARD, M. Role of submerged macrophytes for the microbial community and dynamics of dissolved organic carbon in aquatic ecosystem. In: PERROW, M.R.; DAVY, A.J. **Principles of Restoration**. New York: Springer, 1998. p.133-148.

WU, S.; CARVALHO, P. N.; MULLER, J. A.; MANOJ, V. R.; DONGA, R. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of The Total Environment**, v. 541, p. 8- 22, 2016.

Capítulo II

**Artigo a ser submetido a revista Limnetica*

Dinâmica e eficiência de um "wetland" construído em efluente do setor de criação de rã-touro

Lorena Regina da Silva Peres^{1*} & Lúcia Helena Sipaúba-Tavares¹

¹Laboratório de Limnologia e Produção de Planctôn, Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Jaboticabal, São Paulo 14884-900, Brasil

*Autor para correspondência: lorenaperess@hotmail.com

RESUMO

Foi avaliada a dinâmica e eficiência de remoção de um "wetland" construído contendo somente *Eichhornia crassipes* para tratamento do efluente do setor de ranicultura em diferentes períodos da criação de rã-touro. Sendo o período I com 2.400 animais; o período II com 40.000 girinos e o período III contendo 3.750 animais em diferentes fases de desenvolvimento. As variáveis ambientais da água, sedimento e planta foram avaliadas. Os níveis de remoção de coliformes termotolerantes foram elevados variando de 83% (período III) a 99,6% (período I). Nos períodos I e II ocorreram as maiores taxas de eficiência de remoção para maioria das variáveis ambientais em função do maior tempo de retenção. As plantas acumularam grande parte dos nutrientes em decorrência do alto potencial de biomassa, sendo maior no período I (1.916,3 g PS m²). No sedimento ocorreu elevado acúmulo de matéria orgânica (48,8%) no período I e o fósforo (40,0 g L⁻¹) no período III. O "wetland" foi eficiente na redução dos compostos orgânicos, indicando importante papel das macrófitas e sedimento como retentores dos componentes provenientes da ranicultura.

Palavras chave: *Eichhornia crassipes*, ranicultura, fatores ambientais, sedimento

Dynamics and efficiency of a constructed wetland in effluent frog culture sector

Lorena Regina Da Silva Peres¹ & Lúcia Helena Sipaúba-Tavares¹

¹Limnology and Plankton Production Laboratory, Aquaculture Center, São Paulo State University (UNESP), Jaboticabal, São Paulo 14884-900, Brazil

* Corresponding author: lorennaperess@hotmail.com

ABSTRACT

Removal dynamics and efficiency of a constructed wetland for the treatment of the effluent of the frog culture sector in different periods of the creation of bull frog, in a subtropical region, is provided. Samplings were undertaken in three different periods in frog breeding, corresponding to Period I with 2,400 animals; Period II with 40,000 tadpoles and Period III with 3,750 animals at different development phases. The aquatic macrophyte *Eichhornia crassipes* comprised the treatment system, whilst environmental variables of water, sediment and plant were assessed. High removal rates during the I and II periods were registered for nitrate, with 83.8% and 51.7%; nitrite, with 55.6% and 36.7%; chemical oxygen demand registered 35.6% and 33.8% respectively for II and III periods. Removal levels for thermo-tolerant coliforms were very high, ranging between 83.0% (periods III) and 99.6% (periods I). Highest rates in removal efficiency occurred during the I and II periods for most of the environmental variables, due to greater retention time. Plants accumulated most nutrients due to their high biomass capacity, with high rates during the I periods (1,916.3 g PS m²). There was a great accumulation of organic matter (48.8%) in the sediment during I periods, coupled to phosphorus (40.0 g L⁻¹) during the III periods. Decrease of organic and inorganic compounds was reported in the wetland during the periods under analysis. The above showed the important role of macrophytes and sediment as retention factors of compounds from the frog culture sector.

Key words: *Eichhornia crassipes*, frog culture, environmental factors, sediment.

INTRODUÇÃO

A ranicultura é uma prática economicamente viável, que vem ganhando espaço em muitos países. Na última década seu crescimento ocorreu de forma acelerada para atender a crescente demanda de proteínas de alta qualidade exigindo melhorias na produção comercial e ambiental (Mercante et al., 2014).

A criação de rãs depende de um grande volume de água devido ao manejo com renovação constante nas baias, gerando um efluente com alta carga orgânica que pode ser uma fonte significativa de impacto ambiental (Mercante et al., 2014). O decréscimo da qualidade de água nesse tipo de atividade econômica é o principal fator que contribui com o processo de eutrofização de ecossistemas naturais (Borges & Sipaúba-Tavares et al., 2017).

Uma alternativa para a melhoria da qualidade da água do efluente de sistemas de criação de organismos aquáticos é o uso de tratamentos biológicos como os "wetlands" construídos. As funções dos "wetlands" construídos incluem a ciclagem e armazenamento de nutrientes no sedimento e biomassas das macrófitas (Jing et al., 2001).

A *Eichhornia crassipes* é uma macrófita aquática com extrema eficiência na remoção de nitrogênio, fósforo, DBO₅, sólidos totais e coliformes termotolerantes (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

As características do manejo adotado, as diferenças regionais climáticas e o tempo de residência são alguns dos fatores que podem afetar a eficiência de operação dos "wetlands" construídos (Travaini-Lima et al., 2016; Borges e Sipaúba-Tavares, 2017).

O objetivo desse estudo foi avaliar a dinâmica e eficiência de remoção de um "wetland" construído utilizando a macrófita *Eichhornia crassipes* para tratamento do efluente de ranicultura em diferentes períodos da criação de rã-touro em região subtropical.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi conduzido no efluente do setor de ranicultura da fazenda de aquicultura da Universidade Estadual Paulista no sudeste do Brasil (21°15'S, 48°18'O). As

médias mensais das condições meteorológicas durante o período experimental foram de $25 \pm 0,7^{\circ}\text{C}$ para temperatura do ar e $156,1 \pm 63,2$ mm de precipitação.

O "wetland" construído apresenta área total de $48,3 \text{ m}^2$ e volume total de 5 m^3 , composto por quatro caixas ligadas por pequenos canais. As caixas de entrada e saída do "wetland" contém sedimento e rochas para retenção do fluxo hidráulico e tratamento da água por meio dos microrganismos aderidos. A macrófita *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms ocupou a segunda e terceira caixa com fluxo de água superficial e fundo contendo solo, somando 50% de área ocupada (Fig. 1).

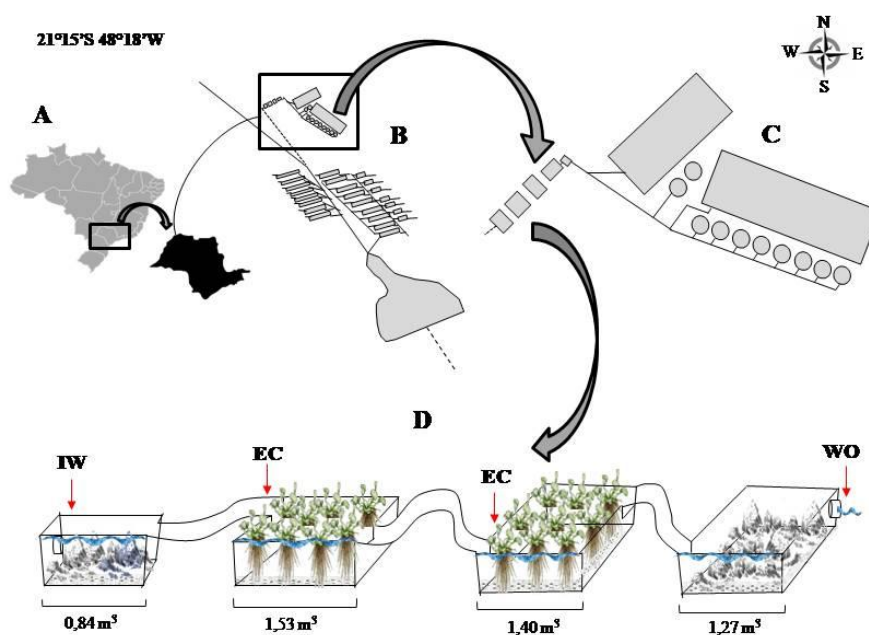


Figura 1. Localização geográfica (A), esquema do Centro de Aquicultura (B), setor de ranicultura com os galpões de engorda e tanques de girinos (C) e esquema do "wetland construído" (D) onde: IW = entrada de efluente da ranicultura, EC = caixas com a macrófita *Eichhornia crassipes*, WO = saída de água.

O setor de ranicultura apresenta 144 m^2 de área construída, composto por dois galpões, um deles possuindo oito baias de engorda de 12 m^2 , com capacidade de estocagem de 2.880 imagos da rã touro *Lithobates catesbeianus* e, o outro galpão apresentando 16 baias de engorda de 3 m^2 abrigando aproximadamente 1.440 imagos, além de um setor com 10 tanques de fibra de vidro de 2000 litros cada, para desenvolvimento dos girinos. Todas as baias são de alvenaria onde

elementos básicos como cocho, abrigo e piscina são dispostos linearmente, caracterizando um sistema anfigranja. A lavagem das baias é realizada diariamente e o efluente desagua diretamente nos viveiros da fazenda de aquicultura sem nenhum tratamento prévio.

Durante o estudo foram avaliados três períodos, sendo o período I (outubro/novembro) continham 2.400 animais pesando cerca de 450 g, com alimentação diária de 16 kg de ração, além de 300 girinos com alimentação de 30 g da ração farelada. O período II (dezembro/janeiro) correspondeu somente a girinagem, contendo 40.000 girinos. O período III (janeiro/abril), caracterizou-se pela presença de 3.750 animais com cerca de 487 kg, mais 2000 girinos. Os imagos foram alimentados três vezes ao dia com ração comercial Nutripiscis TC Proteína bruta 40%. Para os girinos foi utilizada a mesma ração com teor de 50% de Proteína bruta, quatro vezes ao dia.

Variáveis limnológicas e sedimento

As amostragens limnológicas foram realizadas em dois pontos, um na entrada (IW) e outro na saída do "wetland construído" (Fig. 1). A temperatura da água (°C), condutividade (Cond) e pH foram medidas *in situ* com sonda potenciométrica Horiba U-50 e o oxigênio dissolvido (OD) com oxímetro YSI55. A alcalinidade (Alc) foi determinada de acordo com Mackeret et al. (1978). Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), sólidos totais dissolvidos (STD) e sólidos totais solúveis (STS) foram determinados segundo Boyd & Tucker (1992) e demanda química do oxigênio (DQO) pelo método APHA (1998). Nitrato (NO₃), nitrito (NO₂) e fósforo total (PT) foram determinadas de acordo com Golterman et al. (1978) e amônia (NH₄) de acordo com Koroleff (1976). Os coliformes termotolerantes (CT) e clorofila-*a* (Cloro-*a*) seguiram metodologia de APHA (1998) e Nusch (1980), respectivamente. Para amostras de sedimento, as análises de pH, nitrogênio, fósforo, potássio e matéria orgânica seguiram metodologias de MAPA (2015).

