



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CENTRO DE AQUICULTURA
CAMPUS DE JABOTICABAL



CAPACIDADE DE RETENÇÃO E DINÂMICA DE UM “WETLAND” CONSTRUÍDO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

FERNANDA TRAVAINI DE LIMA

Jaboticabal
São Paulo – Brasil
2011

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CENTRO DE AQUICULTURA
CAMPUS DE JABOTICABAL

**CAPACIDADE DE RETENÇÃO E DINÂMICA DE UM “WETLAND”
CONSTRUÍDO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS**

Fernanda Travaini de Lima

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), Campus de Jaboticabal, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Aquicultura.

Jaboticabal
São Paulo – Brasil
2011

L732c Lima, Fernanda Travaini de
Capacidade de retenção e dinâmica de um “wetland” construído
no tratamento de águas residuais / Fernanda Travaini de Lima. - -
Jaboticabal, 2011
ix, 123 f. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro
de Aquicultura, 2011

Orientadora: Lúcia Helena Sipaúba Tavares

Banca examinadora: Antônio Fernando Monteiro Camargo,
Sidinei Magela Thomaz

Bibliografia

1. Tratamento de efluentes. 2. Eutrofização. 3. Macrófitas
aquáticas. I. Título. II. Jaboticabal- Centro de Aquicultura.

CDU 556.55

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



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

REITORIA

CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Capacidade de retenção e dinâmica de um "wetland" construído no tratamento de águas residuais

AUTORA: FERNANDA TRAVAINI DE LIMA

ORIENTADORA: Profa. Dra. LUCIA HELENA SIPAUBA TAVARES

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

Profa. Dra. LUCIA HELENA SIPAUBA TAVARES

Laboratório de Plânctons e Fitoplânctons, CAUNESP, Jaboticabal, SP

Prof. Dr. SIDINEI MAGELA THOMAZ

Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Nupélia, Maringá, PR

Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro

Data da realização: 08 de julho de 2011.

Renda-se, como eu me rendi. Mergulhe no que você não conhece como eu mergulhei. Não se preocupe em entender, viver ultrapassa qualquer entendimento.

Clarice Lispector

DEDICATÓRIA

Aos amores da minha vida:

À minha mãe Adelaide Travassini Pinto de Lima

Ao meu pai Jair Pinto de Lima

À minha irmã Fátima Travassini de Lima

Ao meu irmão Fábio Travassini de Lima

Agradecimentos

Aos meus pais **Adelaide** e **Jair**, pelo amor, educação e todo incentivo para seguir esta jornada. Pela compreensão, conselhos e lições de vida que me orientam diariamente, me fazendo ir cada vez mais além dos meus sonhos. Aos meus irmãos **Fátima** e **Fábio** pelo companheirismo e apoio em todos os momentos. Ao meu cunhado **Fábio** e ao restante dos meus familiares, pela força.

À minha orientadora, **Prof^á Dr^a Lúcia Helena Sipaúba-Tavares**, pelos ensinamentos, incentivo, oportunidades e confiança desde o primeiro ano de faculdade. Por sua disponibilidade e compreensão para ajudar em qualquer situação. Faltam-me palavras para agradecer!

Ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura, às coordenadoras **Prof^á Dr^a Irene Bastos Vicentini** e **Prof^á Dr^a Laura Satiko Okada Nakaghi**, aos secretários **David Oliveira Lorente** e **Veralice Cappatto**, por estarem sempre dispostos a ajudar. Também à direção do CAUNESP (Centro de Aquicultura da UNESP) por ter cedido o espaço físico para a realização da pesquisa. Aos funcionários deste Centro, principalmente **Donizeti**, **Márcio (Breno)**, **Márcio (Perereca)**, **"seu" Mauro** e **Valdecir**, por todo o apoio prestado na construção, manutenção e no transporte até o "wetland". Ao **Lê** e **Claudinei** do NEPEAM (Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia), por terem cedido os primeiros exemplares de macrófitas.

À **FAPESP** (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pela concessão de bolsa de Iniciação Científica (processo nº 2006/50315-4) durante os três primeiros anos de desenvolvimento da pesquisa, e pela concessão de bolsa de Mestrado (processo nº 2008/56621-5) contribuindo para a minha formação científica.

Aos colegas de laboratório que muito auxiliaram na construção e reestruturação do "wetland", nas coletas de campo e análises de laboratório, sem

vocês o trabalho não existiria. Aos que não estão mais no laboratório: **Tati, Missaê, Pedro, Dani, Ludmilla, Helen, Mayhara, Emerson, Moira, Aline e Leonardo**; aos que ainda permanecem: **Alexandra, Cecília, Fernanda Freitas, Flávia, Iara, Neomesia, Paula, Rodrigo e Samuel**. Muito obrigada pela alegria de todos os dias!

À **Profª Drª Mârcia Andréia Mesquita Silva da Veiga** por me auxiliar na análise de metais pesados e aos alunos **Flávio (Xicó), Inara** e principalmente à **Lilian** por terem me ensinado as técnicas de digestão e leitura desses componentes, além das muitas risadas durante o período de convivência neste laboratório.

Aos professores das disciplinas cursadas no Instituto de Botânica de São Paulo, **Profª Drª Andréa Tucci, Profª Drª Carla Ferragut, Profº Drº Carlos Eduardo de Mattos Bicudo e Profª Drª Denise de Campos Bicudo**, que muito contribuíram para minha aprendizagem sobre fitoplâncton e perifíton. Também a todos os colegas que conheci durante as aulas e estadia nesse Instituto. Ao **João**, pela paciência com a metodologia de contagem. Principalmente à **Bárbara e Stéfano**, que espero sempre re-encontrar pelos congressos da vida.

Ao **Profº Drº Antônio Fernando Monteiro Camargo** pelos ensinamentos durante a disciplina de Ecologia de Macrófitas Aquáticas (e pela aula prática no litoral!) assim como a contribuição nas bancas de qualificação e defesa desta dissertação. Ao **Profº Drº Marcelo Luiz Martins Pompêo** por ter aceitado participar da banca de qualificação e também ao **Profº Drº Sidinei Magela Thomaz** pelos excelentes conselhos como membro da banca de defesa.

Às minhas amigas dos tempos de faculdade e fortalecidas pela pós-graduação, sobreviventes em Jaboticabal: **Flávia Abe** (Dã-naça), **Flavinha** (Barrosa) e **Jhoanne** (Kuika) (Ciça e Paula, vocês também estão nessa!). Jamais me esquecerei dos nossos programinhas improvisados, pelas risadas e desabaços. Em especial à “Geminha” (**Flávia Abe**), irmã de aparência e alma, você foi essencial nessa jornada. Obrigada por surgir na minha vida!

Às amigas-irmãs desde os tempos de colégio, **Carol, Chris, Denise e Rafaela**, que apesar dos eventuais distanciamentos, provam a existência da verdadeira amizade. À minha prima **Mônica**, responsável pela minha iniciação na Limnologia, por ter me indicado à Prof^a Dr^a Lúcia.

A todos os outros amigos que não foram citados aqui, mas que são igualmente importantes na minha vida. **Muito obrigada!!**

Sumário

Resumo.....	viii
Abstract.....	ix
APRESENTAÇÃO.....	1
OBJETIVOS GERAIS.....	5
REVISÃO DE LITERATURA.....	6
Impacto da aquicultura.....	6
Efluentes de aquicultura.....	10
Outros efluentes provenientes de produção animal.....	13
“Wetlands” construídos.....	14
Mecanismos de tratamento nos “wetlands” construídos.....	19
Sustentabilidade e “wetlands” construídos.....	25
HISTÓRICO DO TRATAMENTO DE EFLUENTE COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO SISTEMA DE AQUICULTURA DO CAUNESP.....	30
Localização das áreas estudadas.....	30
Uso de biofiltros de macrófitas aquáticas em efluentes de aquicultura: I. Planta flutuante.....	32
Uso de “wetland” construído para tratamento de resíduos.....	33
Dinâmica da população planctônica e da redução de poluentes em efluentes de aquicultura em região subtropical.....	36
Influência de fatores alóctones na limnologia de um “wetland” construído em períodos de seca e de chuva.....	40
Efeitos dos períodos climáticos sobre a eficiência de remoção em “wetlands” construídos para tratamento de águas residuais.....	41
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	45
CAPÍTULO I. Influência de fatores alóctones na limnologia de um “wetland” construído em períodos de seca e de chuva.....	59
CAPÍTULO II. Efeitos dos períodos climáticos sobre a eficiência de remoção em “wetlands” construídos para tratamento de águas residuais.....	89



Resumo

A aquicultura tem se intensificado nos últimos anos, produzindo efluentes que podem gerar eutrofização nos corpos d'água receptores, além de introdução de espécies exóticas e disseminação de doenças no ambiente, por serem enriquecidos com compostos como nitrogênio e fósforo. Como forma alternativa para tratamento de efluentes são propostos os “wetlands” construídos, baseados em “wetlands” naturais, ecossistemas que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano, conhecidos como várzeas de rios, igapós, pântanos, entre outros. As pesquisas com “wetlands” construídos no efluente do sistema de aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) de Jaboticabal-SP vêm sendo realizadas desde 1992. Nesta dissertação foi avaliada a dinâmica e capacidade de remoção de compostos orgânicos e inorgânicos através do “wetland” construído com macrófitas aquáticas, enraizadas e flutuantes, no efluente final do CAUNESP, que recebe também resíduos do processamento de fezes animais em biodigestores e elevado fluxo de água de chuva. A dissertação foi dividida em dois capítulos; o primeiro refere-se aos dados obtidos em 2008, sobre a caracterização das entradas de água no sistema, assim como a eficiência de remoção de nutrientes e coliformes termotolerantes em período de seca e chuva. O segundo capítulo apresenta os dados obtidos entre 2009 e 2010, após o wetland passar por uma reestruturação, onde foi avaliada a eficiência de remoção e a atuação das macrófitas e sedimento nesse processo.

Palavras-chave: Tratamento de efluentes, eutrofização, macrófitas aquáticas



Abstract

The intensification of aquaculture during the last few years has produced effluents that may cause eutrophication in water bodies, the introduction of exotic species and the dissemination of diseases in the environment. This is due to the fact that water bodies are enriched with compounds such as nitrogen and phosphorus. Constructed wetlands, based on natural ones, have been suggested as an alternative for the treatment of these effluents. In fact, wetlands are natural ecosystems that are totally or partially flooded during the year and are known as floodplains of rivers and swamps. Research with constructed wetland in the final effluent of the Aquaculture Center of UNESP (CAUNESP) in Jaboticabal, SP, Brazil has been held since 1992. This dissertation evaluated the dynamics and capacity of the removal organic and inorganic substances through a constructed wetland with macrophytes, rooted and floating in the effluent of CAUNESP, which also receives waste from the processing of animal faeces in biodigesters and high flow of rainwater. This dissertation was divided into two chapters, the first of which refers to data obtained in 2008, on identifying the characteristics of each inlet in the system as well as the removal efficiency of nutrients and fecal coliform in the dry and wet climatic periods. The second chapter presents the data obtained between 2009 and 2010, after going through a restructuring wetland, which was evaluated the removal efficiency of this period as well as the role of macrophytes and sediment in the process.

Keywords: Treatment of effluents; eutrophication; macrophytes.



APRESENTAÇÃO

O aumento da poluição e eutrofização de corpos d'água vêm se agravando ao longo dos anos, causando danos à saúde humana. A produção de organismos aquáticos tem se intensificado nos últimos anos no Brasil e no mundo principalmente devido a busca de maior lucratividade, sendo que sistemas de criação de organismos como peixes, rãs e camarões necessita de água de alta qualidade nos tanques e viveiros. Os organismos produzidos têm necessidade de dietas ricas em nutrientes, que nem sempre são ofertados de maneira adequada, resultando em grande quantidade de compostos orgânicos e inorgânicos que, junto com os excretas dos organismos, enriquecem os efluentes de tais ambientes.

Atualmente buscam-se métodos efetivos para prevenção e tratamento da eutrofização, sendo o uso de “wetlands” naturais e construídos eficaz para a

purificação de sistemas ecológicos. Isto se deve ao fato desses sistemas apresentarem vantagens como: baixo investimento e consumo de energia elétrica, fácil manutenção e evidentes efeitos de purificação da água. “Wetlands” construídos são sistemas de tratamento que incluem processos físicos, químicos e biológicos, todos similares aos processos que acontecem em “wetlands” naturais e são projetados e construídos pelo ser humano, com substratos de vegetação emergentes e submersas, contendo microrganismos.

O objetivo deste projeto foi avaliar a capacidade de retenção e a dinâmica de um “wetland” construído com macrófitas aquáticas, localizado no efluente do sistema de viveiros do Centro de Aquicultura da UNESP (Jaboticabal – SP) que deságua diretamente no Córrego Jaboticabal (SP). O “wetland” estudado recebe duas entradas de efluentes além da aquicultura: um proveniente de resíduos tratados em biodigestores, que é descarregado quando os reatores são abertos; e outro efluente originário da água de chuva proveniente da região mais elevada da faculdade, o qual contribui em grande volume de água no período de chuva. Esta avaliação foi embasada em informações ecológicas sobre os efeitos das macrófitas aquáticas como retentoras da carga de matéria orgânica e inorgânica, através do estudo hidrológico no efluente onde está instalado o “wetland”.

O estudo do tratamento dos efluentes com macrófitas aquáticas no sistema de aquicultura do Centro de Aquicultura (CAUNESP) da UNESP (Jaboticabal, SP) vem sendo realizado desde o ano de 1992. Os primeiros estudos foram realizados no período de 1992 a 1999 em um antigo canal que recebia água diretamente do viveiro quatro. Em 2000 este canal foi aterrado, e

outro canal foi aberto para receber o efluente único de todos os viveiros do CAUNESP, onde outras pesquisas têm sido desenvolvidas desde 2003 até os dias atuais.

Em geral, estudos de sistemas ecológicos são realizados em longo período de tempo, a fim de se conhecer a estrutura e o comportamento dos componentes bióticos e abióticos da área em estudo. Dessa maneira, o estudo da dinâmica do “wetland” construído proposto nesta dissertação foi dividido em três etapas, sendo as duas primeiras realizadas durante a Iniciação Científica, com o apoio da FAPESP (2006/50315-4) e a terceira realizada durante o Mestrado, também com o apoio da FAPESP (2008/56621-5). Este projeto também deu continuidade aos estudos (FAPESP – 93/0994-0; 97/5163-0; 2003/2004 CRSP (USA)) que vêm sendo realizados no Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton (CAUNESP – UNESP, campus de Jaboticabal), visando entendimento da ecologia dos sistemas e o impacto gerado pela elevada carga de resíduos que podem deteriorar a qualidade dos mananciais naturais.