Dados biológicos da *Eichhornia crassipes*

A biomassa das macrófitas aquáticas (gMS m²) foram monitoradas ao final de cada período experimental (novembro 2016; janeiro 2017 e abril 2017). As plantas foram coletadas em quadrante de 0,90 m² em triplicata e lavadas com água corrente em laboratório para remoção de impurezas. As folhas e raízes não foram separadas e

as plantas foram secas até peso constante em estufa a 60°C dado pela completa desidratação. As análises de nitrogênio, fósforo e potássio nas macrófitas foram determinadas seguindo metodologia de Malavolta et al. (1989).

Hidráulica do "wetland" construído

A hidráulica do "wetland" foi calculada para cada período experimental (I, II e III).

O fluxo hidráulico do "wetland" foi calculado para cada período da criação de rãs, através da seguinte fórmula:

$$Vf = \frac{Q}{A}$$

Vf é o fluxo hidráulico do canal (m h⁻¹), Q é a vazão de saída (m³ h⁻¹) e A é a área do canal (m²). O uso da vazão da saída deve-se ao fato que, a vazão de entrada não apresentou um padrão constante.

O tempo de retenção da água foi calculado pela equação:

$$Tr = \frac{V}{Q}$$

Tr é o tempo de retenção da água (horas); V é o volume máximo do "wetland" (m³) e Q é a vazão de saída da água (m³ h⁻¹) (Kadlec & Wallace, 2009).

A eficiência de remoção pelo "wetland" construído foi mensurada através da fórmula:

$$Er\% = \frac{(Fe - Fs)}{Fe} \times 100$$

Er é a eficiência de remoção (%), Fe é a concentração de entrada do nutriente (mg L⁻¹) e Fs é a concentração de saída do nutriente (mg L⁻¹).

Análise estatística dos dados

Foram verificadas normalidade e homogeneidade das variáveis abióticas através dos testes de Lilliefors e Bartlett, ao nível de significância $\alpha = 0,05$ (Siegel, 1975). One-way ANOVA foi utilizada para verificar a ocorrência de diferenças significativas entre as médias de entrada (IW) e saída (WO) das variáveis limnológicas, plantas e sedimento para cada período da criação de rã-touro. Quando as diferenças significativas foram detectadas o teste de Fisher LSD foi usado para comparações *post-roc* ($p = 0,05$). A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para correlacionar as variáveis limnológicas com os períodos de criação das rãs. Todas as análises estatísticas foram efetuadas utilizando o programa Statistica versão 8.0.

RESULTADOS

Nos períodos I e II as médias do fluxo hidráulico e tempo de retenção foram similares com $0,85 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ e $6,3 \text{ h}$; $0,76 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ e $7,1 \text{ h}^{-1}$, respectivamente. No período III, o fluxo hidráulico foi maior ($2,17 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) e o tempo de retenção menor ($2,5 \text{ h}$).

A análise de componentes principais realizada com os dados coletados de 15 variáveis limnológicas reteve 78,92% da variabilidade total dos dados nos dois primeiros eixos, onde o eixo 1 obteve 48,40% e o eixo 2 30,52% da variabilidade original das variáveis amostradas. As variáveis mais importantes para caracterização do eixo 1 foram amônia (-0,97), clorofila-a (-0,97), alcalinidade (-0,96), condutividade (-0,32), fósforo total (-0,61) e sólidos totais dissolvidos (-0,30) que estiveram correlacionados negativamente a este eixo e a saída do período III. De forma positiva, estiveram as variáveis nitrito (0,98), temperatura (0,93), demanda bioquímica do oxigênio (0,64), pH (0,64) e nitrato (0,85), caracterizadas pelos pontos do período III, e o ponto de entrada do período II. Para o eixo 2 as variáveis correlacionadas foram sólidos totais solúveis (0,90), demanda química do oxigênio (0,80), coliformes termotolerantes (0,34) e oxigênio dissolvido (0,66) relacionadas a entrada do período I e saída do período II. Amônia e oxigênio dissolvido foram variáveis importantes para caracterização do incremento de amônia ao lado negativo e desamonificação do lado positivo (Fig. 2). Portanto com a ACP é possível observar o indicativo de qualidade da água, onde os pontos situados á esquerda tendem a ter maior capacidade de eutrofização, caracterizado pelo período I.

Nitrato, nitrito, demanda química oxigênio, demanda biológica do oxigênio e sólidos totais solúveis apresentaram eficiência de remoção nos três períodos do estudo, com maior eficiência para nitrato e nitrito acima de 36,0% nos períodos I e II (Fig. 3). Nos períodos II e III a eficiência de remoção da demanda química do oxigênio foram acima de 33%.

A remoção de sólidos totais dissolvidos foi obtida somente no período II (15,4%) e o fósforo total no período III com 5,2% (Fig. 3). Para clorofila-a e amônia não foi observada eficiência de remoção. A eficiência de remoção do "wetland" foi elevada para coliformes termotolerantes com cerca de 99,6% no período I. Este período apresentou maior contribuição com coliformes termotolerantes para o "wetland" ($p < 0,05$), devido ao maior peso vivo dos animais confinados, gerando grande carga de matéria orgânica como fezes, urina, pele e ração (Fig. 3).

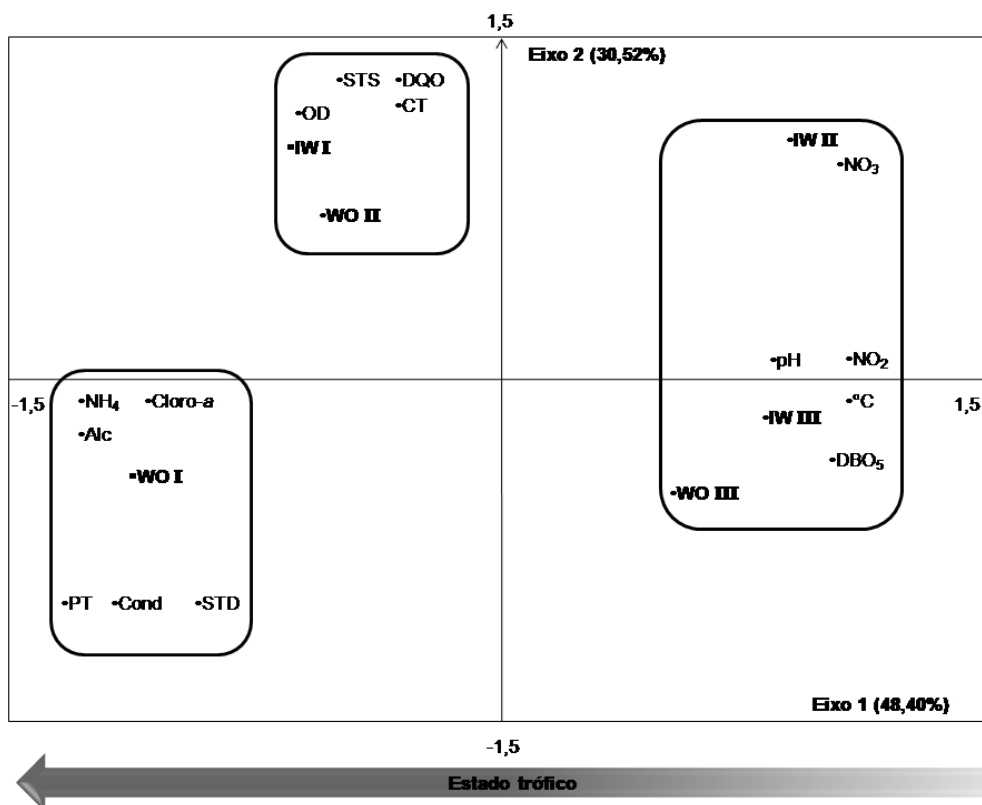


Figura 2. Biplot da análise de componentes principais eixos 1(x) e 2 (y) e os vetores com dados das variáveis ambientais. **IW** (entrada do wetland), **WO** (saída do wetland), os números I, II e III são referentes a cada período avaliado na criação de rã-touro.

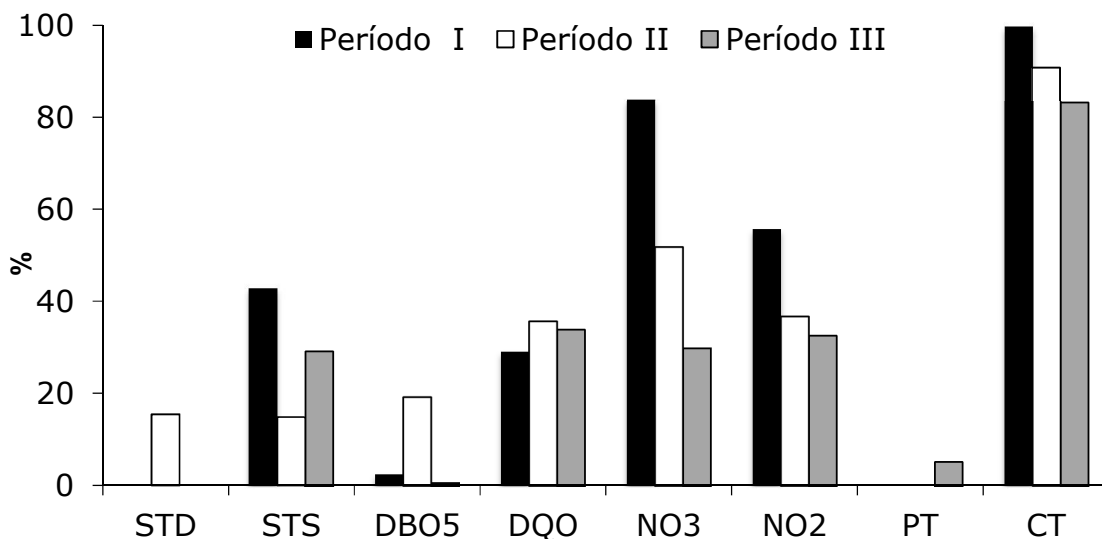


Figura 3. Eficiência de remoção das variáveis limnológicas (%) nos períodos I, II e III da criação de rã-touro.

A eficiência de remoção dos compostos orgânicos e inorgânicos do "wetland" construído em geral foi positiva para os três períodos avaliados. Os melhores resultados observados foram para os períodos I e II. No período III a eficiência de remoção esteve relacionada a elevada biomassa das plantas.

Entre os períodos da criação de rã-touro não foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) para temperatura, pH, condutividade, alcalinidade, sólidos totais solúveis e dissolvidos, demanda bioquímica do oxigênio, clorofila-*a* e fósforo total (Tabela 1).

As condições climáticas locais influenciaram a temperatura da água em torno de $27,3 \pm 0,9$ a $28,6 \pm 0,7^\circ\text{C}$. O pH foi em torno de 7, exceto no período I que foi levemente ácido com valores de 6,9. A alcalinidade foi elevada acima de 100 mg L^{-1} , com maiores ($p > 0,05$) concentrações no período I. A condutividade elétrica também foi elevada entre os períodos amostrais, devido a presença de íons no meio. As concentrações de oxigênio dissolvido foram abaixo de $3,8 \text{ mg L}^{-1}$ em função das elevadas concentrações de DBO_5 e DQO com diferença significativa ($p < 0,05$) apenas no período III (Tabela 1).

Dentre os compostos nitrogenados as concentrações de amônia foram acima de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ na entrada de água do período III, sendo mais elevadas nas saídas do "wetland" nos períodos I ($p < 0,05$) e II ($p > 0,05$). Elevadas concentrações de fósforo total promoveram elevados teores de clorofila-*a* com maiores concentrações no período I, variando de $0,23 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,48 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 1).

Nos períodos I e III a biomassa de *E. crassipes* foi superior, apresentando $1.916,3 \text{ g PS m}^2$ e $1.828,1 \text{ g PS m}^2$ respectivamente, seguido pelo período II com $968,4 \text{ g PS m}^2$ ($p < 0,05$). Os teores de nitrogênio e potássio foram elevados quando comparados ao fósforo na biomassa da planta, com cerca de três a oito vezes maiores entre os períodos avaliados (Tabela 2).

O pH do sedimento foi ácido, variando de 5,7 a 6,9. As concentrações de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e potássio decresceram em direção a saída do "wetland", exceto o potássio no período III. Em geral os compostos avaliados no sedimento apresentaram elevadas concentrações, indicando a retenção neste compartimento (Tabela 3).

Tabela 1. Média e desvio padrão das variáveis limnológicas (mg L⁻¹), coliformes termotolerantes (NMP 10 x 100mL⁻¹), condutividade (µS cm⁻¹), temperatura (°C) entre os períodos de coleta, e a eficiência de remoção (ER%) na água de entrada (IW) e saída (WO) do "wetland" para cada período da criação de rã-touro.

| Variáveis | Período I | | | Período II | | | Período III | | |
|------------------|------------------------------------|------------------------------------|------|------------------------------------|------------------------------------|------|------------------------------------|------------------------------------|------|
| | IW | WO | ER % | IW | WO | ER% | IW | WO | ER % |
| °C | 28,0±0,9 ^{ns} | 27,3±0,9 ^{ns} | - | 28,3±0,5 ^{ns} | 27,7±0,9 ^{ns} | - | 28,6±0,7 ^{ns} | 28,1±0,7 ^{ns} | - |
| pH | 6,9±0,2 ^{ns} | 6,9±0,2 ^{ns} | - | 7,2±0,2 ^{ns} | 7,0±0,4 ^{ns} | - | 7,0±0,2 ^{ns} | 7,0±0,2 ^{ns} | - |
| Cond | 170,7±44,1 ^{ns} | 201,3±30 ^{ns} | - | 185,3±25,2 ^{ns} | 174,0±33,6 ^{ns} | - | 185,2±28,5 ^{ns} | 187,5±31,2 ^{ns} | - |
| Alc | 116,3±6,8 ^{ns} | 120,0±7,9 ^{ns} | - | 110,2±4,9 ^{ns} | 113,4±4,0 ^{ns} | - | 111,9±3,0 ^{ns} | 113,6±2,3 ^{ns} | - |
| OD | 3,2±0,5 ^{ns} | 2,8±0,6 ^{ns} | - | 2,7±0,6 ^{ns} | 3,2±0,6 ^{ns} | - | 2,5±0,4 ^b | 2,9±0,2 ^a | - |
| STD | 168,1±58,0 ^{ns} | 211,8±115,7 ^{ns} | - | 155,5±79,3 ^{ns} | 131,5±58,5 ^{ns} | 15,4 | 168,3±31,5 ^{ns} | 206,1±108,3 ^{ns} | - |
| STS | 10,8±5,3 ^{ns} | 6,1±3,0 ^{ns} | 42,8 | 9,0±4,6 ^{ns} | 7,7±4,5 ^{ns} | 14,8 | 5,9±2,3 ^{ns} | 4,2±0,9 ^{ns} | 29,1 |
| DBO ₅ | 51,3±24,8 ^{ns} | 50,0±30,5 ^{ns} | 2,5 | 61,9±20,3 ^{ns} | 50,1±10,7 ^{ns} | 19,2 | 78,4±21,2 ^{ns} | 77,8±17,3 ^{ns} | 0,6 |
| DQO | 25,4±10,0 ^{ns} | 18,0±8,2 ^{ns} | 29,1 | 25,4±6,3 ^a | 16,4±4,9 ^b | 35,6 | 13,8±2,7 ^a | 9,1,8±0,7 ^b | 33,8 |
| NO ₃ | 0,19±0,06 ^a | 0,03±0,02 ^b | 83,8 | 0,22±0,06 ^{ns} | 0,10±0,07 ^{ns} | 51,7 | 0,21±0,03 ^a | 0,16±0,03 ^b | 29,8 |
| NO ₂ | 0,02±0,01 ^a | 0,01±0,004 ^b | 55,6 | 0,03±0,01 ^{ns} | 0,02±0,01 ^{ns} | 36,7 | 0,03±0,01 ^{ns} | 0,02±0,01 ^{ns} | 32,5 |
| NH ₄ | 0,66±0,2 ^b | 1,04±0,2 ^a | - | 0,51±0,2 ^{ns} | 0,71±0,2 ^{ns} | - | 0,41±0,1 ^{ns} | 0,54±0,1 ^{ns} | - |
| Cloro-a | 2,9±0,8 ^{ns} | 3,9±1,2 ^{ns} | - | 1,4±0,7 ^{ns} | 2,0±0,9 ^{ns} | - | 1,3±0,5 ^{ns} | 1,6±0,5 ^{ns} | - |
| PT | 0,28±0,03 ^{ns} | 0,34±0,1 ^{ns} | - | 0,20±0,07 ^{ns} | 0,25±0,06 ^{ns} | - | 0,28±0,04 ^{ns} | 0,27±0,04 ^{ns} | 5,2 |
| CT | 7,7 ⁶ ±3,4 ^a | 3,0 ⁴ ±1,2 ^b | 99,6 | 6,4 ⁴ ±3,1 ^a | 5,9 ³ ±3,6 ^b | 90,8 | 3,1 ⁶ ±2,7 ^a | 5,6 ⁵ ±4,7 ^b | 83,0 |

*Em cada linha, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (p<0,05); **IW** (entrada do wetland), **WO** (saída do wetland), **_** = não aplicado e **-** = não ocorreu remoção.

Tabela 2. Valores da biomassa, nitrogênio, fósforo e potássio da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* avaliadas nos períodos I, II e III da criação de rã-touro.

| | Período I | Período II | Período III |
|--------------------------------------|---------------------|--------------------|---------------------|
| Biomassa (g PS m²) | 1916,3 ^a | 968,4 ^b | 1828,1 ^a |
| Nutrientes | | | |
| Nitrogênio | | | |
| g kg ⁻¹ | 36,2 | 29,4 | 39,1 |
| g N m ² | 402,2 | 326,6 | 435,0 |
| Fósforo | | | |
| g kg ⁻¹ | 7,8 | 7,9 | 5 |
| g P m ² | 86,6 | 87,7 | 55,5 |
| Potássio | | | |
| g kg ⁻¹ | 25,3 | 33,1 | 39,2 |
| g K m ² | 281,1 | 367,7 | 436,1 |

*Em cada linha, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (p<0,05).

Tabela 3. Média e desvio padrão das variáveis medidas no sedimento entre os períodos de coleta da criação de rã-touro.

| Variáveis | Período I | | Período II | | Período III | |
|------------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|
| | IW | WO | IW | WO | IW | WO |
| pH | 5,7±0,2 ^{ns} | 6,3±0,5 ^{ns} | 6,2±0,4 ^{ns} | 6,3±0,5 ^{ns} | 6,0±0,2 ^{ns} | 6,2±0,04 ^{ns} |
| MO% | 48,5±25,9 ^{ns} | 17,1±2,0 ^{ns} | 26,1±17,1 ^{ns} | 13,3±0,2 ^{ns} | 28,0±14,2 ^{ab} | 17,7±4,5 ^{ns} |
| N (g L ⁻¹) | 10,4±5,8 ^{ns} | 3,7±0,4 ^{ns} | 6,8±3,0 ^{ns} | 3,7±0,4 ^{ns} | 7,9±3,6 ^{ns} | 4,3±2,2 ^{ns} |
| P (g L ⁻¹) | 16,2±8,5 ^{ns} | 3,7±1,5 ^{ns} | 16,6±14,5 ^{ns} | 3,7±1,5 ^{ns} | 40,0±15,8 ^a | 8,5±2,6 ^b |
| K (g L ⁻¹) | 1,0±0,3 ^{ns} | 0,8±0,2 ^{ns} | 0,9±0,2 ^{ns} | 0,7±0,2 ^{ns} | 0,4±0,1 ^{ns} | 0,4±0,3 ^{ns} |

*Em cada linha, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (p<0,05).

DISCUSSÃO

Todo o efluente gerado na ranicultura deságua para entrada do "wetland", portanto as variações de vazão, tempo de retenção e fluxo hidráulico são dependentes do manejo utilizado na criação das rãs.

No presente estudo a macrófita aquática *E. crassipes* apresentou maior biomassa nos períodos I e III, desenvolvendo-se muito bem nestes períodos onde a disponibilidade de nutrientes foi abundante. Nestes períodos o maior peso vivo de animais confinados com efluente rico em fezes, urina, pele dos animais e restos de ração, contribuíram para o aumento da carga orgânica e inorgânica para o "wetland". O menor valor da biomassa de *E. crassipes* no período II foi decorrente de fatores climáticos, onde as plantas sofreram lesões prejudicando seu crescimento. As condições climáticas, determinam mudanças na área foliar, biomassa e sobrevivência das macrófitas (Touchette et al., 2010). Estudos indicam que a ecologia da planta e a carga de nutrientes pode influenciar a eficiência de remoção (Rai et al., 2015) bem como, a capacidade da planta em acumular nutrientes no tecido vegetal (Tanner, 2001). Em geral, a espécie da planta e estágio de crescimento associados com a temperatura da água são elementos característicos no controle da absorção, acumulação e translocação em "wetlands" construídos (Deng et al., 2004).

O acúmulo de fósforo no sedimento no período III, esta relacionado a maior quantidade de ração utilizada na ranicultura, menor tempo de residência do efluente no "wetland" como também, a saturação deste compartimento. A alta produção de biomassa das plantas funcionou como barreira física para retenção do fósforo que foi rapidamente adsorvido pelo sedimento, coincidindo com uma taxa de remoção de

5,2% de fósforo na água. As reações de adsorção e precipitação do fósforo são controladas pela interação do pH com os minerais presentes (Drizo et al., 2000). Em ambientes com pH maior que 6 a precipitação química do fósforo para o sedimento ocorre através da reação com CaCO_3 (Arias et al., 2001) e, em ambientes com pH inferior a 6, ocorre a adsorção física do fósforo para óxidos de ferro e alumínio (Gerritse, 1993). Desse modo, a taxa de precipitação e adsorção do fósforo é dependente do pH e do potencial de oxidação do substrato presente (Sousa et al., 2003).