A primeira etapa deste trabalho, com duração de 24 meses, avaliou a implantação e desenvolvimento das macrófitas no efluente, estudo limnológico na entrada de água da aquicultura, meio e saída do canal onde está instalado o “wetland” e verificação das plantas que se adaptam às condições locais. Em laboratório, foi avaliada a comunidade planctônica nos pontos já descritos, teor de compostos de nitrogênio e fósforo da água, matéria orgânica e fósforo no sedimento e aspectos sanitários da água, verificando a influência do período seco e chuvoso sobre as variáveis.

Na segunda etapa, com duração de 12 meses, foram feitas avaliações limnológicas nas três entradas distintas e no final do efluente, a fim de se conhecer as contribuições de cada sistema (aquicultura, água de chuva e resíduos de biodigestores) assim como, a avaliação da influência dos períodos climáticos na qualidade da água deste sistema.

A terceira etapa, realizada durante o mestrado com duração de 30 meses, incluiu a reestruturação do “wetland” com base nos resultados obtidos nas etapas anteriores, com o intuito de melhorar o aproveitamento da capacidade de retenção e redução de compostos pelas macrófitas aquáticas, tornando-o mais efetivo no tratamento do efluente da aquicultura da UNESP de Jaboticabal.

Esta dissertação está dividida em dois capítulos. Primeiramente é apresentado o histórico das pesquisas sobre tratamento com macrófitas realizados neste local de estudo entre 1992 até os dias atuais. O primeiro capítulo refere-se ao artigo com os dados antes da reestruturação, sobre a identificação das características de cada entrada de água no sistema, assim como a eficiência de remoção de nutrientes e coliformes termotolerantes da água em período de seca e chuva. Já o segundo capítulo apresenta os dados obtidos após a reestruturação, onde foi avaliada a eficiência de redução desse período assim como a atuação das macrófitas e sedimento nesse processo.

Pretende-se com esta pesquisa, contribuir para o conhecimento da dinâmica de “wetlands” construídos em regiões subtropicais assim como, determinar a influência das variações espaciais e sazonais dos fatores climatológicos e limnológicos na estrutura deste sistema.



OBJETIVOS GERAIS

Avaliar a adaptação de plantas transplantadas para o “wetland” e a capacidade destas de reter a carga orgânica e inorgânica, provenientes dos sistemas de criação de peixes, biodigestores e água de chuva, através do estudo limnológico no canal onde está instalado o “wetland”, comparando-se os períodos de seca e chuva.



REVISÃO DE LITERATURA

Impacto da aquicultura

Os ecossistemas de água doce superficiais são fundamentais para a humanidade, atendendo a um amplo espectro de necessidades. No entanto, o aumento das atividades antrópicas tem levado ao desequilíbrio desses ambientes, tornando-os cada vez mais impróprios para sobrevivência de muitas espécies e para os vários usos necessários para a qualidade de vida humana (NIRAGU, 1988).

Uma dessas atividades antrópicas é a aquicultura, empreendimento com meta de produzir organismos aquáticos em cativeiro, em qualquer estágio de desenvolvimento, sendo o objetivo final o lucro, podendo ser definida como o “cultivo de organismos aquáticos, incluindo peixes, moluscos, crustáceos,

anfíbios e plantas aquáticas” (BARDACH *et al.*, 1974). Para Valenti *et al.* (2000), é o processo de produção de organismos com habitat predominantemente aquático em cativeiro, independente do seu estágio de desenvolvimento, ou seja, ovos, larvas, pós-larvas, juvenis e adultos.

Esse sistema de produção vem sofrendo grande desenvolvimento para atender dois propósitos principais: oferecer alimento e geração de renda. Para satisfazer altas demandas de produção de organismos aquáticos, a aquicultura tem sofrido diversificação de espécies cultivadas e intensificação dos sistemas de produção. Por conseguinte, o desenvolvimento desse tipo de cultivo requer uma parte maior de recursos naturais e tem maior impacto ambiental. Como a produção aquícola é intensificada, a quantidade de ração que entra no sistema é maior, fazendo com que a quantidade de matéria orgânica, nutrientes e sólidos em suspensão aumentem nos tanques, impactando diretamente na depleção de oxigênio, eutrofização e turbidez das águas receptoras. Parte desse material vai para o fundo dos tanques e outra, segue para o efluente (LIN & YANG, 2003).

O mercado determina a oportunidade e os princípios ecológicos determinam a escolha das práticas de aquicultura para uma tecnologia sustentável. O sucesso de uma aquicultura dependerá das práticas de manejo empregadas e da alta qualidade do produto produzido, estando diretamente relacionados com as condições ambientais do viveiro (BOYD & QUEIROZ, 1997). Assim, a aplicação de técnicas ultrapassadas e costumes regionais sem orientação correta, estão direta ou indiretamente relacionadas com a

eutrofização, levando a uma alta mortalidade dos organismos e baixa produção (BOYD & QUEIROZ, 2001; SIPAÚBA-TAVARES, 2005).

Sistemas de cultivo de peixes acarretam modificações nas condições ambientais, seja pela alteração da flora, fauna e sedimento. A qualidade da água é determinada por fatores alóctones como temperatura do ar, radiação solar, velocidade do vento, fluxo de água e pelos autóctones como taxas biológicas e processos químicos que determinam as condições de cultivo. Outro fator que interfere diretamente na qualidade da água é a fertilização, que pode ser química ou orgânica. A fertilização tem por objetivo aumentar a concentração de nutrientes e a abundância do plâncton (AVAULT, 2003).

O manejo ecológico em viveiros e tanques de criação de peixes tem grande efeito na produção final em relação à quantidade e qualidade do produto. A qualidade da água reflete positivamente na biomassa vivente e o inverso poderá acarretar danos à criação como, por exemplo, o aparecimento de doenças ou mesmo à morte dos peixes (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2003). Para um perfeito entendimento da estrutura e dinâmica de um ecossistema aquático é necessário um estudo de parâmetros limnológicos, através de avaliações das características bióticas e abióticas dos sistemas, para posteriores aplicações práticas (HENRY *et al.*, 1978).

Um dos principais impactos ao ambiente associados com o cultivo de peixes resulta dos resíduos metabólicos, fezes e alimento não digerido (TALBOT & HOLE, 1994). Os resíduos podem ser sólidos e solúveis; os sólidos estão suspensos ou acumulados sobre o sedimento e consistem, principalmente, de carbono orgânico e compostos de nitrogênio. Os solúveis

são, geralmente, derivados de produtos metabólicos do cultivo ou de resíduos sólidos através da decomposição e lixiviação (YOO *et al.*, 1995; SIPAÚBA-TAVARES, 2000).

Durante o processo de produção em aquicultura, é inevitável o acúmulo de resíduos orgânicos e metabólicos nos tanques e viveiros, de sistemas de renovação de água intermitente. O volume de fezes excretado diariamente pela população de peixes é uma das principais fontes de resíduos orgânicos em sistemas de aquicultura. A digestibilidade da matéria seca das rações gira em torno de 70 a 75%. Isto significa que 25 a 30% do alimento fornecido, entra nos sistema de aquicultura como material fecal. A decomposição e a reciclagem do material orgânico fecal nos tanques são feitas, principalmente, por ação microbiológica, à custa de consumo de oxigênio, resultando no acúmulo de metabólitos tóxicos aos organismos aquáticos, como amônia, nitrito e o gás carbônico (KUBITZA, 1998).

A eutrofização orgânica proveniente dos sistemas de criação de peixes é maximizada como resultado das atividades de alimentação, rotina de limpeza e cultivo intenso. Nem todas as técnicas de criação de peixes têm consequências ambientais negativas uma vez que muitas delas são altamente benéficas quando o manejo é efetivo e sócio-economicamente sustentável (STEPHENS & FARRIS, 2004; SIPAÚBA-TAVARES, 2005).

Essa eutrofização resulta em grande redução da diversidade de espécies e aumenta a ocorrência e dominância de Cyanobacteria, com possíveis cepas tóxicas (ARAÚJO, 2000; SANT'ANA & AZEVEDO, 2000). O fósforo, devido a sua participação em processos fundamentais dos seres vivos,

tais como armazenamento de energia (molécula de ATP) e estruturação da membrana celular, tem sido apontado como o principal responsável pela eutrofização artificial dos sistemas aquáticos (ESTEVES, 1998).

Segundo Tundisi (2005), dentre os sintomas da eutrofização, encontram-se o aumento exagerado de algas e suas toxinas, infestações maciças de alguns vegetais aquáticos, aumento da incidência de doenças hidricamente transmissíveis, águas turvas, odores fétidos e alteração da palatabilidade da água, depleção dos níveis de oxigênio dissolvido e mortalidade da biota.

Poucos estudos têm enfatizado os efeitos adversos da água de um viveiro que é passado diretamente para outro. Porém, sabe-se que estas águas entram nos viveiros adjacentes ricas em nutrientes, matéria orgânica e sólidos em suspensão, podendo causar problemas de eutrofização e sedimentação nos corpos de água naturais devido ao efeito acumulativo (BOYD & QUEIROZ, 2001; MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2005; SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2007).

Segundo ZANIBONI-FILHO (1997) é importante considerar os impactos negativos dos resíduos provenientes da aquicultura no ambiente, os quais contribuem principalmente com o processo de eutrofização dos ecossistemas naturais. A qualidade e a quantidade do efluente gerado pelo sistema de criação de peixes pode ser muito variável, dependendo do sistema de produção utilizado e do manejo empregado.

Efluentes de aquicultura

O maior problema ambiental na criação de organismos aquáticos está relacionado aos efluentes como grande potencial de poluição nas águas naturais. Embora os efluentes não apresentem altas concentrações de poluentes, quando comparados aos efluentes de indústrias e municípios, na maioria das vezes contém valores de algumas variáveis limnológicas acima daqueles permitidos, tornando-se uma fonte de poluição (BOYD & SCHIMITTOU, 1999; SIPAÚBA-TAVARES, 2000; SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002).

A eutrofização dos ambientes aquáticos pelo lançamento de efluentes de aquicultura, considerados como fonte de poluição pontual (SINDILARIU *et al.*, 2009), além dos efeitos negativos ao ambiente, podem acarretar efeitos negativos ao ser humano, como a floração de espécies de Cyanobacteria, que produzem e eliminam toxinas (CALIJURI *et al.*, 2006) e o aumento dos custos referentes ao tratamento da água para o consumo humano, pois há necessidade da intensificação da tecnologia utilizada nas remoções de nutrientes, organismos patogênicos e matéria orgânica da água (TUNDISI, 2005).

No Brasil e na maioria dos países em desenvolvimento, a maior parte do esgoto bruto, tanto efluente de sistemas de cultivo como doméstico, em regiões mais pobres e industrial, é lançado sem nenhum tratamento prévio nos cursos d'água. Esse grande aporte de matéria orgânica e poluentes tem sido relatado como o principal responsável pela eutrofização de grande variedade de ambientes aquáticos, gerando preocupação crescente com o alto grau de poluição em que se encontram os ambientes de água doce (TUNDISI, 2005).

Entre os impactos negativos da atividade de aquicultura provocados no ambiente estão a deterioração de áreas naturais, como mangues e áreas costeiras alagadas, introdução de espécies exóticas, disseminação de doenças, além da própria eutrofização artificial dos ambientes aquáticos receptores (BOYD, 2003). Estes ambientes são enriquecidos com compostos como nitrogênio, fósforo, material particulado em suspensão e matéria orgânica, que gera demanda bioquímica de oxigênio (COHEN *et al.*, 2005).

De maneira geral, o efluente de aquicultura é semelhante àquele de efluente doméstico, com elevada demanda bioquímica de oxigênio, grande concentração de sólidos em suspensão, além de compostos de nitrogênio e fósforo. Esta similaridade permite uma analogia dos impactos provocados pelos diferentes sistemas que contribuem para a eutrofização dos corpos aquáticos (AVNIMELECH, 1999). No entanto, as características dos efluentes de aquicultura podem variar em função da espécie cultivada, a intensidade de produção, o manejo alimentar e o nível de tecnologia empregada no cultivo (BOYD, 2003).

A concentração de nutrientes nos efluentes de aquicultura pode provocar inúmeras alterações físicas e químicas no corpo d'água receptor, dentre elas variações acentuadas no pH, que podem ser responsáveis pela redução das taxas de sobrevivência de organismos aquáticos (BEVERIDGE *et al.*, 1991; TALBOT & HOLE, 1994).

Dessa maneira, cuidados devem ser tomados na implantação de um sistema de aquicultura para reduzir o impacto causado por este empreendimento. Alguns autores vêm enfatizando a utilização dos próprios

recursos que o ambiente pode fornecer aplicando-se a chamada ecotecnologia (SIMEON & SILHOL, 1987; MUZZI, 1994; SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002; SIPAÚBA-TAVARES, 2005; HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006; SIPAÚBA-TAVARES & BRAGA, 2008; HENRY-SILVA & CAMARGO, 2008).

Outros efluentes provenientes de produção animal

Outros sistemas de produção de organismos vivos também geram efluentes com elevados teores de compostos poluentes, capazes de ocasionar efeitos negativos ao ambiente. É o caso da suinocultura, bovinocultura e até mesmo avicultura. A inadequação do manejo e armazenamento nesses sistemas induz o lançamento de grandes quantidades de dejetos no solo ou em corpos d'água, podendo ocasionar sérios problemas de poluição (OLIVEIRA, 1997; SANTANA & OLIVEIRA, 2005).

Para esse tipo de água residuária eventualmente são usados como sistema de tratamento reatores anaeróbios ou biodigestores, contendo microrganismos anaeróbios, uma alternativa para tratamento de resíduos, pois além de permitir a redução do potencial poluidor e dos riscos sanitários dos dejetos ao mínimo, promove a geração do biogás, utilizado como fonte de energia alternativa e permite a reciclagem do efluente, podendo até ser utilizado como biofertilizante (AMARAL *et al.*, 2004).

Porém, reatores UASB (anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo) assim como, outros reatores anaeróbios de alta taxa, apresentam limitações para o tratamento de águas residuárias com altas concentrações de

sólidos suspensos (SANTANA & OLIVEIRA, 2005), podendo gerar efluentes com níveis de alguns parâmetros acima do permitido por lei, sendo inviáveis para o lançamento em corpos d'água sem antes passarem por outro tipo de tratamento.