Com o maior do tempo de retenção nos períodos I e II, os compostos de fósforo foram absorvidos em maior parte pelas macrófitas através das raízes. Travaini-Lima & Sipaúba-Tavares (2016) também observaram a correlação entre fósforo e maior tempo de residência indicando o favorecimento no processo de absorção deste composto quando a água é retida por maior tempo no sistema.

O teor de matéria orgânica no sedimento foi maior na entrada do "wetland" (48,5%) no período I, devido ao maior peso vivo de animais presentes na ranicultura do que nos outros períodos. O principal caminho para remoção orgânica em "wetlands" é a degradação microbiana, sedimentação de partículas coloidais e sólidos suspensos e filtração pela densa vegetação (Vymazal & Kröpfelová 2008). O pH do efluente do "wetland" tendeu a ser neutro ao longo dos períodos. Esta faixa é considerada ideal para sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação da matéria orgânica, que varia entre 6 a 9 (Metcalf & Eddy, 2003).

O papel das macrófitas em "wetlands" construídos, é oferecer substrato para os microrganismos decompositores elevarem o dióxido de carbono e formar carbonato e bicarbonato, aumentando a alcalinidade e estabilizando o pH, juntamente com a liberação de íons para água, conseqüentemente, elevando os valores de condutividade (Mayes et al., 2009). A condutividade no presente estudo foi elevada evidenciando a ação biótica e abiótica do "wetland" estudado.

As concentrações médias de oxigênio dissolvido foram baixas ao longo do período experimental, decorrente da mineralização da matéria orgânica, com tendência a aumentar na saída do "wetland" em função das trocas de gases entre as plantas e a atmosfera, elevando a oxigenação da água. O oxigênio absorvido pelas macrófitas ocorre por meio das partes aéreas e raízes para atender a demanda

respiratória dos tecidos e oxigenação da rizosfera, tornando-se a principal fonte de oxigênio nos "wetlands" construídos (Lin et al., 2002).

As maiores porcentagens de remoção observadas para nitrato e nitrito no período I estão correlacionadas com o tempo de retenção, fluxo hidráulico e biomassa das plantas. Alguns autores também confirmam que há maior remoção de compostos nitrogenados com o aumento do tempo de retenção e elevada biomassa das macrófitas, com a consequente redução desses compostos na coluna de água (Dong et al., 2011, Travaini-Lima et al., 2016; Borges & Sipaúba-Tavares et al., 2017).

Neste estudo, a menor remoção de nitrato e nitrito nos períodos II e III, estiveram relacionadas com a baixa biomassa de plantas e alto fluxo hidráulico. A competição heterotrófica causada por maior matéria orgânica e baixa concentração de oxigênio dissolvido podem prejudicar os processos de nitrificação inibindo o crescimento de bactérias nitrificantes (Gottschal et al., 2007).

Um fator que contribui para o aumento dos compostos nitrogenados principalmente amônia, é o oferecimento de ração com baixa digestibilidade da proteína, promovendo maior quantidade de nitrogênio liberado na água devido às excretas dos animais e a lixiviação da ração (Furuya et al., 2001). No mercado ainda não existe uma dieta comercial específica para rã-touro, entretanto, estudos estão sendo feitos sobre exigência alimentar (Pinto et al., 2015) e digestibilidade (Mansano et al., 2017) visando a quantidade adequada de proteína e a melhor eficiência de nutrientes presentes na dieta.

A remoção de sólidos totais em "wetlands" ocorre principalmente, através da sedimentação, perífiton aderido nas raízes e barreira física causada pelas plantas (Karathanasis et al., 2003). Neste estudo, a remoção de STS foi maior durante o período I em função do maior tempo de retenção e maior biomassa de plantas e STD para o período II, devido ao tempo de retenção.

Elevada remoção de DQO e DBO₅ ocorreu no período II, e os altos valores desses parâmetros indicam grande decomposição da matéria orgânica, demonstrando que o processo predominante no "wetland" construído foi de oxidação biológica, sendo o tratamento biológico o método apropriado para o tratamento do efluente de ranicultura. A baixa remoção de DBO₅ no período III foi decorrente da saturação do sedimento.

A remoção de coliformes termotolerantes em "wetlands" ocorre pela presença de macrófitas, que reduzem o número de bactérias patogênicas devido à excreção de metabólitos inibidores e a estimulação de microrganismos predadores na rizosfera (Kouki et al., 2009).

Neste estudo, as maiores taxas de eficiência de remoção ocorreram nos períodos I e II onde houve menor fluxo hidráulico e maior tempo de residência. A eficiência de remoção de coliformes termotolerantes em "wetlands" é alta com taxas acima de 99%, sendo dependente de fatores como design do "wetland", tempo de residência da água, fluxo hidráulico, carga de entrada, substrato, temperatura, radiação solar, sedimentação e exsudatos das macrófitas (Boutillier et al., 2009).

O nível de clorofila-*a* foi elevado entre as entradas e saídas durante o período amostral, associadas aos nutrientes disponíveis. Borges & Sipaúba-Tavares (2017) em um "wetland" construído para tratamento de ranicultura observaram níveis superiores de clorofila-*a* entre as entradas e saídas no período de recria sem eficiência de remoção.

Estudos relacionados a diferentes espécies de plantas que possam ser utilizadas em "wetlands construídos", a construção de novas caixas para atender a elevada carga proveniente do setor de ranicultura e a remoção do sedimento ao final de cada período experimental para evitar a saturação do compartimento do "wetland", são ferramentas que podem auxiliar com o aumento na remoção dos compostos orgânicos e inorgânicos no sistema de tratamento.

CONCLUSÃO

A ranicultura gera elevada carga de resíduos orgânicos e inorgânicos acarretando impacto negativo para o ambiente, decorrente do manejo de criação das rãs, sendo o período I considerado o mais crítico neste estudo. O sedimento e a macrófita desempenharam importante papel na retenção de nitrogênio, fósforo e potássio nutrientes que contribuem para eutrofização dos corpos hídricos. O "wetland" construído apresentou melhora da qualidade da água, com a remoção da maioria das variáveis avaliadas, principalmente coliformes termotolerantes; em função da elevada biomassa produzida por *E. crassipes* associada ao maior tempo de retenção. Os resultados obtidos comprovam a aplicabilidade do uso de "wetland" construído para tratamento do efluente de ranicultura, e compreensão do importante papel das macrófitas e sedimento na remoção destes compostos.

AGRADECIMENTOS Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo ao primeiro autor e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) - (2014/24697-3) pelo apoio financeiro. Agradecemos ao grupo de trabalho do Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton e a Profa. Dra. Marta Verardino De Stéfani pela colaboração.

REFERÊNCIAS

- ARIAS, C.A., DEL BUBBA, M., BRIX, H. (2001). Phosphorus removal by sands for use a media in subsurface flow constructed Reed Beds. *Water Research* 35(5): 1159-1168.
- APHA - AMERICA PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, "Standard Methods for Examination of Water and Wastewater," APHA, Washington, 1998.
- BOYD, C.E., TUCKER, C.S. (1992). *Water quality and pond soil analyses for aquaculture*. Agricultural Experiment Station, Alabama.
- BORGES, F.F., SIPAÚBA-TAVARES, L.H. (2017). Treatment of Bullfrog Farming Wastewater in a Constructed Wetland. *Journal of Water Resource and Protection* 9: 578-589.
- BOUTILIER, L., JAMIESON. R., GORDON, R., LAKE, C., Hart, W. (2009). Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* with in wastewater treatment wetlands. *Water Research* 43:4370–4380.
- DENG, H., YE, Z.H., WONG, M.H. (2004). Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environment Pollut* 132(1): 29-40.
- DONG, Y., WILINSKI, P.R., DZAKPASU, M., SCHOLZ, M. (2011). Impacto fhydraulic loading rate and season on water contaminant reductions within integrated constructed wetlands. *Wetlands* 31:499-509.
- DRIZO, A., FROST, C.A., GRACE, J., SCHIMT, K.A. (2000). Phosphate and ammonium distribution in a pilot scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. *Water Research* 34:2433-2490.
- FURUYA, W.M., PEZZATO, L.E., MIRANDA, E.C., FURUYA, V.R.B., BARROS, M.M. (2001). Apparent digestibility coefficients of energy and nutrients of some ingredients for Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.) (Thai strain) *Acta Scientiarum* 23(2):465-469.

- GERRITSE R. G. (1993) Prediction of travel times of phosphate in soils at a disposal site for wastewater. *Water Research* 27:263-267.
- GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S., OHNSTAD, M.A.M. (1978). Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell, London.
- GOTTSCHALL, N., BOUTIN, C., CROLLA, A., KINSLEY, C., CHAMPAGNE, P. (2007). The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater. *Ecological Engineering* 29(2):154-163.
- JING, S., LIN, Y., LEE, D., WANG, T. (2001). Nutrient removal from polluted rivers water by using constructed wetlands. *Bioresource Technology* 76: 131-135
- KADLEC, R.H., WALLACE, S.D. (2009). Treatment wetlands. Taylor and Francis, Boca Raton.
- KARATHANASIS, A.D., POTTER, C.L., COYONE, M. S. (2003). Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 20:157–169
- KOROLEFF (1976) Determination of ammonia. In:Grasshoff, Almgreen T (eds) Methods of seawater analysis. Verlag Chemie, New York, pp. 126–133.
- KOUKI, S., M'HIRI, F., SAIDI, N., BELAID, S., HASSEN, A. (2009). Performances of a constructed wetland treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle. *Desalination* 246(1-3): 452-467.
- LIN, Y.F., JING, S.R., WANG, T.W., LEE, D.Y. (2002). Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environment Pollut* 119(3): 413-420.
- MACKERET, F.J.H., HERON, J., TALLING, F.J. (1978). Water analyses: some revised methods for limnologists. Freshwater Publication Association Scientific Publication, Cumbria.
- MAPA-MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (2015) Manual de Métodos analíticos oficiais para fertilizantes minerais, orgânicos, organominerais e corretivos. Mapa, Brasília.
- MAYES, W.M., BATTY, L.C., YOUNGER, P.L., JARVIS, A.P., KÕIV, M., VOHLA, C., MANDER, U. (2009). Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Science of the total environment* 407(3): 944-957.
- MALAVOLTA, E., VITTI, G.C., de OLIVEIRA, S.A. (1989). Avaliação do estado nutricional das plantas: Princípios e Aplicações. Potafos, Piracicaba.

- MANSANO, C.F.M., MACENTE, B.I., NASCIMENTO, T.M.T., PINTO, D.F.H., PEREIRA, M.M., De STÉFANI, M.V. (2017). Digestibility of nutrients and energy in ingredients for bullfrogs during different phases of development. *Aquaculture Nutrition* 1:1-11.
- MERCANTE, C.T.J., VAZ-DOS-SANTOS, A.M., MORAES, M.A.B., PEREIRA, J.S., LOMBARDI, J.V. (2014). Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) farming system: water quality and environmental changes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26:(1) 9-17.
- METCALF, L., EDDY, P.H. (2003). Wastewater engineering: Treatment and reuse. 4. ed. New York, McGraw-Hill.
- NUSCH, E.A. (1980). Comparison of different method for chlorophyll and pheopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie* 14:14–36.
- PINTO, D.F.H., MANSANO, C.F.M., DE STÉFANI, M.V., PEREIRA, M.M. (2015). Optimal digestible protein level for bullfrog tadpoles. *Aquaculture* 440: 12-16.
- RAI, U.N., UPADHYAY, A.K., SINGH, N.K., DWIVEDID, S., TRIPSTHIT, R.D. (2015). Seasonal applicability of horizontal subsurface flow constructed wetland for trace elements and nutrient removal from urban wastes to conserve Ganga River quality at Haridwar, India. *Ecological Engineering* 81:115-122.
- SIEGEL, S. (1975). Non-Parametric Statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill do Brasil, São Paulo.
- SOUSA, J.T., VAN HAANDEL, A.C., GUIMARÃES, A.V.A. (2003). Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. *Water Science and Technology* 48(6): 295-299.
- TANNER, C.C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* 44: 9-17.
- TOUCHETTE, B.W., IANNACONE, L.R., TURNER, G., FRANK, A. (2010). Ecophysiological responses of five emergent-wetlands plants to diminished water supply: an experimental microcosm study. *Aquatic Ecology* 44(1): 101-112.
- TRAVAINI-LIMA, F., MILSTEIN, A., SIPAÚBA-TAVARES, L.H. (2016). Seasonal Differences in Plankton Community and Removal Efficiency of Nutrients and Organic Matter in a Subtropical Constructed Wetland. *Wetlands* 36:921-933.
- VYMAZAL, J., KROPFELOVÁ, L. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. *Springer*, Dordrecht.

Capítulo III

*Artigo a ser submetido a Revista Brazilian Journal of Biology

Caracterização da comunidade fitoplanctônica de um "wetland" construído em efluente de ranicultura

Lorena Regina da Silva Peres^{1*} & Lúcia Helena Sipaúba-Tavares¹

¹Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton, Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Jaboticabal, São Paulo 14884-900, Brasil

*email: lorennaperess@hotmail.com

Resumo

O presente estudo objetivou conhecer e verificar a composição dos organismos fitoplanctônicos e as possíveis influências do manejo empregado em ranicultura, na dinâmica dessa comunidade. O "wetland" foi composto pela macrófita *Eichhornia crassipes* e as amostragens foram em três períodos distintos da criação de rãs, correspondendo o período I com 2.400 animais; o período II com 40.000 girinos e o período III contendo 3.750 animais em diferentes fases de desenvolvimento. Ocorreu elevado crescimento de *E. crassipes* em decorrência da grande disponibilidade de nutrientes, sendo maior no período I e menor no período II. As espécies Bacillariophyceae e Chlorophyceae foram encontradas em maior densidade nos três períodos avaliados, em todos os pontos de coleta. Elevada riqueza e diversidade de espécies fitoplanctônicas foram observadas no período II influenciadas pelo manejo empregado na ranicultura, menor fluxo hidráulico e biomassa de *E. crassipes*. O maior fluxo hidráulico do período III afetou drasticamente a comunidade fitoplanctônica, com diminuição na densidade, diversidade e riqueza de espécies. Ocorreu redução do número de Cyanobacteria na saída do "wetland" após passagem pelas macrófitas. O manejo empregado na ranicultura, o fluxo hidráulico e a presença da macrófita aquática *E. crassipes* interferiram de forma significativa na dinâmica da comunidade fitoplanctônica.

Palavras chave: microalgas, tratamento, *Eichhornia crassipes*.

Characterization of the phytoplankton community of a constructed wetland in a frog culture effluent

Lorena Regina Da Silva Peres¹ & Lúcia Helena Sipaúba-Tavares¹

¹Limnology and Plankton Production Laboratory, Aquaculture Center, São Paulo State University (UNESP), Jaboticabal, São Paulo 14884-900, Brazil

* email: lorennaperess@hotmail.com

Abstract

Current study analyzed the composition of phytoplankton organisms and possible influences of management in frog culture within the dynamics of the community. The wetland comprised macrophyte *Eichhornia crassipes* and samplings were undertaken in three different periods in frog breeding, corresponding to Period I with 2,400 animals; Period II with 40,000 tadpoles and Period III with 3,750 animals at different development phases. There was a high growth rate of *E. crassipes* due to the great availability of nutrients: a greater parte in Period I and a lower one in Period II. The species Bacillariophyceae and Chlorophyceae occurred in greater density during the three periods evaluated at all collection sites. High richness and diversity of phytoplankton species were reported in Period II influenced by the frog culture management, low water flow and biomass of *E. crassipes*. Greater water flow in Period III affected drastically the phytoplankton community, with decrease in density, diversity and species richness. The number of cyanobacteria decreased at the wetland outlet after the microphyte passage. Management of frog culture, the hydraulic flow and the presence of water macrophytes *E. crassipes* significantly affected the dynamics of the phytoplankton community.

Keywords: microalgae, treatment, *Eichhornia crassipes*.

1. Introdução

O efluente da criação de rãs apresenta restos de ração, urina, fezes e pele (descarga orgânica), produtos químicos utilizados no controle de doenças, tornando o efluente da ranicultura enriquecido com nitrogênio, fósforo, matéria orgânica e material particulado em suspensão. Grande parte desse material vai para o fundo das baías e outro segue para o efluente e, dependendo do local onde deságua, pode resultar em altos níveis de amônia causando eutrofização e conseqüentemente, aumento da comunidade fitoplanctônica (Anh et al., 2010).

Em aquicultura, os "wetlands" construídos a partir de macrófitas aquáticas são uma boa alternativa de baixo custo para redução ou remoção de diferentes componentes na água (Sipaúba-Tavares et al., 2010). A redução dos organismos fitoplanctônicos nos "wetlands", principalmente Cyanobacteria ocorre através da remoção de nutrientes pelas plantas aquáticas, ou através da filtração direta e diminuição destes organismos (Sindilariu et al., 2009).

A comunidade fitoplanctônica sofre constantes reestruturações na composição e abundância de espécies, em conseqüência da interação entre diferentes fatores físicos, químicos e biológicos, apresentando métodos adaptativos morfológicos e fisiológicos, capazes de ocupar diversos ecossistemas aquáticos (Kruk et al., 2011). A suscetibilidade do fitoplâncton torna estes microrganismos um excelente bioindicador das alterações ambientais, principalmente a eutrofização (Coutinho et al., 2012).

Pouca atenção tem sido dada em relação as variáveis abióticas e bióticas em sistemas de tratamento biológico de efluentes (Thullen et al., 2008), sendo este sistema uma alternativa de elevada contruição na eliminação de partículas dissolvidas e não dissolvidas na água como também uma ferramenta para minimizar a eutrofização dos sistemas artificiais rasos de criação de organismos aquáticos (Travaini-Lima, et al., 2016).

O objetivo desse estudo foi conhecer a composição dos organismos fitoplanctônicos de um "wetland" construído em um sistema de ranicultura em relação das possíveis influências do manejo empregado na dinâmica desta comunidade.

2. Material e Métodos

2.1 Área de Estudo e Local de amostragem

O estudo foi desenvolvido em um "wetland" construído no efluente do setor de ranicultura da fazenda do Centro de Aquicultura da Unesp (21°15'S, 48°18'O). As coletas ocorreram no período chuvoso (verão). O setor de ranicultura é constituído por dois galpões; um deles possuindo oito baias de engorda de 12 m² e o outro galpão apresentando 16 baias de engorda de 3 m², com capacidade para abrigar 4.320 imagos, além de um setor para desenvolvimento dos girinos com 10 tanques de fibra de vidro de 2000 litros cada. O setor apresenta um total de 144 m² de área construída, de acordo com o sistema anfigranja e lavagem das baias diária, onde o efluente desagua diretamente nos viveiros sequentes da fazenda de aquicultura sem nenhum tratamento.

O "wetland" construído é composto por quatro caixas interligadas por pequenos canais, contendo sedimento e rochas nas caixas de entrada e saída para retenção do fluxo hidráulico e crescimento de microrganismos. A segunda e terceira caixa foram compostas pela macrófita aquática *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms com fundo contendo sedimento. O "wetland" apresenta área total de 48,3 m² e volume total de 5 m³ (Figura 1).

Foram avaliados três períodos da criação de rã-touro, o período I (outubro/novembro) correspondeu a 2.400 animais adultos pesando cerca de 450 g cada e 300 girinos com 30 g cada. O período II (dezembro/janeiro) continha 40.000 girinos. O período III (janeiro/abril), apresentou 3.750 animais com 487 kg no total, mais 2000 girinos. Os animais foram alimentados com ração comercial contendo teor de proteína bruta entre 40% à 50%, ofertadas em média três vezes ao dia.

As amostragens de água foram coletadas semanalmente e o fitoplâncton quinzenalmente em dois pontos, um na entrada (IW) e outro na saída (WO) do "wetland construído" (Figura 1). A biomassa das macrófitas aquáticas (gMS m²) foram monitoradas ao final de cada período experimental. As plantas foram coletadas em quadrante de 0,90 m² em triplicata e lavadas com água corrente em laboratório e secas até peso constante em estufa a 60°C dado até a desidratação completa.

2.2 Amostragem de água e fitoplâncton

O pH e temperatura foram medidas *in situ* com multisensor Horiba U-50 e o oxigênio dissolvido (OD) com oxímetro YSI55. Nitrogênio total (NT) e fósforo total

(PT) foram quantificadas em espectrofotômetro de acordo com Golterman et al. (1978) e Koroleff (1976). Sólidos totais solúveis (STS) foi determinado segundo Boyd & Tucker (1992). Amostras de fitoplâncton foram coletados em recipientes plásticos e preservadas com solução de lugol 1%. A abundância foi estimada pela contagem de células em câmara de sedimentação de acordo com Utermöhl seguindo as recomendações de Lund et al. (1958). A contagem foi realizada em microscópio invertido Axiovert 40 CFL Carl Zeiss.