“Wetlands” construídos

A ecotecnologia tem por objetivo utilizar os próprios recursos ambientais para minimizar os impactos gerados pela ação antrópica, dentre estes pode ser citado o uso de “wetlands” construídos a partir de macrófitas aquáticas (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002). “Wetlands” são áreas transicionais entre terra e água, sendo caracterizado por solos encharcados e plantas adaptadas a este tipo de ambiente, que contribuem para a redução ou remoção de contaminantes, incluindo matéria orgânica, inorgânica e patógenos da água (KIVAISI, 2001). São ambientes naturais encontrados em todas as zonas climáticas do planeta, desde os trópicos até regiões de tundra (exceto a Antártida). Esses ecossistemas ocupam cerca de 5% da superfície terrestre. Na maioria dos “wetlands” os níveis de água flutuam sazonalmente, propriedade responsável por tornar esses ecossistemas altamente produtivos (ADHIKARI *et al.*, 2009).

Os “wetlands” naturais representam, em termos de paisagem, ecótonos entre os sistemas terrestres e aquáticos, afetando a distribuição de animais e plantas, a nutrição das plantas, os processos microbiológicos e a retenção de material particulado. Nestes ecossistemas a distribuição das macrófitas

depende, entre outros fatores, da quantidade e qualidade dos sedimentos acumulados, profundidade, histórico da comunidade instalada, pulso de inundação, acúmulo progressivo de nutrientes, grau de adaptação ao estresse hídrico, sistema reprodutivo e competição intra e interespecífica (PEDRALLI & TEIXEIRA, 2003).

“Wetlands” construídos foram desenvolvidos inicialmente por volta de 1950 na Europa e na América do Norte, para explorar a capacidade das plantas na biodegradação de compostos orgânicos e inorgânicos presentes em efluentes (COOPER *et al.*, 1996). São sistemas projetados com base nos “wetlands” naturais, para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, onde ocorre a proliferação de perifiton, agregando populações variadas de microrganismos, que por meio de processos biológicos, químicos e físicos tratam águas residuárias (SOUSA *et al.*, 2003; ROUSSEAU *et al.*, 2008), além da capacidade das próprias plantas em utilizarem os nutrientes disponíveis para o metabolismo e adicionarem oxigênio na água (LI *et al.*, 2008). São classificados de acordo com a forma de vida da planta aquática dominante no sistema (VYMAZAL, 1998; SIRACUSA & LA ROSA, 2006).

Macrófitas aquáticas são vegetais visíveis a olho nu, com partes fotossinteticamente ativas permanentemente ou por diversos meses, todos os anos, total ou parcialmente, submersas em águas doce ou salobra, podendo ser também flutuantes (IRGANG & GASTAL JR., 1996). Na construção de “wetlands”, podem ser utilizadas macrófitas aquáticas do tipo emersas, submersas enraizadas, com folhas flutuantes, submersas livres e flutuantes,

sempre tomando as devidas providências para que não haja uma infestação das mesmas no “wetland” e nos corpos d’água receptores (ESTEVES, 1998). Independente do tipo ecológico da macrófita aquática, as principais características que contribuem de forma positiva para o desempenho do “wetland” são a capacidade de rápido crescimento, elevada capacidade de assimilação de nutrientes, grande suporte de estocagem de nutrientes na biomassa, tolerância às características físicas e químicas do fluxo d’água, tolerância às condições climáticas locais, valor econômico, fácil colheita e manejo (TANNER, 1996; SOUSA *et al.*, 2004, HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006).

As espécies que melhor desempenham função como retentoras de poluentes pertencem às formas biológicas anfíbia e emergente, são perenes e apresentam a capacidade de tolerar mudanças significativas no nível e qualidade das águas, principalmente no período de chuvas (PEDRALLI & TEIXEIRA, 2003). Em geral, as flutuantes são as mais usualmente utilizadas (KIVAISI, 2001).

Diversos trabalhos com macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura tem sido realizados no intuito de minimizar os impactos negativos deste sistema de produção, como exemplo: construção de biofiltros com plantas aquáticas (ZANIBONI-FILHO, 1999; SIPAÚBA-TAVARES, 2000; SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002); identificação de espécies que retenham e filtrem materiais particulados, sedimentos, nutrientes e metais pesados (PEDRALLI & TEIXEIRA, 2003); construção de “wetlands” para diminuição da DBO₅ (VYMAZAL, 1999) e uso de aguapé ou culturas hidropônicas de alface

ou outras macrófitas comestíveis (JAMA & PIEDRAHITA, 1995; SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002, 2003; HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006; 2008).

Em sistemas de “wetlands” construídos pode-se aliar o uso de plantas emergentes e flutuantes. Através de macrófitas flutuantes a sedimentação se torna mais eficiente, devido à proteção ao movimento das águas que estas proporcionam; ocorre filtração de sólidos suspensos pelas raízes da planta; há um aumento da disponibilidade de abrigo e melhora das condições para o desenvolvimento da comunidade perifítica aderida às raízes e folhas (POMPÊO, 2008). Uma das espécies mais utilizadas é a *Eichhornia crassipes* que também se mostrou eficiente na remoção de cobre e zinco, concentrando esses componentes principalmente no sistema radicular (MONDARDO *et al.*, 2006).

Diferentes tipos de “wetlands” construídos podem ser distinguidos baseados nas características do fluxo d’água, além das espécies de plantas (ROUSSEAU *et al.*, 2008). Sistemas com fluxo diretamente sobre o solo com macrófitas aquáticas emergentes são chamados de “wetlands” construídos com fluxo-superficial (surface-flow); já com fluxo que escoar pelo solo, onde a água flui por um filtro mineral plantado, que normalmente consiste em uma matriz de pedregulho, são chamados de “wetlands” construídos com fluxo-subsuperficial (subsurface-flow) (SINDILARIU *et al.*, 2009). Este último pode ser subdividido de acordo com a direção do fluxo de água, podendo ser fluxo horizontal ou vertical (ROUSSEAU *et al.*, 2008).

O sistema de fluxo vertical é semelhante a um filtro de vazão vertical, preenchido com material filtrante (brita, por exemplo), operado por batelada e

nível de água abaixo da altura da camada filtrante. Já o sistema horizontal é semelhante a um filtro lento horizontal, sendo o meio filtrante o local onde se desenvolvem as plantas e comunidades de microrganismos denominadas de perifiton. O nível de água permanece abaixo da superfície do meio filtrante, reduzindo a proliferação de insetos (POMPÊO, 2008).

WATSON *et al.* (1989) e KADLEC & KNIGHT (1996) discutiram as vantagens de usar tecnologia de “wetland” para tratamento de efluente, visto que sistemas de tratamento convencionais são altamente custosos quando comparados a tecnologia de “wetlands” que opera de modo mais fácil e de forma eficiente, não necessitando de nenhuma substância química. Sendo um sistema de tratamento barato, “wetlands” são a melhor alternativa para sistemas de tratamento de efluentes em países em desenvolvimento (KIVAISI, 2001).

O uso de “wetlands” pode assegurar o desenvolvimento sustentável da atividade aquícola, em uma ampla área regional onde ocorre influência direta dos fatores climáticos, edáficos e das atividades antrópicas (SIPAÚBA-TAVARES, 2005).

Na revisão crítica de Scholz & Lee (2005) sobre os processos hidrobiológicos, físicos e bioquímicos que ocorrem nos “wetlands” construídos, foi observado que o objetivo das pesquisas fundamenta-se em três princípios: (1) formação de modelos e conhecimentos sobre “wetlands” construídos para controle de poluição ambiental em seus países; (2) disposição de oportunidades para a troca de conhecimentos sobre tecnologias de “wetlands” construídos entre países diferentes e (3) contribuição para um banco de dados

sobre modo de operação e desempenho de “wetlands” construídos em lugares e regiões diferentes.

Os “wetlands” construídos podem ser combinados com outros tipos de tratamento de efluentes de alta tecnologia, sendo usada recentemente como tratamento posterior a lodo ativado, UASB, entre outros, até mesmo com outro tipo de “wetland”, buscando explorar vantagens específicas de diferentes sistemas (ROUSSEAU *et al.*, 2008).

As vantagens destes sistemas incluem os baixos custos de construção e são apropriados tanto para pequenas comunidades quanto para estágios finais de tratamento de grandes sistemas (COOPER *et al.*, 1996). Uma desvantagem desse sistema está relacionada com a taxa relativamente lenta de operação, quando comparado com tecnologias de tratamento convencional de efluentes (SHUTES, 2001).

Embora inicialmente tenham sido projetados para tratamento de efluentes domésticos, após mais de cinquenta anos de pesquisa, “wetlands” construídos são agora largamente usados para controle de poluição ambiental, pelo tratamento de uma grande variedade de efluentes, que incluem industriais, urbanos, agrícolas, provenientes de aquicultura, dentre outros (IWA, 2000; SCHOLZ & LEE, 2005). Atualmente, o mundo inteiro reconhece a importância dos “wetlands”, pela sua capacidade de purificação ao funcionar como armadilha para o sedimento, poluentes orgânicos, nutrientes e compostos tóxicos (STRASKRABA & TUNDISI, 1999).

Mecanismos de tratamento nos “wetlands” construídos

O papel das áreas alagadas já é reconhecido atualmente como vital na conservação dos recursos hídricos, sendo reconhecidas as importantes propriedades de despoluição e filtração pelas macrófitas aquáticas, capazes de absorver poluentes e metais pesados, além de livrarem a água de patógenos através de antibióticos e bactérias simbióticas presentes em suas raízes (POTT & POTT, 2000; GROSS *et al.*, 2007).

Observa-se na natureza que as águas, após passarem por solos sem contaminação (sistemas de “wetlands” natural e construído), sofrem processo de purificação, sendo que a ação depuradora desses solos é devida a três fatores principais (BRIX, 1994; CIRIA *et al.*, 2005):

- a) ação de filtragem mecânica, a qual depende fundamentalmente da estrutura granulométrica do solo e da sua composição química;
- b) ação físico-química para retenção de ânions e cátions. Esta ação está intimamente ligada à capacidade de troca catiônica dos solos;
- c) ação biológica que pode ser ativa através de quatro mecanismos principais:
 - c.1) ação dos microrganismos do solo que decompõem a matéria orgânica;
 - c.2) ação de microrganismos do solo que ativam os processos biogeoquímicos;
 - c.3) ação de microrganismos do solo sobre microrganismos que existem nas águas poluídas;
 - c.4) ação das plantas que crescem nos solos e retiram nutrientes, ao mesmo tempo em que o sistema radicular melhora as condições físico-químicas do mesmo.

Vários processos bióticos e abióticos atuam na remoção e redução dos poluentes em “wetlands” (KADLEC & KNIGHT, 1996; USEPA, 2000). Entre os

bióticos estão a absorção direta de nutrientes pelas macrófitas aquáticas, pelo sistema radicular ou até mesmo pelas folhas (ESTEVES, 1998), a mineralização microbiológica e as transformações químicas, como nitrificação e desnitrificação (USEPA, 2000). Já entre os processos abióticos estão a sedimentação, a precipitação química e a adsorção de material particulado (LIN *et al.* 2002; BRASKERUD, 2002).

A eficiência do uso de macrófitas aquáticas em “wetlands” construídos tem sido verificada quanto à retenção de matéria orgânica (NGUYEN, 2000), remoção de nutrientes (MITSCH *et al.*, 2000; SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002) e redução de patógenos (PERKINS & HUNTER, 2000). Pesquisas sobre a remoção de metais pesados pelas macrófitas também foram realizadas, sendo que espécies como *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris* e *Iris pseudacorus*, podem ser usadas para esta finalidade (MUNGUR *et al.*, 1997).

Elas possuem a função chave na retirada dos resíduos da água, removendo uma variedade de complexos físicos, químicos e biológicos. Muitos desses processos são atribuídos aos microrganismos que vivem sobre ou ao redor das macrófitas. O tempo de retenção dos resíduos na água pode variar de 1 a 10 dias sendo influenciado pela porosidade do solo, qualidade da água, velocidade do fluxo, área de construção do “wetland”, dentre outros (NEGRONI, 2000).

As macrófitas não só assimilam diretamente o poluente nos tecidos (THULLEN *et al.*, 2005), mas também agem como catalisadoras para reações de purificação, aumentando a diversidade de microrganismos dentro dos

rizóforos, promovendo uma variedade de substância química e bioquímica nas reações que aumentam a purificação (KADLEC & KNIGHT, 1996; MORARI & GIARDINI, 2009). Também Pott & Pott (2000) ressaltam a importância das macrófitas aquáticas como habitat para diversas espécies de animais, além de colaborar na estabilização da atmosfera, pela absorção do CO₂ e liberação de oxigênio, no processo de fotossíntese.

O crescimento das plantas depende de muitos fatores, sendo o mais importante a incidência de luz solar, devido à exigência de energia para o crescimento. A energia proveniente de luz solar transformada através da fotossíntese, em geral, contribui de 1 a 5% na conversão para matéria orgânica (CHRISPEELS & SADAVA, 2003; PERBANGKHEM & POLPRASERT, 2010).

As macrófitas utilizadas nesse sistema de tratamento também auxiliam na conversão de dióxido de carbono atmosférico em biomassa, através do mecanismo de fotossíntese (ADHIKARI *et al.*, 2009). As espécies que possuem elevado potencial de conversão de energia solar em produção de biomassa devem ser preferencialmente selecionadas para a utilização em “wetlands” construídos. O gênero *Cyperus sp.* é um dos mais interessantes, pois pode crescer bem no clima subtropical e tropical e está entre as plantas mais produtivas em “wetlands” naturais (BOAR *et al.*, 1999; MNAYA *et al.*, 2007; PERBANGKHEM & POLPRASERT, 2010).

“Wetlands” são caracterizados por grande acúmulo de matéria orgânica devido a alta taxa de produção primária e taxa reduzida de decomposição devido a condições anaeróbias (HAMMER & BASTIAN, 1989). A entrada de nutrientes auxilia o crescimento de vegetação que converte substâncias

químicas inorgânicas em materiais orgânicos, sendo a base da cadeia alimentar do “wetland” (BRIX, 1993). Muitos “wetlands” tropicais naturais e construídos tem produtividade primária líquida acima de 1000 g.C.m²/ano sendo maior que a maioria dos outros ecossistemas (NEUE *et al.*, 1997).

Uma das funções principais deste tipo de sistema é a capacidade de absorver o teor de nitrogênio da água, reduzindo a quantidade de amônia e os níveis de fosfato (LAWSON, 1995). As espécies de macrófitas diferem nas formas de absorver nitrogênio, dependendo das formas disponíveis do nutriente no ambiente (LAMBERS *et al.*, 1998).

Os nutrientes dos sedimentos são assimilados por macrófitas submersas enraizadas, enraizadas com folhas flutuantes e emersas e da água por macrófitas livre-flutuantes. A capacidade de macrófitas enraizadas para utilizar nutrientes do sedimento é maior em comparação com algas planctônicas em muitos sistemas (WETZEL, 2001).

A zona de reação mais ativa de “wetlands” construídos é a zona da raiz (ou rizoma) das macrófitas onde ocorrem os processos químicos e biológicos, com a interação de outras plantas, microrganismos, sedimento e o poluente (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). Para Kadlec *et al.* (2000), Kuschik *et al.* (1999), Stottmeister *et al.* (2003) e Wiessner *et al.* (2005), a remoção de carbono e nitrogênio, é o resultado, principalmente, dos diferentes processos microbianos dentro do rizoma.

“Wetlands” removem nitrogênio através de sedimentação, absorção, acumulação de matéria orgânica, assimilação microbiana, nitrificação/desnitrificação e volatilização de amônia (BRIX, 1993; JOHNSTON,

1991; POACH *et al.*, 2003). Sooknah & Wilkie (2004) comprovam a redução de nitrogênio devido à absorção direta pelas macrófitas aquáticas, à nitrificação realizada pelas bactérias nitrificantes e à volatilização da amônia não ionizada (NH_3) que ocorre apenas em ambientes de pH elevado, como as áreas colonizadas por plantas submersas.

Já o fósforo é elemento indispensável ao crescimento de algas e, quando em grandes quantidades, pode levar a um processo de eutrofização de um recurso hídrico, sendo também, o nutriente essencial para o crescimento das bactérias responsáveis pela decomposição da matéria orgânica (MACEDO, 2000).

Estudos conduzidos por muitos anos mostraram que “wetlands” construídos são capazes de reduzir substâncias químicas de efluentes. Alguns estudos científicos avaliam o desempenho de “wetlands” construídos para remover microrganismos que oferecem risco à saúde humana, como *Escherichia coli* e outras bactérias termotolerantes (ULRICH *et al.*, 2005). Kadlec & Knight (1996) listaram a eficiência da eliminação de coliformes e estreptococos em vários sistemas de “wetlands” construídos. Como uma regra, mais de 90% dos coliformes e mais de 80% dos estreptococos fecais foram eliminados.

Estudos em escala piloto tornam-se necessários para estabelecimentos prévios de determinadas condições que possam antecipar a verificação da eficácia dos sistemas a serem construídos (GOPAL, 1999). Além disso, estudos para a compreensão da dinâmica da qualidade da água devem levar em conta as diferenças regionais apresentadas ao longo do território nacional,

principalmente, com relação ao regime de chuvas e variações de temperatura (SIPAÚBA-TAVARES, 2005). Mudanças de estações têm influência direta no desempenho da filtração como indicado por Hammer (1989) e Jing *et al.* (2001).

O tipo e espécie de macrófita aquática a ser plantada, a velocidade e direção do fluxo de água, o meio filtrante assim como, as características físicas, químicas e biológicas do efluente irão influenciar na eficiência de remoção dos nutrientes no sistema. Antes da implantação de “wetland” é necessário avaliar as condições de topografia do local, fluxo do efluente, infra-estrutura necessária e quais espécies de macrófitas são disponíveis na região (POMPÊO, 2008).

Sustentabilidade e “wetlands” construídos

O uso sustentável de um recurso é aquele que pode ser estendido por muito tempo, pois o nível de uso e implantação do sistema permitem renovar os recursos naturalmente, ou, com a ajuda do homem. Quando os recursos naturais são usados a uma velocidade que até certo ponto não os afetem, e de forma que não os ameacem com catástrofes, pode ser dito que aquele uso é sustentável. Sustentabilidade acontece no caso de “wetlands” para tratamento de efluentes que são usados tanto para purificar águas, como para fins produtivos, como a irrigação de uma área agrícola (SIRACUSA & LA ROSA, 2006).

O uso de plantas em sistemas naturais para tratar efluentes e outras fontes de poluição é também um atrativo para criar interesse e aumento de consciência da população sobre fontes de poluição de água e seu tratamento. O processo de tratamento com “wetland” e a presença de vida selvagem próxima a esses sistemas, possibilita a oportunidade para educação ambiental na comunidade (SHUTES, 2001).

Segundo Mashauri *et al.* (2000), os benefícios de “wetlands” para tratamento de efluentes são:

1. Para países em desenvolvimento, com avanço tecnológico limitado, o tratamento natural através de “wetlands” construídos é feito com baixo requerimento de energia.
2. Requerem serviços relativamente simples, sendo que os moradores locais podem ser facilmente treinados para fazê-los.
3. “Wetland” construído possibilita o reuso tanto do efluente quanto do sedimento, sendo a água utilizada para irrigação e o sedimento como fertilizante para agricultura.
4. Podem ser adaptados às variações sazonais, como o crescimento das plantas e a atividade bacteriana que ocorre normalmente no mesmo período das flutuações de temperatura.
5. Também podem ser colhidas as plantas para produzir biogás, composto, matéria-prima para artesanato, etc.
6. “Wetlands” também são potenciais para recarga de águas subterrâneas, retornando água limpa para o ecossistema aumentando a recarga dos aquíferos e escoamento de rios.

Em “wetlands” construídos para aquicultura, o tratamento feito no efluente primário, ou seja, o efluente todo da propriedade tem alta eficiência de tratamento, com até 90% de remoção de nutrientes particulados e dissolvidos (SIPAÚBA-TAVARES, 2000; SCHULZ *et al.*, 2003; SINDILARIU *et al.*, 2007; SINDILARIU *et al.*, 2009).

Dependendo de sua qualidade, o efluente tratado pode ser reutilizado para irrigações de culturas agrícolas, assim como, para irrigar jardins, campos, parques públicos, entre outros. Também pode ser reutilizado para descargas em banheiros (VEENSTRA, 1998), como água de resfriamento (PENG *et al.*, 2006) e como suprimento de água para áreas de reserva natural (WORRALL *et al.*, 1997). Do ponto de vista ecológico, efluentes de “wetlands” construídos possuem maior valor se comparado a efluentes de tecnologias convencionais, já que mantêm uma cadeia alimentar básica de fito e zooplâncton, impactando de modo reduzido as águas superficiais (KAMPF & CLAASSEN, 2005).

Existem evidências epidemiológicas de transmissão de doenças por culturas irrigadas com efluentes sem tratamento (PETTERSON & ASHBOLT, 2001). Por outro lado, efluentes urbanos tratados com tecnologias de “wetlands” construídos foram satisfatórios na irrigação de culturas, segundo diretrizes nacionais específicas nas pesquisas de Belmont *et al.* (2004) e Wang *et al.* (2005).

Embora o termo reuso seja mencionado frequentemente em títulos de resumos e artigos científicos, a maioria dos autores apenas considera a possibilidade de forma teórica, comparando por meio de estudos as concentrações dos efluentes tratados através de “wetlands” construídos com

padrões nacionais e internacionais de reuso de efluentes (ROUSSEAU *et al.*, 2008).

Um dos valores acrescentados no uso de “wetlands” construídos é a possibilidade de reutilização da produtividade das plantas, pois a biomassa obtida pode ter múltiplos usos como alimento, remédio, papel, biocombustíveis (PERBANGKHEM & POLPRASERT, 2010) e plantas ornamentais (SHIPIN *et al.*, 2005). A compostagem das macrófitas colhidas pode render elementos aditivos para cultivos de outras culturas, o tecido das plantas provê fibras e a silagem produz forragem para o gado. Como capturam carbono durante o crescimento, as plantas também poderiam ser usadas para a produção de energia, com a possibilidade de obter créditos de carbono. Outra opção é integrar recuperação de efluente com aquicultura, onde as macrófitas, após absorverem nutrientes até a capacidade de suporte, são utilizadas para fabricação de fertilizantes orgânicos que podem ser usados em tanques de criação de peixes ou meio de cultura para produção de algas em laboratório (SIPAÚBA-TAVARES & BRAGA, 2007; SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2009), posteriormente utilizados para consumo humano (POLPRASERT & KOOTTATEP, 2004). Embora o reuso de nutrientes seja uma prática muito mais comum nos países em desenvolvimento, algumas tentativas feitas na Europa foram bem sucedidas (STAUDENMANN & JUNGE-BERBEROVIC, 2003).

É importante salientar que o uso de macrófitas como biofiltro em “wetlands” e seu posterior reaproveitamento como fertilizante na própria aquicultura, poderá em futuro próximo, assegurar um desenvolvimento

sustentável deste empreendimento (SIPAÚBA-TAVARES & BRAGA, 2007; 2008).

O entorno da área onde os “wetlands” são instalados para tratamento de efluentes de aquicultura pode servir para atividades de lazer. Knight *et al.* (2001) também mencionam a educação ambiental, exercícios físicos (caminhadas, jogos, corridas) e outras contribuições positivas de “wetlands” construídos. Gearheart & Higley (1993) acrescentam à lista piqueniques, atividades de relaxamento e arte (fotografia, pintura).

Contudo, a eficiência em remover compostos poluentes desse tipo de tecnologia pode, após algum tempo de funcionamento, decair em função da capacidade do sistema em estocar nutrientes e matéria orgânica (KADLEC *et al.*, 2000; KADLEC & KNIGHT, 1996; GREENWAY *et al.*, 2003). Assim, é necessário que estudos a longo prazo sejam feitos para avaliar a variação da eficiência dos “wetlands” ao longo do tempo, propondo sistemas de manejo para utilização de “wetlands” construídos no tratamento de efluentes.

Quando cuidadosamente projetados e mantidos, “wetlands” construídos podem render, a custos baixos, um efluente satisfatório para reuso, a possibilidade de reaproveitamento de nutrientes e ainda preservação de muitas espécies animais e vegetais (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002; ROUSSEAU *et al.*, 2008).



HISTÓRICO DO TRATAMENTO DE EFLUENTE COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO SISTEMA DE AQUICULTURA DO CAUNESP



Localização das áreas estudadas

O estudo do tratamento com macrófitas aquáticas no sistema de aquicultura do Centro de Aquicultura (CAUNESP) da UNESP (Jaboticabal, SP) vem sendo realizado desde 1992. O efluente do CAUNESP está localizado aproximadamente a 21°15'S e 48°18'O, com altitude a 563 m (Figura 1).

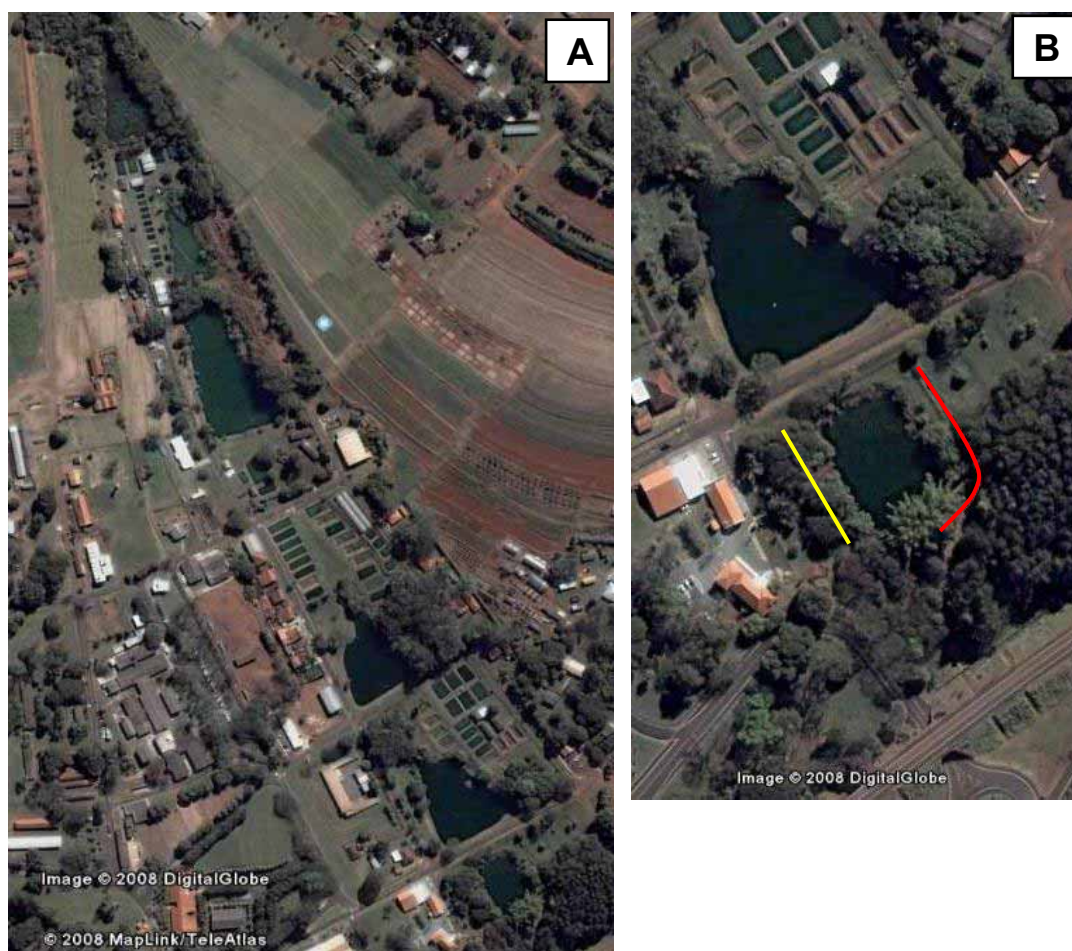


Figura 1. Imagem de satélite do conjunto de viveiros do CAUNESP (A) e vista aproximada dos locais de estudo com “wetlands” (B). A linha amarela indica a extensão do canal de 1992 a 1999 e a linha vermelha indica a extensão do canal a partir de 2003 (Google Earth).

O clima da região, segundo classificação de Köpen é do tipo Cwa, subtropical, relativamente seco no inverno e com chuvas no verão, apresentando temperatura média anual de 22°C e, precipitação média anual de 1.552 mm (VOLPE, 1989).

Os primeiros estudos foram realizados no período de 1992 a 1999 em um antigo efluente que recebia água diretamente do viveiro quatro (Figura 2A).

Em 2000 o efluente foi canalizado, e outro canal já existente tornou-se o principal efluente de todos os viveiros do CAUNESP, onde outras pesquisas têm sido desenvolvidas desde 2003 (Figura 2B).