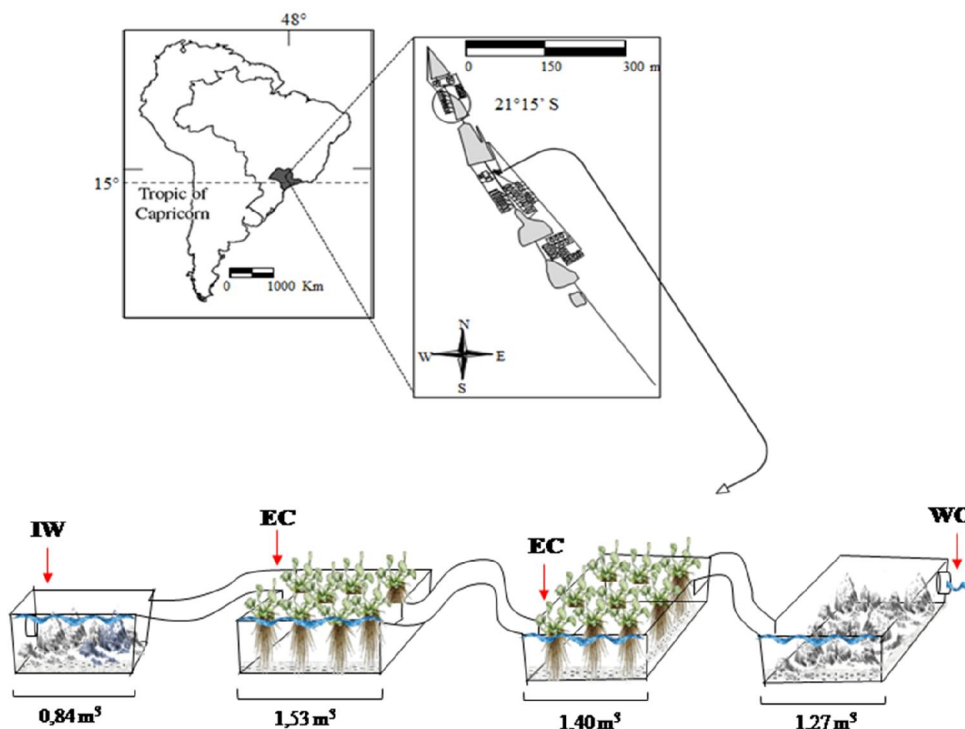


Figura 1. Localização geográfica do Centro de Aquicultura da Unesp e esquema do "wetland construído" onde: IW = entrada de efluente da ricultura, EC = caixas contendo a macrófita *Eichhornia crassipes*, WO = saída de água.

2.3 Condições Hidráulicas do "wetland" construído

As condições hidráulicas do "wetland" foram calculadas para cada período experimental (I, II e III). O fluxo hidráulico foi calculado, através da seguinte fórmula:

$$V_f = Q/A$$

V_f é o fluxo hidráulico do canal ($m\ h^{-1}$), Q é a vazão de saída ($m^3\ h^{-1}$) e A é a área do canal (m^2).

O tempo de retenção da água foi calculado pela equação:

$$Tr = V/Q$$

Tr é o tempo de retenção da água (horas); V é o volume máximo do “wetland” (m^3) e Q é a vazão de saída da água ($m^3 h^{-1}$) (Kadlec & Wallace, 2009).

Os dados de precipitação do período experimental foram obtidos pela Estação Agroclimatológica da UNESP de Jaboticabal.

2.4 Análise dos dados

Foi utilizada One-way ANOVA para verificar a ocorrência de diferenças significativas entre as médias de entrada (IW) e saída (WO) das variáveis ambientais e planta, para cada período da criação de rã-touro. Diferenças significativas foram demonstradas através do teste de Fisher LSD ($p = 0,05$). O índice de diversidade H' (Índice de Shannon-Weaver) foi calculado para cada ponto amostral usando a fórmula Shannon-Wiener (H') (Pielou, 1975). A riqueza foi calculada como o número total de espécies presentes em cada ponto de amostragem. A espécie foi considerada dominante quando a sua densidade foi superior a 50% do número total de indivíduos presentes e abundante quando o número de indivíduos foi maior que a densidade média de indivíduos encontrados (Lobo & Leighton, 1986). A correlação de Pearson ($p < 0,05$) foi usada para medir a relação significativa entre fitoplâncton, variáveis da água e períodos de manejo.

3. Resultados

No período III, o fluxo hidráulico e o tempo de retenção foram $2,1 m h^{-1}$ e 2,5 h. Para os períodos I e II as médias do fluxo hidráulico e tempo de retenção foram semelhantes com $0,85 m h^{-1}$ e 6,3 h; $0,76 m h^{-1}$ e 7,1 h, respectivamente.

Não houve diferença significativa para nenhuma das variáveis ambientais ($p > 0,05$) (Tabela 1). A temperatura da água variou entre $27,3 \pm 0,9$ a $28,6 \pm 0,7^\circ C$ e a precipitação média do período amostral foi de $156,1 \pm 63,2$ mm. O pH foi em torno de 7, com exceção do período I com valores em torno de $6,9 \pm 0,2$. O oxigênio dissolvido manteve-se abaixo de $3,8 mg L^{-1}$. Os sólidos totais solúveis foram elevados nos três períodos amostrais, sendo maiores no período I. As concentrações de nitrogênio total foram maiores nos períodos I e II, e fósforo total nos períodos I e III ($p > 0,05$) (Tabela 1).

Tabela 1. Média e desvio padrão das variáveis ambientais (mg L^{-1}), na água de entrada (IW) e saída (WO) do "wetland" para cada período da criação de rã-touro.

| Variáveis | Período I | | Período II | | Período III | |
|-----------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| | IW | WO | IW | WO | IW | WO |
| Temp ($^{\circ}\text{C}$) | 28,0 \pm 0,9 ^{ns} | 27,3 \pm 0,9 ^{ns} | 28,3 \pm 0,5 ^{ns} | 27,7 \pm 0,9 ^{ns} | 28,6 \pm 0,7 ^{ns} | 28,1 \pm 0,7 ^{ns} |
| pH | 6,9 \pm 0,2 ^{ns} | 6,9 \pm 0,2 ^{ns} | 7,2 \pm 0,2 ^{ns} | 7,0 \pm 0,4 ^{ns} | 7,0 \pm 0,2 ^{ns} | 7,0 \pm 0,2 ^{ns} |
| OD | 3,2 \pm 0,5 ^{ns} | 2,8 \pm 0,6 ^{ns} | 2,7 \pm 0,6 ^{ns} | 3,2 \pm 0,6 ^{ns} | 2,5 \pm 0,4 ^b | 2,9 \pm 0,2 ^a |
| STS | 10,8 \pm 5,3 ^{ns} | 6,1 \pm 3,0 ^{ns} | 9,0 \pm 4,6 ^{ns} | 7,7 \pm 4,5 ^{ns} | 5,9 \pm 2,3 ^{ns} | 4,2 \pm 0,9 ^{ns} |
| NT | 0,87 \pm 0,3 ^{ns} | 1,08 \pm 0,6 ^{ns} | 0,75 \pm 0,2 ^{ns} | 0,91 \pm 0,4 ^{ns} | 0,65 \pm 0,2 ^{ns} | 0,70 \pm 0,3 ^{ns} |
| PT | 0,28 \pm 0,03 ^{ns} | 0,34 \pm 0,1 ^{ns} | 0,20 \pm 0,07 ^{ns} | 0,25 \pm 0,06 ^{ns} | 0,28 \pm 0,04 ^{ns} | 0,27 \pm 0,04 ^{ns} |

*Em cada linha, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si ($p < 0,05$); **IW** (entrada do wetland), **WO** (saída do wetland).

Nos períodos I e III a biomassa de *E. crassipes* foi maior, apresentando valores de 1.916,3^a g MS m^2 e 1.828,1^a g PS m^2 respectivamente, seguido pelo período II com 968,4^b g MS m^2 ($p < 0,05$).

A análise quantitativa dos três períodos avaliados da criação de rã-touro mostrou que a comunidade fitoplanctônica foi representada por 36 taxas, sendo 13 espécies de Chlorophyceae, 12 de Bacillariophyceae, 7 de Cyanobacteria, 2 de Zygnemaphyceae e 2 de Euglenophyceae (Tabela 2).

A riqueza de espécies do fitoplâncton em geral foi elevada, sendo maior no período II com 25 espécies na entrada (IW) e 24 espécies na saída (WO), e menor no período III em decorrência do maior fluxo hidráulico e menor tempo de retenção, com 19 espécies na entrada e 16 espécies na saída (Tabela 2). O índice de equabilidade foi maior nas entradas dos períodos e menor na saída do período I. O índice ecológico de diversidade H' foi superior no período II com 2,4 na entrada e 2,2 na saída (Tabela 2).

Quanto a abundância relativa, aproximadamente 50% da comunidade fitoplanctônica foi composta por Bacillariophyceae nos três períodos avaliados, representadas principalmente pelas espécies *Surirella sp.*, *Pinnularia sp.* e *Navicula sp.*, sendo esta última a única espécie dominante ao longo do período experimental (Tabela 2; Figura 2). Somente *Navicula sp.* e *Pinnularia sp.* foram abundantes em todos os períodos amostrados. No entanto, *Surirella sp.* foi abundante nos períodos II, III e *Cyclotella sp.* no período II. *Gomphonema gracile* foi presente nos pontos amostrais e abundante na entrada do período I. O período com maior número de

espécies foi o período II porém somente no período I (WO) foi encontrado espécie dominante (Tabela 2).

Somente quatro espécies de Chlorophyceae foram presentes e/ou abundantes nos pontos amostrais nos três períodos estudados, dentre elas estão *Ankistrodesmus gracilis*, *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus acutus* e *S. quadricauda*, sendo que esta última não apresentou abundância em nenhum ponto amostrado. Dentre as espécies de Cyanobacteria nenhuma foi presente em todos os pontos amostrados. Zygnemaphyceae representada por *Closterium acutum* e Euglenophyceae representada por *Euglena sp.*, foram presentes em todos os pontos e períodos amostrais (Tabela 2).

Nos três períodos de criação de rãs avaliados observou-se uma diminuição da população de Cyanobacteria em direção a saída, após a passagem da água pelas caixas contendo a macrófita aquática *Eichhornia crassipes*. Em geral, a densidade, abundância e riqueza de espécies do fitoplâncton foi maior no período II seguido pelo período I, atribuídos a disponibilidade de nutrientes, biomassa de *E. crassipes* e maior tempo de retenção (Tabela 2; Figura 2).

A análise da correlação de Pearson mostrou que a abundância das espécies de Bacillariophyceae estiveram em sua maioria correlacionadas positivamente com temperatura, pH, sólidos totais solúveis, oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo total, e negativamente com o fluxo hidráulico na saída (WO) dos períodos II e III (Tabela 3). A dominância de *Navicula sp.* na saída do período I ocorreu quando as concentrações de nitrogênio e fósforo total foram elevadas, apresentando relação positiva. *Gomphonema gracile* e *Nitzschia amphibia* na entrada do período I estiveram correlacionadas positivamente com temperatura, pH, oxigênio dissolvido, sólidos totais solúveis e fósforo total.

Cyclotella sp. obteve correlação positiva nos pontos do período II com oxigênio dissolvido, sólidos totais solúveis, nitrogênio e fósforo total. Para Chlorophyceae, as espécies estiveram correlacionadas positivamente com pH, sólidos totais solúveis, fósforo total e fluxo hidráulico (Tabela 3). *Chlorella vulgaris* no período III teve abundância correlacionada com temperatura, pH, oxigênio dissolvido, fósforo total e fluxo hidráulico.