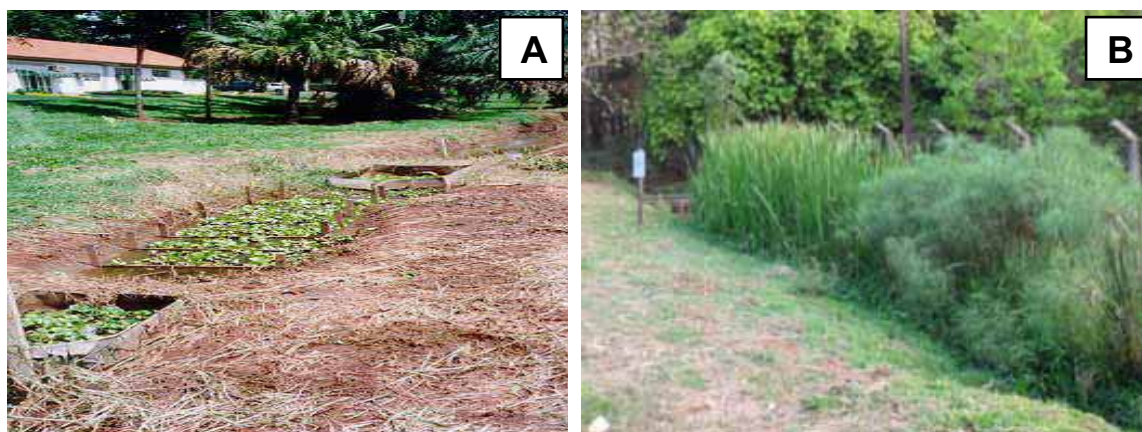


Figura 2. Vista do “wetland” construído com macrófitas aquáticas flutuantes, onde: A, antigo efluente que foi canalizado; B, efluente que recebe as águas de viveiros e tanques do CAUNESP.



Uso de biofiltros de macrófitas aquáticas em efluentes de aquicultura: I. Planta flutuante.

A primeira pesquisa de uso de “wetlands” construídos para tratamento de efluente de aquicultura no CAUNESP de Jaboticabal foi desenvolvida no período de 1992 a 1999, com área de 7,5 x 1,13 m x 0,4 m de profundidade e volume de aproximadamente 3,4 m³, onde foi utilizada apenas a espécie flutuante *Eichhornia crassipes* (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002) (Figura 2A). Esta tinha o objetivo de confeccionar um tratamento de água de baixo custo, com a possibilidade de reaproveitamento da água tratada para uso de irrigação

de canteiros agrícolas, assim como das macrófitas, como fertilizantes em tanques de piscicultura (SIPAÚBA-TAVARES & BRAGA, 2007) e meio de cultura para cultivo de fitoplâncton (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2009).

Os resultados desses experimentos provaram que apenas o uso de macrófitas do tipo flutuante não foi eficiente para o tratamento do efluente de aquicultura, além da necessidade de área de tratamento maior e menor tempo de residência da água. Também foi observada a necessidade de monitoramento das plantas com trocas a cada 10 dias durante o verão e a cada 20-25 dias durante o inverno, devido ao crescimento excessivo e efeitos negativos no ambiente, como o enriquecimento orgânico resultante da decomposição (Figura 3).



Figura 3. Crescimento excessivo das plantas quando não monitoradas corretamente.



Com a implantação do “wetland” no outro canal, que possuía área de 70 m² e 0,3 m de profundidade (Figura 4), novas pesquisas passaram a ser realizadas a partir de 2003. Localizado sobre latossolo vermelho-escuro eutrófico com textura muito argilosa, este canal recebe água com escoamento diretamente sobre o solo coberto por cascalhos, proveniente de cinco viveiros com área variando entre 2.000 e 9.000 m². Estes viveiros maiores recebem água de nascente e de outros pequenos viveiros e tanques, totalizando aproximadamente 230 viveiros e/ou tanques de pequeno porte (50 a 100 m²), além da água proveniente do setor de ranicultura, carcinicultura, laboratório de nutrição e de peixes ornamentais (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

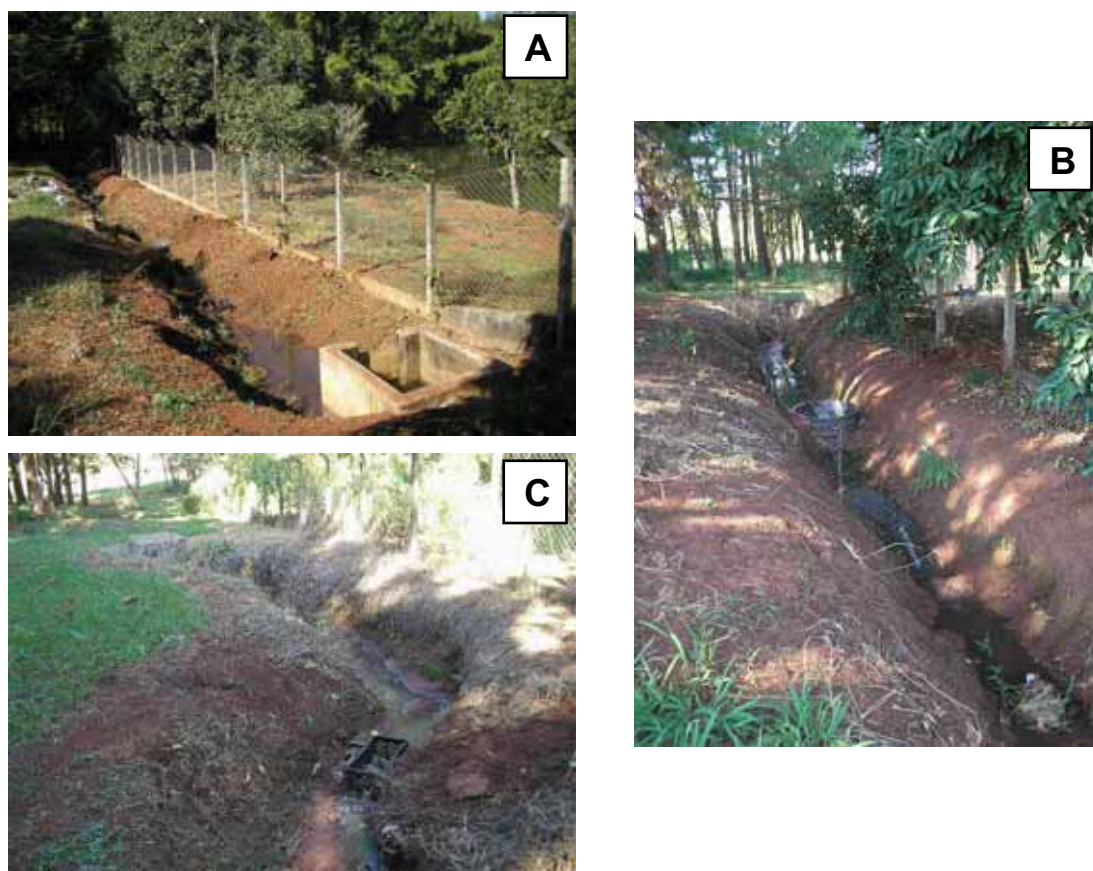


Figura 4. Vista parcial do novo canal: início (A), meio (B) e fim (C).

Escoam também diretamente no canal elevado fluxo de água, principalmente, no período de chuva, proveniente da região mais elevada do campus e do setor de biodigestores, proveniente do Departamento de Engenharia Rural que possui grande quantidade de matéria orgânica advindos do processamento de fezes de bovinos, suínos e aves, além de possíveis reagentes químicos e outras substâncias vindas dos laboratórios deste setor, sendo a única saída de água destes locais (Figura 5).

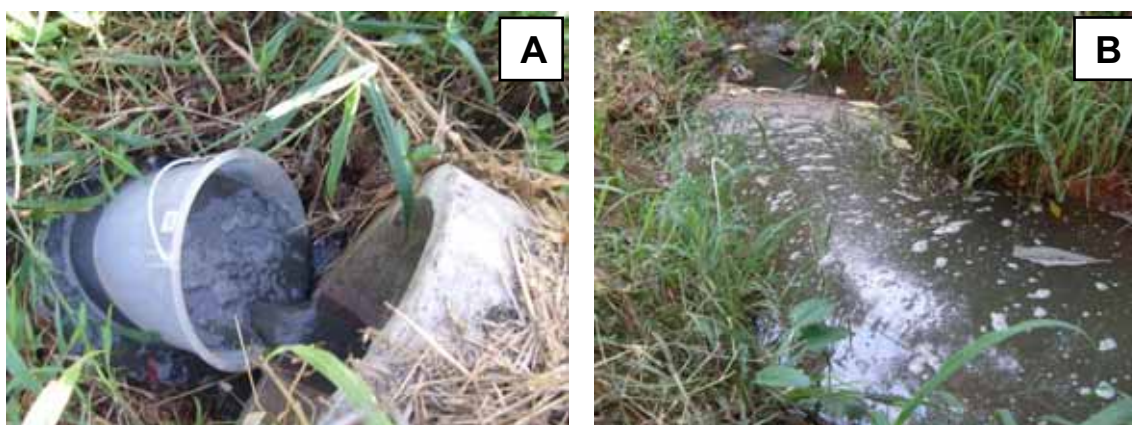


Figura 5. Entrada de resíduos de biodigestores no “wetland” (A) e seu aglomerado ao longo do canal (B).

Como este local possuía maiores dimensões em comparação ao antigo efluente, uma nova pesquisa foi realizada durante 2003 e 2004, utilizando as macrófitas enraizadas *Alternanthera philoxeroides*, *Heteranthera reniformis*, *Hydrocotyle umbeliferae*, *Ludwigia elegans*, *Ludwigia sericea*, *Myriophyllum aquaticum* e *Typha domingensis*, além da flutuante *Eichhornia crassipes* (SIPAÚBA-TAVARES & BRAGA, 2008). Os resultados deste trabalho mostraram que “wetlands” construídos podem ter boa eficiência na melhora da

qualidade de água de efluentes de aquicultura, embora tenha sido constatada a necessidade de reavaliar o desempenho desse tratamento com outras espécies de plantas. Assim, a partir de 2006 o “wetland” foi reconstruído para novos estudos, que foram realizados em três etapas que constam neste estudo.



Dinâmica da população planctônica e da redução de poluentes em efluentes de aquicultura em região subtropical

A primeira etapa deste estudo foi realizada durante a iniciação científica (FAPESP nº 2006/50315-4), no período de 2006 a 2008. Na reconstrução do “wetland” deste período foram colocadas três caixas circulares de plástico com área de aproximadamente 0,64 m² e altura de 0,55 m cada, com várias aberturas de 38,5 mm² de diâmetro, em dois lados opostos no sentido do fluxo de água. Estas caixas foram fixadas com pedras e cimento nas laterais (Figura 6), e dentro foram inseridas pedras (no fundo) e a espécie de macrófita flutuante *Eichhornia crassipes* (Figuras 6 e 7).

À 28 metros da entrada de água foi fixado um tambor plástico com tampa contendo pequenos pedaços de plástico, também com várias aberturas laterais que permitissem a passagem de água. Este tambor tinha a função de promover o crescimento de bactérias anaeróbicas que ficam aderidas aos pedaços de plástico (Figura 7).

Duas caixas retangulares de 0,18 m² de área com 0,30 m de altura, do mesmo material que as caixas d'água e do tambor e com aberturas laterais,

foram instaladas no sistema, sendo uma próxima da entrada e outra próxima da saída de água, preenchidas com pedras, a fim de diminuir a velocidade da água e promover o crescimento de perifíton aderido às pedras (Figuras 6 e 7).



Figura 6. Fixação das caixas plásticas dentro do “wetland” (A e B), *Cyperus giganteus* e *Typha domingensis* sendo plantadas no “wetland” (C) e *Pontederia cordata* e *Eichhornia azurea* sendo plantadas no “wetland” (D).

As macrófitas *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea*, *Cyperus giganteus*, *Typha domingensis* e *Pontederia cordata* foram cedidas pelo Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia (NEPEAM) da UNESP de

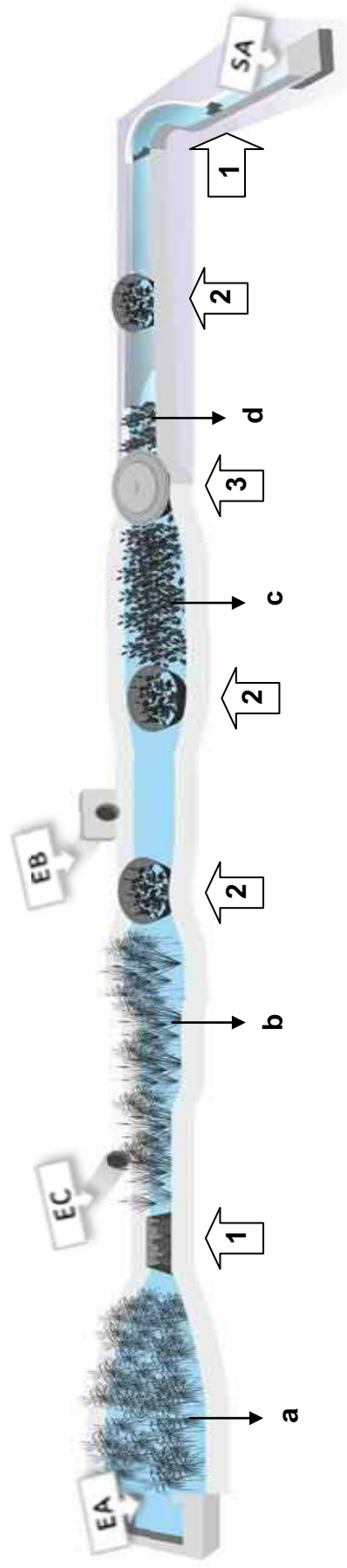


Figura 7. Esquema do “wetland” construído em 2006 ao longo do canal, referente às três entradas da água: EA = entrada de água da aquicultura, EB = entrada de água da chuva, EC = entrada de resíduos dos biodigestores e ao ponto SA, localizado no final do canal do “wetland”, onde: 1 = caixa plástica retangular; 2 = tambor plástico com pedra no fundo e *Eichhornia crassipes* na superfície; 3 = tambor plástico tampado com pedaços de plástico servindo de substrato; a = *Cyperus giganteus*; b = *Typha domingensis*; c = *Pontederia cordata*; d = *Eichhornia azurea*.

Jaboticabal. As espécies *Cyperus giganteus* e *Typha domingensis* foram plantadas logo na entrada do efluente, como ilustra a Figura 5. As espécies *Pontederia cordata* e *Eichhornia azurea* foram plantadas à uma distância de aproximadamente 25 metros da entrada do efluente, próximas a uma área de sombra (Figura 7). A área plantada foi equivalente a 43,5% da área total do canal. A circulação de água permaneceu minimizada por dois meses, tempo necessário para a fixação das raízes das macrófitas.

Nesta etapa as coletas foram realizadas mensalmente ao longo de um ano (Agosto/2006 a Julho/2007), abrangendo dois períodos distintos, chuva (Outubro/2006 a Março/2007) e seca (Agosto e Setembro/2006 e Abril a Julho/2007). Foram amostrados três pontos de coleta no “wetland” sendo: um ponto na entrada de água proveniente da aquicultura (P_1), outro após as entradas de água proveniente da região mais elevada da faculdade e do setor de biodigestores (P_2) e o terceiro na saída do “wetland” (P_3). Em laboratório, foi avaliada a comunidade planctônica nos pontos já descritos, teor de compostos de nitrogênio e fósforo da água, matéria orgânica e fósforo no sedimento e aspectos sanitários da água, verificando a influência do período seco e chuvoso sobre as variáveis.

Através dos dados obtidos nesta etapa foi observado que o “wetland” apresentou moderada taxa de remoção em relação à grande maioria das variáveis analisadas, principalmente no período de seca. Algumas dessas variáveis foram fortemente afetadas pela entrada de carga orgânica e inorgânica proveniente de chuva e de fezes biodigeridas. A fim de tornar o tratamento mais eficiente, foi realizada a segunda etapa deste estudo, com o

objetivo de identificar as características de cada entrada de água do sistema em função de concentração e de carga, assim como a influência de cada uma na eficiência de remoção do “wetland” construído em períodos climáticos de seca e chuva.



Influência de fatores alóctones na limnologia de um “wetland” construído em períodos de seca e de chuva

A segunda etapa foi realizada entre 2008 e 2009 durante o terceiro ano de iniciação científica (FAPESP nº 2006/50315-4) e compõem o primeiro artigo (capítulo I) da presente dissertação. Não foram feitas modificações na estrutura do “wetland”, sendo que apenas a espécie *Eichhornia azurea* não foi utilizada por não ter se adaptado ao tratamento. Nesta etapa, foram amostrados quatro pontos de coleta: EA = entrada de água da aquicultura, EC C = água de chuva proveniente da região mais elevada da faculdade (somente no período de chuva), EB S= entrada de água proveniente do setor de biodigestores (somente no período de seca) e SA = saída do “wetland” (Figura 7).

As coletas foram realizadas em dois períodos distintos, chuva e seca. No período de chuva as coletas foram feitas entre Janeiro e Março de 2008 (n = 6), no momento em que havia precipitação suficiente para a coleta do EC C. No período de seca as coletas foram realizadas entre Junho e Agosto de 2008 (n = 8), no momento em que havia descarga suficiente para a coleta do EB S (Figura 7). Os resultados e conclusões desta etapa foram descritos no capítulo I da presente dissertação.



Efeitos dos períodos climáticos sobre a eficiência de remoção em “wetlands” construídos para tratamento de águas residuais

Na tentativa de diminuir o fluxo hidráulico e melhorar a eficiência de remoção do “wetland” construído, a terceira etapa do estudo, apresentada no capítulo II desta dissertação, foi realizada durante o mestrado (FAPESP n° 2008/56621-5), de 2009 ao início de 2011. Para isso foram ajustados alguns pontos como morfometria do “wetland” (alargamento do canal), implantação de grama para proteção das encostas, construção de barragem para a espécie flutuante e transplante das macrófitas para o sistema (Figura 8).

Primeiramente, o terreno ao redor do efluente foi devidamente roçado, limpo e a circulação de água foi minimizada em apenas um fio de água, sendo o fluxo maior desviado para um viveiro próximo, a fim de que o “wetland” pudesse ser alargado por meio de uma máquina escavadeira. Assim, os dados morfométricos do canal passaram a ser: 71 m de comprimento, com largura variando de 1 m a 2,8 m em alguns trechos e profundidade máxima de 1 m.

Foram construídas duas barragens com grade e pedras para contenção das plantas flutuantes e duas barragens somente com pedras próximo ao final do efluente, com a finalidade de diminuir a velocidade da água e servir como substrato para crescimento da comunidade perifítica (Figura 8).

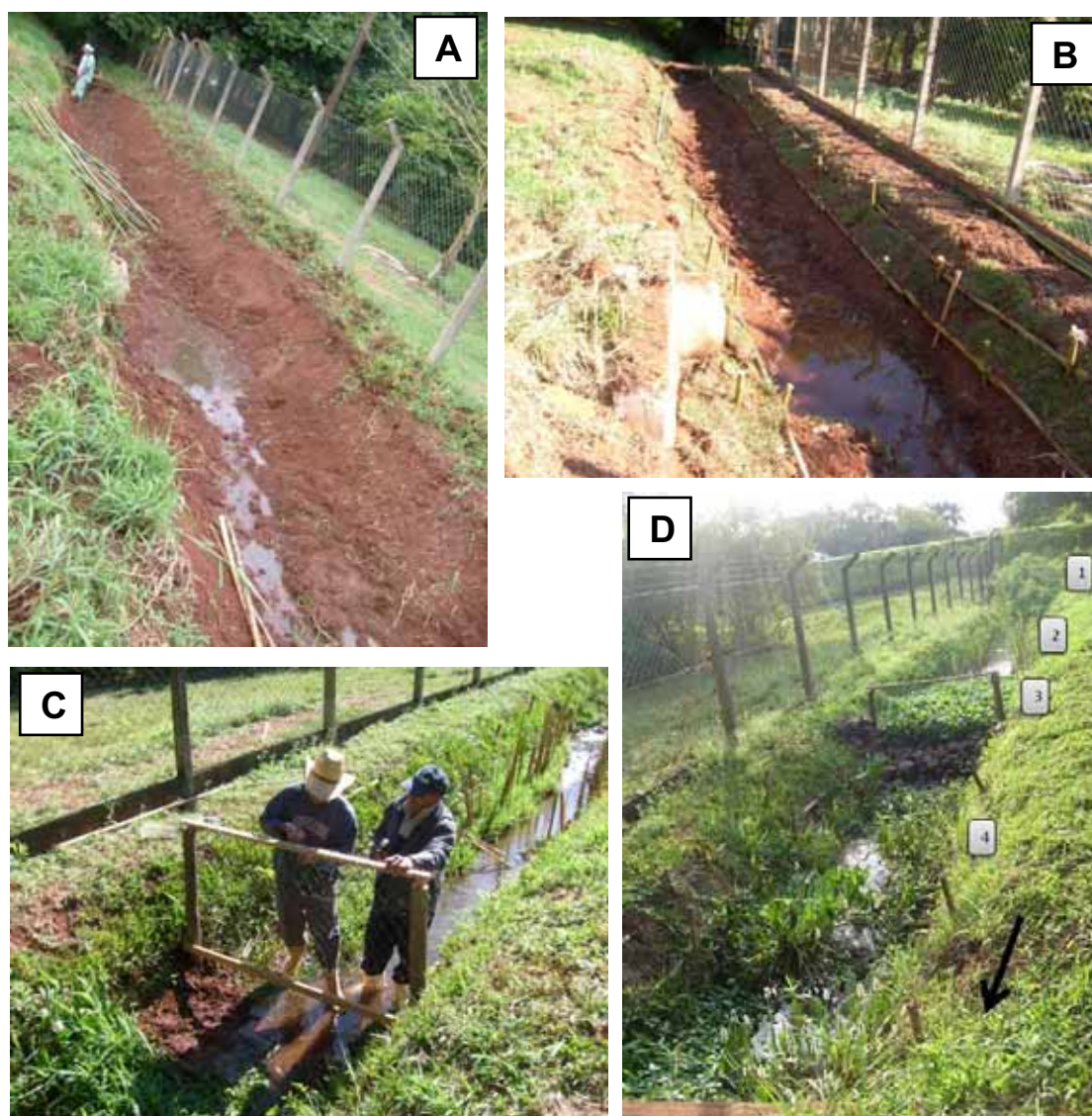


Figura 8. Reestruturação do “wetland”. (A) Alargamento do canal onde o “wetland” foi construído; (B) implantação de grama nas encostas; (C) construção de barragem para a *E. crassipes* e transplante das macrófitas para o “wetland”; (D) localização das espécies ao longo do “wetland” construído, onde: 1 = *Cyperus giganteus*, 2 = *Typha domingensis*, 3 = *Eichhornia crassipes* e 4 = *Pontederia cordata*. A seta indica o sentido do fluxo d’água.

As espécies de macrófitas aquáticas *Cyperus giganteus*, *Typha domingensis*, *Pontederia cordata* e a flutuante *Eichhornia crassipes* (Figura 8), foram colocadas no “wetland” de acordo com a capacidade de suporte e resistência ao fluxo d’água, observado em estudos anteriores, totalizando 48% de área plantada. A circulação de água permaneceu minimizada por dois meses, tempo necessário para a fixação das raízes.

As amostragens foram realizadas por volta das 8:30h da manhã, abrangendo dois períodos distintos, seca, entre os meses de Junho a Agosto de 2009 (n = 11), e chuva, entre Dezembro de 2009 a Março de 2010 (n = 6), em dias com precipitação suficiente para coleta na saída de água de chuva. Foram analisados quatro pontos: EA = entrada de água da aquicultura, EC = entrada de água de chuva proveniente da região mais elevada da faculdade (somente no período de chuva), EB = entrada de água proveniente do setor de biodigestores e SA = saída do “wetland” (Figura 9).

Os resultados e conclusões sobre remoção de nutrientes, matéria orgânica e coliformes termotolerantes pelas macrófitas e sedimento encontrados nesta etapa foram descritos no capítulo II da presente dissertação. Durante esse período também foram coletados e analisados dados da comunidade planctônica e metais pesados na água, planta e sedimento, que serão discutidos em artigos elaborados futuramente.

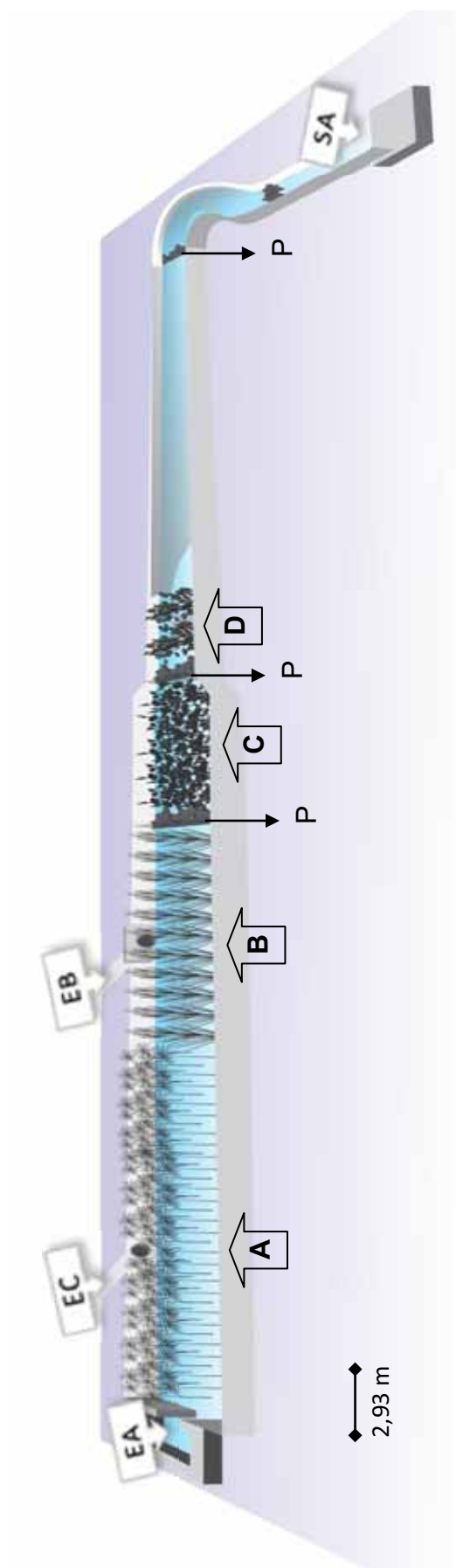


Figura 9. Esquema do “wetland” construído em 2009 ao longo do canal, referente às três entradas da água: EA = entrada de água da aquicultura, EC = entrada de água da chuva, EB = entrada de resíduos dos biodigestores e ao ponto SA, localizado no final do canal do “wetland”, onde: A = *Typha domingensis*; B = *Cyperus giganteus*; C = *Eichhornia crassipes*; D = *Pontederia cordata*; P = Barragens.



REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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.
- AMARAL, C. M. C. *et al.* Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. **Ciência Rural**, v. 34, n. 6, p.1897-1902, 2004.
- ARAÚJO, M. F. F. Comunidade fitoplânctonica e variáveis ambientais na Lagoa de Extremoz, Natal, RN, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, p.127-140, 2000.
- AVAULT, J. W. J. More on fertilization of pond waters. **Aquaculture Magazine**, May/June, p. 54-57, 2003.
- AVNIMELECH, Y. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. **Aquaculture**, v. 176, n. 3-4, p. 227-235, 1999.
- BARDACH, J. E.; RYTHER, J. H.; MCLARNEY, W. O. **Aquaculture: The farming and husbandry of freshwater and marine organisms**. New York: John Wiley & Sons, 884 p. 1974.
- BELMONT, M. A. *et al.* Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. **Ecological Engineering**, v. 23, p. 299–311, 2004.
- BEVERIDGE, M. C. M.; PHILLIPS, M. J.; CLARKE, R. M. A quantitative and qualitative assessment of wastes from aquatic animal production. In: **Aquaculture and water quality**. World Aquaculture Society. 606p. 1991.

- BOAR, R. R.; HARPER, D. M.; ADAMS, C. S. Biomass allocation in *Cyperus papyrus* in a tropical wetland, Lake Naivasha, Kenya. **Biotropica**, v. 31, n. 3, p. 411–421, 1999.
- BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, v. 226, p. 101-112, 2003.
- 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.
- BOYD, C. E.; QUEIROZ, J. **Manejo do solo e da qualidade da água em viveiro para aqüicultura**. Campinas: ASA. 55p. 1997.
- BOYD, C. E.; SCHIMITTOU, H. R. Achievement of sustainable aquaculture through environmental management. **Aquaculture Economics & Management**, v. 3, n. 1, p. 59-69, 1999.
- BRASKERUD, B. C. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 351-370, 2002.
- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science Technology**, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.
- BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands. System design, removal processes, and treatment performance. In: **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. Lewis, Boca Raton, Ann Arbor, London, Tokyo, pp. 9–22. 1993.
- CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: Rima, 118p. 2006.