Tabela 2. Composição, frequência de ocorrência, diversidade, riqueza e equabilidade das espécies fitoplanctônicas na água de entrada (IW) e saída (WO) do "wetland" para cada período da criação de rã-touro.

| Taxa | Período I | | Período II | | Período III | |
|--|-----------|------|------------|------|-------------|------|
| | IW | WO | IW | WO | IW | WO |
| Diversidade ('H) | 2,3 | 1,8 | 2,4 | 2,2 | 2,1 | 2,1 |
| Riqueza de espécies | 24 | 19 | 25 | 24 | 19 | 16 |
| Equabilidade | 0,75 | 0,61 | 0,75 | 0,63 | 0,71 | 0,79 |
| Bacillariophyceae | | | | | | |
| <i>Asterionella formosa</i> (Hassall, 1850) | + | - | - | - | - | - |
| <i>Cyclotella</i> sp. | + | + | A | A | - | A |
| <i>Eunotia</i> sp. | + | - | - | + | + | + |
| <i>Fragilaria danica</i> (Kützing) Lange-Bertalot, 1996 | + | - | - | + | - | - |
| <i>Gomphonema gracile</i> (Ehrenberg, 1838) | A | + | + | + | + | + |
| <i>Melosira</i> sp. | + | + | - | - | - | - |
| <i>Navicula</i> sp. | A | D | A | A | A | A |
| <i>Nitzschia amphibia</i> (Grunow, 1862) | A | + | + | + | + | - |
| <i>Pinnularia</i> sp. | A | A | A | A | A | A |
| <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg, 1832 | + | - | - | - | - | - |
| <i>Surirella</i> sp. | A | + | A | A | A | A |
| <i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing, 1844 | - | - | - | + | - | - |
| Chlorophyceae | | | | | | |
| <i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov, 1953 | + | + | + | + | + | A |
| <i>Chlorella vulgaris</i> (Beyerinck) Beijerinck, 1890 | + | + | A | + | A | A |
| <i>Coelastrum reticulatum</i> (Dangeard) Senn, 1899 | - | - | + | + | - | - |
| <i>Crucigenia quadrata</i> (Morren, 1830) | + | + | - | - | - | - |
| <i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) Hegewald, 2000 | - | - | + | + | + | + |
| <i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (Wood, 1873) | - | - | - | + | + | + |
| <i>Kirchneriella lunaris</i> (Möbius, 1894) | - | + | + | + | + | + |
| <i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat, 1902 | - | - | + | - | - | - |
| <i>Scenedesmus acutus</i> (Meyen, 1829) | A | + | + | + | A | + |
| <i>Scenedesmus bijugus</i> (Turpin) Lagerheim, 1893 | - | - | + | + | - | - |
| <i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat, 1926 | - | - | + | - | - | - |
| <i>Scenedesmus quadricauda</i> (Brébisson & Godey, 1835) | + | + | + | + | + | + |
| <i>Sphaerocystis</i> sp. | - | - | + | + | - | - |
| Cyanobacteria | | | | | | |
| <i>Pseudanabaena</i> sp. | + | - | - | - | - | + |
| <i>Aphanocapsa</i> sp. | - | + | + | + | - | - |
| <i>Chroococcus limneticus</i> (Lemmermann, 1853) | + | - | + | - | - | - |
| <i>Lyngbya</i> sp. | - | - | + | + | + | - |
| <i>Microcystis</i> sp. | + | + | + | - | + | - |
| <i>Oscillatoria</i> sp. | - | - | + | - | - | - |
| <i>Phormidium</i> sp. | + | - | - | - | + | - |
| Euglenophyceae | | | | | | |
| <i>Euglena</i> sp. | + | A | A | A | + | + |
| <i>Phacus obolus</i> (Pochmann, 1942) | + | + | + | + | + | - |
| Zygnemaphyceae | | | | | | |
| <i>Closterium acutum</i> (Brébisson, 1848) | A | + | + | + | A | A |
| <i>Staurastrum</i> sp. | + | + | - | - | - | - |

+ = presença; - = ausente; A= abundante; D = dominante

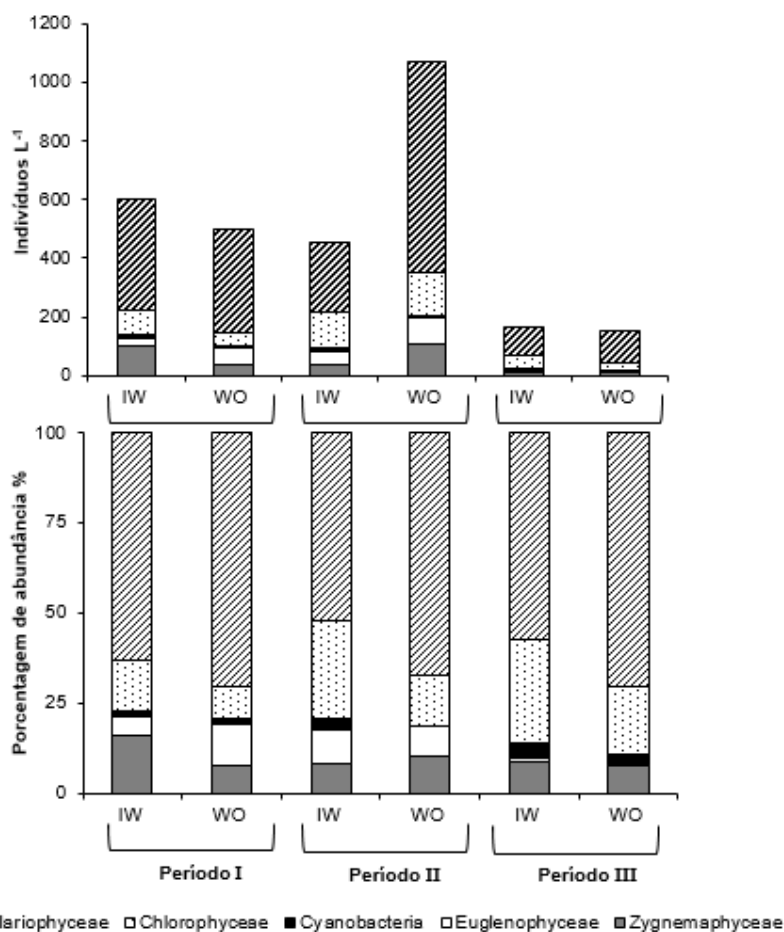


Figura 2. Número de Indivíduos (Ind L⁻¹) e Abundância relativa (%) das espécies fitoplantônicas na água de entrada (IW) e saída (WO) do "wetland" para cada período da criação de rã-touro.

Cyanobacteria apresentou correlação positiva com nitrogênio total na entrada do período II e saída de água do período III, e com temperatura, pH e fluxo hidráulico nos três períodos avaliados (Tabela 3). Euglenophyceae obtiveram correlação positiva com fósforo total em todos os pontos, e nitrogênio total nos pontos do período II e saída de água do período I. Zygnemaphyceae esteve correlacionada positivamente com temperatura e fósforo total; e no período I e III com fluxo hidráulico (Tabela 3).

A correlação de Pearson indica que mudanças nas propriedades físicas e químicas do efluente do "wetland" construído influenciadas pelo manejo aplicado dentro da ranicultura, afetam diretamente a comunidade fitoplantônica.

Tabela 3. Correlação de Pearson entre as espécies de fitoplâncton com as variáveis ambientais na água de entrada (IW) e saída (WO) do "wetland" para cada período da criação de rã-touro (<0,05).

| Variáveis | Período I | | Período II | | Período III | |
|-------------------------|-----------|-------|------------|-------|-------------|-------|
| | IW | WO | IW | WO | IW | WO |
| Fitoplâncton | | | | | | |
| Bacillariophyceae e °C | 0,99 | 0,59 | 0,74 | -0,97 | 0,94 | 0,72 |
| Bacillariophyceae e pH | 0,80 | 0,96 | - | -0,57 | 0,74 | 0,88 |
| Bacillariophyceae e OD | 0,49 | -0,99 | 0,68 | 0,99 | 0,93 | 0,41 |
| Bacillariophyceae e STS | 1,00 | 0,99 | - | 0,96 | - | 0,95 |
| Bacillariophyceae e NT | -0,88 | 0,56 | 0,95 | 1,00 | -0,97 | 0,49 |
| Bacillariophyceae e PT | 0,43 | 0,87 | 0,96 | 0,78 | - | 0,52 |
| Bacillariophyceae e FH | - | 0,93 | - | -0,57 | - | -0,94 |
| Chlorophyceae e °C | 0,98 | -0,46 | 0,70 | -0,68 | 1,00 | - |
| Chlorophyceae e pH | 0,62 | - | 0,97 | 0,44 | 0,94 | 0,49 |
| Chlorophyceae e OD | -0,74 | -0,54 | 0,76 | 0,46 | 1,00 | - |
| Chlorophyceae e STS | 0,97 | - | 0,99 | - | -0,39 | 0,97 |
| Chlorophyceae e NT | -0,73 | 0,99 | - | 0,45 | -0,80 | 0,26 |
| Chlorophyceae e PT | 0,18 | 0,83 | 0,24 | - | 0,14 | 0,59 |
| Chlorophyceae e FH | - | 0,74 | - | 0,43 | - | 0,98 |
| Cyanobacteria e °C | 0,99 | 0,74 | - | 0,44 | 0,95 | - |
| Cyanobacteria e pH | 0,85 | 1,0 | - | 0,98 | 0,98 | - |
| Cyanobacteria e OD | -0,47 | -0,95 | - | -0,66 | 0,96 | -0,47 |
| Cyanobacteria e STS | 0,99 | 0,99 | 0,36 | -0,83 | -0,61 | 0,82 |
| Cyanobacteria e NT | -0,91 | 0,38 | 0,99 | -0,68 | -0,63 | 0,58 |
| Cyanobacteria e PT | 0,50 | 0,75 | 0,98 | -0,98 | - | 0,83 |
| Cyanobacteria e FH | - | 0,84 | - | 0,99 | - | 0,84 |
| Euglenophyceae e °C | 0,91 | 0,51 | 0,41 | -0,78 | 0,92 | 0,52 |
| Euglenophyceae e pH | 0,96 | - | 0,83 | -0,86 | 0,70 | 0,74 |
| Euglenophyceae e OD | - | -0,48 | 0,48 | 0,92 | 0,91 | - |
| Euglenophyceae e STS | 0,93 | 0,27 | 0,92 | 0,99 | - | 0,99 |
| Euglenophyceae e NT | -0,99 | 0,98 | 0,59 | 0,93 | -0,98 | - |
| Euglenophyceae e PT | 0,73 | 0,79 | 0,56 | 0,97 | 0,56 | - |
| Euglenophyceae e FH | - | 0,69 | - | -0,86 | - | 0,99 |
| Zignemaphyceae e °C | 0,98 | 0,99 | 0,64 | - | 0,84 | 0,20 |
| Zignemaphyceae e pH | 0,61 | 0,83 | 0,95 | -0,92 | 0,98 | - |
| Zignemaphyceae e OD | -0,75 | -0,56 | 0,70 | - | 0,86 | - |
| Zignemaphyceae e STS | 0,97 | 0,74 | 0,99 | - | -0,80 | 0,95 |
| Zignemaphyceae e NT | -0,71 | -0,26 | 0,35 | 0,24 | -0,40 | 0,31 |
| Zignemaphyceae e PT | 0,16 | 0,19 | 0,31 | 0,76 | - | 0,62 |
| Zignemaphyceae e FH | - | 0,33 | - | -0,92 | - | 0,96 |

°C = Temperatura, OD = Oxigênio dissolvido, STS = Sólidos totais solúveis, NT = Nitrogênio total, PT = Fósforo total e FH = fluxo hidráulico.