- CHRISPEELS, M. J.; SADAVA, D. E. **Plants, Genes, and Crop Biotechnology**. Second ed. Jones and Bartlett Publishers International, Massachusetts. 562p. 2003.
- CIRIA, M. P.; SOLANO, M. L.; SORIANO, P. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potencial as a biomass fuel. **Biosystems Engineering**, v. 92, n. 4, p. 535-544, 2005.
- COHEN, J. *et al.* Characterization of water quality factors during intensive raceways production of juvenile *Litopenaeus vannamei* using limited discharge and biosecure management tools. **Aquaculture Engineering**, v. 32, n. 3-4, p. 425-442, 2005.
- COOPER, P. F., *et al.* **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Medmenham, Marlow, UK: WRc Publications, 184p. 1996.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 575p. 1998.
- GEARHEART, R. A.; HIGLEY, M. Constructed open surface wetlands: the water quality and wildlife benefits. In: **Constructed Wetlands for Water Quality Improvemen**. Lewis Publishers, Boca Raton, p. 561–567. 1993.
- GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatments: potentials and problems. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 27-35, 1999.
- GREENWAY, M.; DALE, P.; CHAPMAN, H. An assessment of mosquito breeding and control in four surface flow wetlands in tropical-subtropical. **Water Science Technology**, v. 48, n. 5, p. 249–256, 2003.

- GROSS, A. *et al.* Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW) — a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. **Chemosphere**, v. 66, p. 916–923, 2007.
- HAMMER, D. A. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment – Municipal, Industrial and Agricultural**. Lewis Publishers, Chelsea, MI. 856p. 1989.
- HAMMER, D. A.; BASTIAN, R. X. Wetlands ecosystems: Natural water purifiers. In: **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Chelsea, Lewis, p. 5–19. 1989.
- HENRY, R.; CARAMASCHI, E. M. P.; TUNDISI, J. G. Preliminary results of survey of ecological factors in shallow tropical reservoir. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 38, n. 1, p. 171-175, 1978.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, p. 433–438, 2006.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Brazilian Journal of Animal Science**, v. 37, p. 181-188, 2008.
- IRGANG, B. E.; GASTAL JR., C. V. S. **Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do RS**. Porto Alegre: Ed. dos Autores. 290p. 1996.
- IWA (International Water Association). Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. In: **IWA scientific and Technical report**. v. 8. IWA publishing. 2000.

- JAMA, D.; PIEDRAHITA, R. H. Aquaculture pond modeling for the analysis of integrated aquaculture/Agriculture Systems. **Thirteenth Annual Technican Report**, v. 1, p.142-147, 1995.
- JING, S. R. *et al.* Nutrient removal from polluted river water using constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 76, n. 2, p. 131–135, 2001.
- JOHNSTON, C. A. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. **Critical Reviews in Environmental Control**, v. 21, n. 5-6, p. 491–565, 1991.
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 893 p. 1996.
- KADLEC, R. H. *et al.* **Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation**. IWA Publishing, London, England, 156p. 2000.
- KAMPF, R.; CLAASSEN, T. The use of treated wastewater for nature: the Waterharmonica, a sustainable solution as an alternative for separate drainage and treatment. **IWA Publishing**, 2005.
- KIVAIISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, v.16, p. 545-560, 2001.
- KNIGHT, R. L.; CLARKE, R. A.; BASTIAN, R. K. Surface flow (SF) treatment wetlands as a habitat for wildlife and humans. **Water Science Technology**, v. 44, n. 11–12, p. 27–37, 2001.
- KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes – Parte II. **Revista Panorama da Aquicultura**, v. 8, n. 46, p. 35-41, 1998.

- KUSCHK, P.; WIEXNER, A.; STOTTMEISTER, U. Biological processes in wetland systems for wastewater treatment. In: **Biotechnology**. VCH-Wiley, Weinheim, Germany, p. 242–252. 1999.
- LAMBERS H.; CHAPIN III F. S.; PONS L. **Plant physiological ecology**. New York: Springer, 610p. 1998.
- LAWSON, T. B. **Fundamentals of aquacultural engineering**. New York: Chapman & Hall. 355p. 1995.
- LI, L.; *et al.* 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.
- LIN, C. K.; YANG Y. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. **Aquaculture**, v. 226, p. 57–68, 2003.
- LIN, Y. F., *et al.* Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. **Aquaculture**, v. 209, p. 169-184, 2002.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Comunidade planctônica em viveiro de criação de peixes, em disposição sequencial. **Boletim Instituto de Pesca**, v. 31, n.1, p. 21-27, 2005.
- MACEDO, J. A. B. **Águas e Águas**. São Paulo: Varela Editora e Livraria Ltda, 1043 p. 2000.
- MASHAURI, D. A.; MULUNGU, D. M. M.; ABDULHUSSEIN, B. S. Constructed wetland at the University of Dar Es Salaam. **Water Research**, v. 34, n. 4, p. 1135-1144, 2000.

- MITSCH, W. J.; HORNE, A.; NAIRN, R. W. Nitrogen and Phosphorus Retention in Wetlands. **Special Issue of Ecological Engineering**, n. 14, n. 1-2, p. 1–206, 2000.
- MNAYA, B., *et al.* Primary production in papyrus (*Cyperus papyrus L.*) of Rubondo Island, Lake Victoria, Tanzania. **Wetlands Ecology and Management**, v. 15, n. 4, p. 269–275, 2007.
- MONDARDO, E.; GONÇALVES JUNIOR, A. C.; SACON, E. Uso da macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*) na remoção de cobre e zinco em biofertilizante de origem suína. **Revista Publicatio UEPG**, v. 12, n. 2, p. 13-20, 2006.
- MORARI, F.; GIARDINI, L. Municipal wastewater treatment with vertical flow constructed wetlands for irrigation reuse. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 643-653, 2009.
- MUNGUR, A. S. *et al.* An assessment of metal removal by a laboratory scale wetland. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 125-133, 1997.
- MUZZI, D. Natural filter ponds benefit catfish farmers. **Aquaculture Magazine**, n. 2, p. 100-102, 1994.
- NEGRONI, G. Management optimization and sustainable technologies for the treatment and disposal reuse of fish farm effluent with emphasis on constructed wetlands. **World Aquaculture**, v. 31, n. 3, p. 16-20, 2000.
- NEUE, H. U. *et al.* Carbon in tropical wetlands. **Geordema**, v. 79, p. 163–185, 1997.
- NGUYEN, L. M. Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. **Ecological Engineering**, v. 16, p. 199-221, 2000.

NIRAGU, J. O. A silent epidemic of environmental metal poisoning?

Environmental Pollution, v. 50, p. 139-161, 1988.

OLIVEIRA, R. A. **Efeito da concentração de sólidos suspensos do afluente**

no desempenho e características do lodo de reatores anaeróbios de

fluxo ascendente com manta de lodo tratando águas residuárias de

suinocultura. 389 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) -

Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São

Carlos, 1997.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. C. B. Macrófitas aquáticas como agentes

filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. In: HENRY,

R.(coord.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São

Carlos: Rima, p.177 - 194. 2003.

PENG, B. J.; WANG, L.; CAO, R. Performance of a combined system of ponds

and constructed wetlands for wastewater reclamation and reuse. **Proc.:**

Joint 9th IWA International Conference on Wetland Systems for Water

Pollution Control and 6th International Conference on Waste Stabilization

Ponds, Avignon, France. 2006.

PERBANGKHEM, T.; POLPRASERT, C. Biomass production of papyrus

(*Cyperus papyrus*) in constructed wetland treating low-strength domestic

wastewater. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 833–835, 2010.

PERKINS, J.; HUNTER, C. Removal of enteric bacteria in a surface flow

constructed wetland in Yorkshire, England. **Water Research**, v. 34, n. 6,

p. 1941-1947, 2000.

- PETTERSON, S. R.; ASHBOLT, N. J. Viral risks associated with wastewater reuse: modeling virus persistence on wastewater irrigated salad crops. **Water Science Technology**, v. 43, p. 23–26, 2001.
- POACH, M. E., *et al.* Improved nitrogen by constructed wetlands receiving pastially nitrified swine wastewater. **Ecological Engineering**, v. 20, p. 183-197, 2003.
- POLPRASERT, C.; KOOTTATEP, T. Integrated pond and constructed wetland systems for sustainable wastewater management. **Proc.:** Joint 9th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control and 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds, Avignon, France, p. 25–33, 2004.
- 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**. 1º ed. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá – MS). Embrapa, Brasília. 404p. 2000.
- ROUSSEAU, D. P. L. *et al.* Constructed wetlands for water reclamation. **Desalination**, v. 218, p. 181-189, 2008.
- SANT'ANA, C. L.; AZEVEDO, M. T. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 71, n. 3-4, p. 359-385, 2000.
- SANTANA, A. M.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em dois estágios tratando águas residuárias de suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 817-830, 2005.

- SCHOLZ, M.; LEE, B-H. Constructed wetlands: a review. **International Journal of Environmental Studies**, v. 62, n. 4, p. 421–47, 2005.
- SCHULZ, C.; GELBRECHT, J.; RENNERT, B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. **Aquaculture**, v. 217, p. 207–221, 2003.
- SHIPIN, T. O.; KOOTTATEP, N. T. T.; POLPRASERT, C. Integrated natural treatment systems for developing communities: low-tech N-removal through the fluctuating microbial pathways. **Water Science Technology**, v. 51, n. 12. p. 299–306, 2005.
- SHUTES, R. B. E. Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**, v. 26, n. 5-6, p. 441- 447, 2001.
- SIMEON, C.; SILHOL, M. Purification of pisciculture waters through cultivation and harvesting of aquatic biomass. **Water Science and Technology**, v. 19, n. 10, p.113-121, 1987.
- SINDILARIU, P. D.; BRINKER, A.; REITER, R. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 711-722, 2009.
- SINDILARIU, P. D.; SCHULZ, C.; REITER, R. Treatment of flow-through trout aquaculture effluents in a constructed wetland. **Aquaculture**, v. 270, p. 92–104, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Uso racional da água: limnologia e plâncton**. 2005. 217p. Tese de livre-docência na disciplina Manejo Ecológico em Aquicultura: Qualidade de Água. Centro de Aquicultura da UNESP.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Utilização de biofiltros em sistemas de cultivo de peixes. **Informe Agropecuário**, v. 21, p. 238-243, 2000.

- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. S. Constructed wetland in wastewater treatment. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 30, n. 3, p. 261-265, 2008.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. S. The feeding activity of *Colossoma macropomum* larvae (tambaqui) in fishponds with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) fertilizer. **Brazilian Journal Biology**, v. 67, p. 459-466, 2007.
- 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.; GOMES, J. P. F.; BRAGA, F. M. S. Effect of liming management on the water quality in *Colossoma macropomum* (tambaqui) ponds. **Acta Limnologica Brasiliense**, v. 15, n. 3, p. 95-103, 2003.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; GUARIGLIA, C. S. T.; BRAGA, F. M. S. Effects of rainfall on water quality in six sequential disposed fishpond with continuous water flow. **Brazilian Journal Biology**, v.67, p. 631-637, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; IBARRA, L. C. C.; FIORESI, T. B. Cultivo de *Ankistrodesmus gracilis* (Reisch) KORSIKOV (Chlorophyta) em laboratório utilizando meio CHU12 e de macrófita com NPK. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 35, p. 111-118, 2009.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; LOURENÇO, E. M.; BRAGA, F. M. S. Water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. **Acta Scientiarum**, v. 32, p. 9-15, 2010.
- SIRACUSA, G.; LA ROSA, A. D. Design of a constructed wetland for wastewater treatment in a Sicilian town and environmental evaluation

- using the emergy analysis. **Ecological Modelling**, n. 197, p. 490–497, 2006.
- SOOKNAH, R. D.; WILKIE, A. C. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. **Ecological Engineering**, v. 22, p. 27-42, 2004.
- SOUSA, J. T. de; Van HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. V. A. Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. **Water Science Technology**, v. 48, n. 6, p. 295-299, 2003.
- SOUSA J. T. de, *et al.* Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária Ambiental**, n. 9, p. 285-290, 2004.
- STAUDENMANN, J.; JUNGE-BERBEROVIC, R. Recycling nutrients from industrial wastewater by aquaculture systems in temperate climates (Switzerland). **Journal of Applied Aquaculture**, v. 13, p. 67–103, 2003.
- STEPHENS, W. W.; FARRIS, J. L. A Biomonitoring approach to aquaculture effluent characterization in channel catfish fingerling production. **Aquaculture**, v. 241, p. 319-330, 2004.
- STOTTMEISTER, U., *et al.* Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, n. 22, p. 93-117, 2003.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Reservoir water quality management**. (Guidelines of lake management handbook – vol. 9). Japão: ILEC/UNEP, 229p. 1999.
- TALBOT, C.; HOLE, R. Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. **Journal Applied Ichthyology**, v. 10, p. 258-270, 1994.

- TANNER, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering**, v. 7, p. 59-83, 1996.
- THULLEN, J. S.; SARTORIS, J. J.; NELSON, S. M. Managing vegetation in surface-flow wastewater-treatment wetlands for optimal treatment performance. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 583–593, 2005.
- TUNDISI, J. G. **Água do Século 21: Enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima, 2ªed. 250 p. 2005.
- ULRICH H., *et al.* Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. **Water Research**, n. 39, p. 4849–4858, 2005.
- USEPA (United State Environmental Protection Agency). **Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. EPA/625/R-99/ 010, Cincinnati, OH, 166p. 2000.
- VALENTI, W. C., *et al.* **Aquicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. Ministério da Ciência e Tecnologia/CNPq, Brasília, 399 p. 2000.
- VEENSTRA, S. The Netherlands. In: **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe**, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, p. 289-314. 1998.
- VOLPE, C. A. Análise da precipitação mensal em Jaboticabal (SP). **Ciência Agrônômica**, v. 4, n. 2, p. 3-5, 1989.
- VYMAZAL, J. Removal of BOD₅ in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Czech experience. **American Fisheries Society Symposium**, v. 2, p. 1-8, 1999.