4. Discussão

A temperatura da água acompanhou as tendências sazonais da região e as características hidráulicas do "wetland" foram dependentes do manejo aplicado na ranicultura.

A macrófita aquática *E. crassipes* obteve maior biomassa nos períodos I e III, devido alta disponibilidade de nutrientes, em função do elevado peso vivo de animais com o efluente rico em excretas, pele de animais e restos de ração. A abundância de nutrientes e matéria orgânica no ambiente propicia o rápido crescimento das plantas aquáticas (Zingel et al., 2006). O menor valor da biomassa de *E. crassipes* no período II foi resultante de fatores climáticos que afetaram seu desenvolvimento.

No período II foi observado maior riqueza e densidade de espécies fitoplanctônicas no ponto de saída e maior diversidade (H') ponto de entrada, em decorrência da menor biomassa de *E. crassipes* e conseqüentemente, menor competição por nutrientes e do elevado tempo de retenção da água no "wetland" construído. O aumento do tempo de retenção da água relacionado com o aumento da densidade celular do fitoplâncton também foi observado por outros autores (Travaini-Lima et al., 2016). O que explica a menor densidade, riqueza e diversidade de espécies da comunidade fitoplanctônica para o período III.

O período I apresentou maiores valores de nitrogênio e fósforo total, ocorrendo também grande densidade da comunidade fitoplanctônica. De acordo com Wang et al. (2011) as principais variáveis para o crescimento do fitoplâncton e acúmulo de biomassa são a disponibilidade de luz solar, carbono, nitrogênio e fósforo.

A abundância da espécie *Chlorella vulgaris* e o gênero *Scenedesmus*, estiveram correlacionadas com altas concentrações de fósforo total e maior fluxo hidráulico. Estas Chlorophyceae possuem características adaptativas as condições adversas, como tolerância as elevadas concentrações de nutrientes e baixos níveis de oxigênio, e tendência a ser dominante no ambiente (Shanthala et al., 2009). Travaini-Lima et al. (2016) confirmam a adaptabilidade de *Scenedesmus acutus* a ambientes com maior fluxo hidráulico.

Segundo Tucci et al. (2006) as Chlorophyceae são amplamente distribuídas sob diferentes condições climáticas, ambientais e graus de trofia como também, frequentemente encontradas em abundância em ambientes de criação de organismos aquáticos (Macedo & Sipaúba-Tavares, 2010). Além disso, este grupo demanda pH próximo a neutralidade para crescimento ótimo (Moura et al., 2007), condições estas, observadas neste estudo.

Na saída do período I a dominância de *Navicula sp.*, pode ser explicada pela correlação com a maior concentração de nitrogênio e fósforo total, corroborado por Xiao et al. (2018) que caracterizam estes organismos como tolerantes as elevadas concentrações de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, em relação aos outros grupos de algas verdes. Os gêneros *Pinnularia*, *Navicula* e *Gomphonema* são exemplos de algas que possuem morfologia e fisiologia que proporcionam a aderência aos substratos através da secreção de mucilagem, permitindo o crescimento em ambientes com maior fluxo de água (Horner et al., 1990).

Bacillariophyceae em geral, foi o grupo com maior representatividade ao decorrer do estudo, demonstrando adaptabilidade as alterações ambientais e o manejo adotado na ranicultura entre os períodos avaliados. De acordo com Almedia & Bicudo (2014) as diatomáceas reagem e se reorganizam rapidamente às mudanças do ambiente e apresentam diferentes amplitudes ecológicas, com ênfase para ambientes eutrofizados, ricos em nutrientes e matéria orgânica em decomposição.

As Zygnemaphyceae, particularmente *Closterium acutum* presentes em todos os pontos e abundantes no período III, são típicas de ambientes rasos e agitados (Padisák et al., 2006). Dentre as Euglenophyceae, o gênero *Euglena* é frequente de ambientes perturbados, com águas ricas em matéria orgânica apresentando alto grau de trofia (Esteves, 2011). No caso do “wetland” o excesso de matéria orgânica decorrente do manejo de lavagem propiciam ambientes favoráveis para *Euglena sp.*

Diversos mecanismos estão envolvidos na relação antagônica entre fitoplâncton e macrófitas (Van Nes et al., 2003). Entre eles estão os exsudatos alelopáticos produzidos pelas macrófitas aquáticas sobre Cyanobacteria tem sido alvo de muitos estudos (Zhang et al. 2010). No “wetland” estudado, a presença da macrófita *E. crassipes* diminuiu consideravelmente a comunidade de Cyanobacteria, sendo estas ausentes nos pontos de saída do “wetland”.

A composição e a estrutura da comunidade fitoplanctônica responde diretamente as alterações na qualidade da água, provocando desordens nessas comunidades. Vários autores discutem como o manejo da criação de organismos aquáticos contribui para o aumento de nutrientes na água e, conseqüentemente, na dinâmica de microalgas (Sipaúba-Tavares et al., 2010).

Portanto, este estudo demonstrou que o "wetland" construído no efluente de ranicultura interfere na dinâmica da comunidade fitoplanctônica, apresentando um efluente com elevada carga de resíduos orgânicos e inorgânicos. A maior densidade, riqueza e diversidade de espécies ocorreu quando a biomassa de *E. crassipes* e fluxo hidráulico foram menores no período II, e o inverso foi observado no período III. A maioria das espécies encontradas apresentou relação com ambientes ricos em nutrientes, portanto a avaliação da comunidade fitoplanctônica pode ser considerada uma ferramenta adequada como indicativo e monitoramento da qualidade do efluentes do "wetland" em fazendas de aquicultura.

AGRADECIMENTOS Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo ao primeiro autor e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) - (2014/24697-3) pelo apoio financeiro. Agradecemos ao grupo de trabalho do Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton e a Profa. Dra. Marta Verardino De Stéfani pela colaboração na reforma do "wetland".

6. Referências

- Anh, P. T.; Kroeze, C.; Bush, S. R.; Mol, A. P. J., 2010. Water pollution by intensive brackish shrimp farming in south-east Vietnam: Causes and options for control. *Agricultural Water Management*, 97:872-882.
- Almeida, P.D.; Bicudo, D.C., 2014. Plankton and surface sediment diatoms in water supply reservoirs from the Metropolitan Region of São Paulo, São Paulo State, Southeastern Brazil. *Hoehnea*, 41(2):187-207.
- Boyd, C.E., Tucker, C.S., 1992. Water quality and pond soil analyses for aquaculture. Auburn: Alabama Agricultural Experiment Station, 183 p.
- Coutinho, M.T.P.; Brito, A.C.; Pereira, P.; Gonçalves, A.S.; Moita, M.T., 2012. "A phytoplankton tool for water quality assessment in semi-enclosed coastal lagoons: Open vs. closed regimes." *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110:134-146.
- Esteves, F. A., 2011. Fundamentos de Limnologia. 3ª edição. Rio de Janeiro: Interciência, 826p.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. 2 edição. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 213 p.

- Horner, R.R.; Welch, E.B.; Seeley, M.R.; Jacoby, J.M., 1990. Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biology* 24(2): 215-232.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D., 2009. *Treatment wetlands*. 2ª edição. Taylor and Francis, Boca Raton, 965p.
- Koroleff, F., 1976. Determination of nutrients. In: E. GRASHOF & E. KREMLING. *Methods of seawater analysis*. German: Verlag Chemie Weinheim, 126-133 pp.
- Kruk, C.; Peeters, E. T. H. M.; Van Ness, E. H.; Huszar, V. L. M.; Costa, L. S.; Scheffer, M., 2011. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. *Limnology and Oceanography*, 56(1):110-118.
- Lobo, E & Leighton, G., 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 22(1):1-29.
- Lund, J.W.; Kiplind, C.; Lecren, E.D., 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia*, 11:143–170.
- Macedo, C.F. & Sipaúba-Tavares, L.H., 2010. Eutrophication and water quality in pisciculture: Consequences and recommendation. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, 36(2):149-163.
- Moura, A. N., 2009. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brasil, through studies of the phytoplanktonic community. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2):271-280.
- Padisák, J.; Borics, G.; Grigorszky, L.; Soróczki-Pintér, E., 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 553:1-14.
- Pielou, E.C., 1975. *Ecological diversity*. Wiley, New York, 165p.
- Sindilariu, P. D.; Brinker, A.; Reiter, A., 2009. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecological Engineering*, 35(5):711-722.
- Sipaúba-Tavares, L. H., Millan, R.N.; Santeiro, R.M., 2010. Characterization of a plankton community in a fish farm Caracterização da comunidade planctônica em sistema de piscicultura. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22(1):60-69.

- Shanthala, M.; Hosmani, S. P.; Hosetti, B. B., 2009. Diversity of phytoplanktons in a waste stabilization pond at Shimoga Town, Karnataka State, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 151: 437–443.
- Tucci, A.; Sant’anna, C. L.; Gentil, R. C.; Azevedo, M. T. de P., 2006. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea*, 32(2):147-175.
- Thullen, J. S.; Nelson, S. M.; Cade, B. S.; Sartoris, J. J., 2008. Macrophyte decomposition in a surface-flow ammonia-dominated constructed wetland: rates associated with environmental and biotic variables. *Ecological Engineering*, 32:281-290.
- Travaini-Lima, F., Milstein, A., Sipaúba-Tavares, L. H., 2016. Seasonal Differences in Plankton Community and Removal Efficiency of Nutrients and Organic Matter in a Subtropical Constructed Wetland. *Wetlands*, 36:921-933.
- Van Ness, E. H.; Scheffer, M.; Van Den Berg, M.; Copps, H., 2003. “Charisma: a spatial explicit simulation model of submerged macrophytes”. *Ecological Modelling*, 159:103-116.
- Zingel, P.; Nõges, P.; Tuvikene, L.; Feldmenn, T.; Jarvalt, A., Tõnno, I.; Agasild, H.; Tammert, H.; Luup, H.; Saloujõe, J.; Nõges, T., 2006. Ecological processes in macrophyte- and phytoplankton-dominated shallow lakes. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology, Ecology*, 55(4):280-307.
- Xiao, Wupeng.; Xin, L.; Irwin, A.; Laws, E.A.; Wang, L.; Chen, B.Z.; Zeng, Y.; Huang, B.; 2018. Warming and eutrophication combine to restructure diatoms and dinoflagellates. *Water Research*, 128:206-216.
- Zang, T.T.; Zheng, C.Y.; Hu, W.; Xu, W.W.; Wang, H.F., 2010. The allelopathy and allelopathic mechanism of phenolic acids on toxic *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, 22:71-77.
- Wang, L.; Cai, Q.; Xu, Y.; Kong, L.; Tan, L.; Zhang, M., 2011. Weekly dynamics of phytoplankton functional groups under high water level fluctuations in a subtropical reservoir-bay. *Aquatic Ecology*, 45(2):197-212.