- VYMAZAL, J. Types of constructed wetlands for wastewater treatment. **Proc.:** 6th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control. Águas de São Pedro – SP, Brasil, p.150-166. 1998.
- WANG, X., *et al.* Municipal wastewater treatment with pond-constructed wetland system: a case study. **Water Science Technology**, v. 51, p. 325–329, 2005.
- WATSON, J. T. *et al.* Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Lewis, Chelsea, pp. 319–351. 1989.
- WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. Academic Press, 1006 p. 2001.
- WIESSNER, A., *et al.* Sulphate reduction and the removal of carbon and ammonia in a laboratory-scale constructed wetland. **Water Research**, v. 39, n. 19, p. 4643-4650, 2005.
- WORRALL, K. J. P.; MILLET, M. C. Constructed wetlands and nature conservation. **Water Science Technology**, v. 35, n. 5, p. 205–213, 1997.
- YOO, K. H.; MASSER, M. P.; HAWCROFT, B. A. An in-pond raceway system incorporating removal of fish wastes. **Aquacultural Engineering**, v. 14, p. 175-187, 1995.
- ZANIBONI-FILHO, E. O desenvolvimento da piscicultura brasileira sem a deterioração da qualidade de água. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, n. 1, p. 3-9, 1997.
- ZANIBONI-FILHO, E. O impacto ambiental de efluentes da piscicultura. **Anais do III Simpósio sobre Manejo e Nutrição de peixes**, Campinas, p. 1-14, 1999.

CAPÍTULO I

Influência de fatores alóctones na limnologia de um
“wetland” construído em períodos de seca e de chuva*

**Artigo a ser submetido à revista Acta Limnologica Brasiliensia*



Influência de fatores alóctones na limnologia de um “wetland” construído em períodos de seca e de chuva

Influence of allochthonous factors in the limnology of a constructed wetland in the dry and wet climatic periods

FERNANDA TRAVAINI-LIMA¹

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

*Autor para correspondência: nandatravaini@gmail.com

Resumo: Objetivo: Identificar as características de entradas de água de chuva e resíduos de biodigestores em “wetland” construído em tratamento de efluente de aquicultura, avaliando a influência de cada entrada na eficiência de remoção do sistema, em períodos climáticos de seca e chuva; **Métodos:** Foram feitas amostragens de água nas três entradas e na saída do canal onde foi instalado o “wetland”, nos períodos de chuva (Janeiro a Março) e seca (Junho a Agosto) de 2008. Análises estatísticas multivariadas de Agrupamento e Componentes Principais foram usadas para identificar a concentração e carga de cada ponto amostrado; **Resultados:** Em termos de concentração o ponto de escoamento dos resíduos de biodigestores apresentou maior capacidade de eutrofização, devido às elevadas concentrações de amônia, nitrito, ortofosfato, fósforo total, STS, STD, coliformes termotolerantes, pH, condutividade, alcalinidade e baixo OD. A entrada de água de chuva contribui com grande quantidade de material alóctone, principalmente sólidos suspensos. No entanto, os dados de carga indicaram a entrada do efluente de aquicultura como a água com pior qualidade, principalmente durante a chuva. O “wetland” foi eficiente na remoção de nutrientes e matéria orgânica, com maiores taxas para a seca. **Conclusões:** O efeito de diluição pela água do “wetland” e as condições hidráulicas do período seco possibilitaram grande eficiência de remoção das concentrações da entrada de resíduos de biodigestores. A água de chuva contribuiu com alta concentração de material alóctone que, concomitante ao aumento do fluxo hidráulico, prejudicaram os processos de remoção de poluentes do efluente. Apesar do alto fluxo hidráulico, a água que escoar da

aquicultura pode ser tratada por sistemas de “wetland” construído, embora o sistema utilizado nesta pesquisa possa ser melhorado para aumentar as taxas de eficiência de remoção, através do aumento do tempo de residência.

Palavras-chave: “wetland” construído, macrófitas aquáticas, eficiência de remoção, fluxo hidráulico, carga.

Abstract: Aim: Current analysis identifies the characteristics of inlet rain water and biodigestor residues in a constructed wetland for the treatment of an aquiculture’s effluent through the evaluation of the influence of each inlet in the system’s removal efficiency during the dry and wet climatic periods. **Methods:** During the rainy (January to March) and dry (June to August) periods of 2008, water samples were retrieved from three inlets and at the canal’s outlet where the wetland was established. Multivariate analyses, such as Cluster and Principal Components, were undertaken to identify the concentration and discharge of each sampled site. **Results:** With regard to concentration, the outlet site of the biodigestors’ residues had a higher capacity for eutrophization. This was due to high concentrations of ammonia, nitrate, orthophosphate, total phosphorus, TSS, TDS, faecal coliforms, pH, conductivity, alkalinity and low DO. Inlet rain water contributed with great amounts of alloctone material, especially suspended solids. However, discharge data showed that the aquiculture’s effluent inlet had the worst water quality, especially during the rainy period. The wetland was efficacious in the removal of nutrients and organic matter with high rates during the dry period. **Conclusions:** The effect of the wetland’s water dilution and the water conditions during the dry period provided great efficaciousness in the inlet removal of the biodigestors’ residue concentrations. The inlet of rain water contributed towards high concentration of alloctone material which, coupled to an increase in the water flow during the period, damaged the process of the effluent’s pollutant removal. In spite of the high water flow, aquiculture’s water outlet may be treated by artificial wetland systems. Further, the system used in this study may be improved to increase the rates of removal efficiency by increasing the length of residence.

Keywords: constructed wetland, macrophyte, removal efficiency, hydraulic flow, load.

1. Introdução

O intenso desenvolvimento da aquicultura, assim como outras formas de criação agropecuárias, tem gerado aumento dos impactos ambientais. O cultivo de organismos aquáticos produz resíduos tanto na forma de sólidos (restos de ração, fezes, entre outros) como em materiais dissolvidos (Sindilariu *et al.*, 2009), que são transportados para fora do sistema de cultivo através de efluentes ricos em compostos orgânicos e inorgânicos como amônia, fósforo, carbono orgânico dissolvido e matéria orgânica (Crab *et al.*, 2007), podendo causar eutrofização e outros efeitos deletérios nos corpos d'água receptores (Konnerup *et al.*, 2011).

Da mesma maneira, a rápida expansão da produção animal de grande porte tem gerado grande quantidade de resíduos animais concentrados a serem lançados no ambiente (Stone *et al.*, 2004) e a digestão anaeróbia, como a realizada em biodigestores do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo) tem sido utilizada para o tratamento desses resíduos (Oliveira e Santana, 2011). Porém, apesar de ser muito utilizado, existem algumas dúvidas sobre a capacidade destas tecnologias de tratamento para atingir níveis aceitáveis de qualidade do efluente, principalmente quando comparado a processos aeróbios (Von Sperling e Oliveira, 2009). Efluentes provenientes de tratamentos anaeróbios possuem alta carga de resíduos sólidos e dissolvidos de substâncias orgânicas e devem passar por um tratamento secundário, para atender os padrões de lançamento de efluentes em mananciais (Barros *et al.*, 2008; An *et al.*, 2010).

Um dos mais promissores métodos para tratamento de efluentes de aquicultura, como também para pós-tratamento de biodigestores é o que ocorre através de “wetlands” construídos. Esse sistema de tratamento é baseado em processos naturais, podendo tolerar grande variabilidade da carga de poluentes, caracterizados por possuírem elevada concentração e/ou grande fluxo de água (Brix *et al.*, 2007; Sindilariu *et al.*, 2009). Sistemas plantados com macrófitas aquáticas ornamentais podem proporcionar um ambiente com agradável aparência (Zurita *et al.*, 2009).

O desempenho dos “wetlands” construídos depende de atividade microbiana, tempo de retenção hidráulica, carga, temperatura e tipo de vegetação (El-Khateeb *et al.*, 2009). Precipitação e evapotranspiração são exemplos de fatores climáticos que possuem papel decisivo no desempenho dos tratamentos que operam sob condições tropicais. Durante a estação chuvosa o excesso de precipitação pode elevar radicalmente os níveis de água no tratamento, resultando na diluição dos contaminantes, alterando a química da água (Katsenovich *et al.*, 2009).

O “wetland” estudado tem a finalidade de tratar além da água proveniente do sistema de aquicultura, água de chuva e resíduos advindos do processamento de biodigestores anaeróbios de fezes animais (Sipaúba-Tavares e Braga, 2008). Supõe-se que essas três entradas possuam concentrações e cargas distintas, podendo alterar a eficiência de remoção do sistema. O objetivo deste trabalho foi identificar as características de cada entrada de água do sistema em função da concentração e da carga, e avaliar a eficiência de remoção do “wetland” construído em períodos climáticos de seca e chuva.

2. Material e Métodos

2.1. Local de estudo

O estudo foi conduzido na Universidade Estadual Paulista (UNESP) campus de Jaboticabal, SP, Brasil (21°15'S, 48°18'O), no “wetland” construído no efluente do conjunto de viveiros do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP). Os viveiros estão dispostos sequencialmente, em fluxo contínuo, recebendo água de nascente e também de outros tanques e viveiros menores, além da água proveniente dos setores de cultivo de peixes ornamentais, rãs e camarões (Sipaúba-Tavares *et al.*, 2010). O “wetland” também recebe água de escoamento superficial de chuva da região mais elevada do campus somente no período de alta precipitação e resíduos provenientes da digestão de fezes de bovinos, suínos e aves, em biodigestores tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo) do Departamento de Engenharia Rural, sendo a única saída de água destes locais.

O “wetland” utilizado nesta pesquisa possuía superfície total de 82,8 m², com 71 m de comprimento, largura variando de 0,5 m a 1,5 m em alguns trechos e profundidade média de 0,30 m, localizado sobre latossolo vermelho-escuro eutrófico com textura muito argilosa, com água que escoava diretamente sobre o solo, coberto por cascalhos. No sistema havia três caixas circulares de plástico com áreas de aproximadamente 0,64 m² e 0,55 m de altura cada, com várias aberturas de 38,5 mm² de diâmetro, em dois lados opostos no sentido do

fluxo de água. Nestas caixas havia pedras no fundo e a espécie de macrófita flutuante *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms na superfície da água.

Um tambor plástico tampado contendo pequenos pedaços de plástico, também com várias aberturas laterais que permitiam a passagem de água, tinha a função de promover o crescimento de bactérias anaeróbicas aderidas aos pedaços de plástico. Duas caixas retangulares de 0,18 m² de área e 0,30 m de altura, do mesmo material que as caixas d'água e do tambor e também com aberturas laterais, situavam-se próxima da entrada e outra próxima da saída de água, preenchidas com pedras, a fim de diminuir a velocidade da água e promover o crescimento de perifíton aderido às pedras (Figura 1).

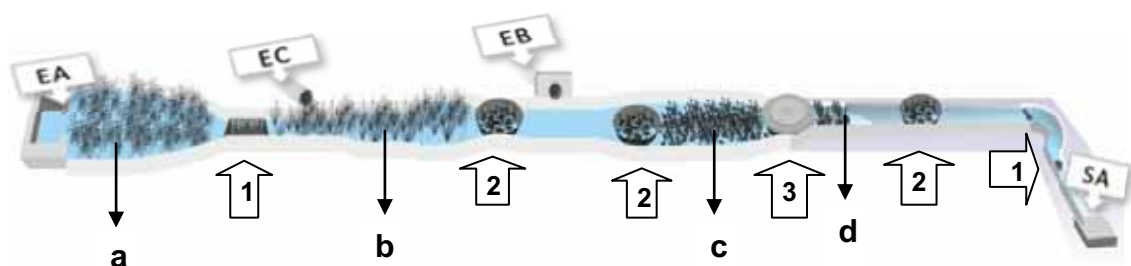


Figura 1. Esquema do “wetland” construído em 2006 ao longo do canal, referente às três entradas da água: EA = entrada de água da aquicultura, EC = entrada de água da chuva, EB = entrada de resíduos dos biodigestores e ao ponto SA, localizado no final do canal do “wetland”, onde: 1 = caixa plástica retangular; 2 = tambor plástico com pedra no fundo e *Eichhornia crassipes* na superfície; 3 = tambor plástico tampado com pedaços de plástico servindo de substrato; a = *Cyperus giganteus*; b = *Typha domingensis*; c = *Pontederia cordata*; d = *Eichhornia azurea*.

As espécies *Cyperus giganteus* Vahl e *Typha domingensis* Pers. estavam plantadas logo na entrada do canal e a espécie *Pontederia cordata* L. a uma distância de aproximadamente 25 metros da entrada do efluente, próxima a uma área de sombra. A área plantada era equivalente a 43,5% da área total do canal (Figura 1).

2.2. Amostragem

As amostragens de água foram realizadas em quatro pontos: água proveniente da aquicultura = EA C (chuva) e EA S (seca); água de chuva proveniente da região mais elevada do campus (somente no período de chuva) = EC C; água proveniente do setor de biodigestores (somente no período de seca, pois não foi observada descarga no período de chuva) = EB S; saída do “wetland” = SA C (chuva) SA S (seca). As coletas foram realizadas sempre no período da manhã, em dois períodos distintos, chuva e seca. No período de chuva as coletas (n = 6) foram feitas entre Janeiro e Março de 2008, no momento em que havia precipitação suficiente para a coleta da EC C. No período de seca as coletas foram realizadas entre Junho e Agosto de 2008 (n = 8), no momento em que havia descarga suficiente para a coleta da EB S.

As seguintes variáveis limnológicas foram determinadas: condutividade (Cond), pH e temperatura da água (°C) foram medidas *in situ* com sonda potenciométrica Horiba U-10, e o oxigênio dissolvido (OD) com oxímetro YSI-55. Sólidos totais solúveis (STS), sólidos totais dissolvidos (STD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) foram determinados segundo Boyd e Tucker (1992). Alcalinidade (Alc) foi determinada de acordo com Mackereth *et al.*

(1978). Nitrato (NO_3), nitrito (NO_2), fósforo total (PT) e ortofosfato (Orto-P) segundo Golterman *et al.* (1978) e amônia (NH_4) por Koroleff (1976). A clorofila-a (Cloro-a) e os coliformes termotolerantes (CF) seguiram metodologia de Nusch (1980) e Greenberg *et al.* (1992), respectivamente. As análises foram realizadas imediatamente após as amostragens ou então devidamente armazenadas sob refrigeração. Os dados de temperatura do ar e precipitação foram obtidos pela Estação Agroclimatológica da UNESP de Jaboticabal, localizada à aproximadamente 415 m do local do experimento.

Os dados de vazão da água das entradas e saída no “wetland” construído foram obtidos em triplicata em todas as amostragens, sendo o valor médio expresso em $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$. O fluxo hidráulico do “wetland” construído foi estimado para os períodos de seca e chuva, através da seguinte equação (1)

$$V_f = Q/A \quad (1)$$

onde, V_f é o fluxo hidráulico no canal em $\text{m}.\text{h}^{-1}$, Q é a vazão de entrada em $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$ e A é a área do canal em m^2 . Para os dois períodos também foram mensurados o tempo de residência da água, definido pela equação (2)

$$T_r = V/Q \quad (2)$$

onde, T_r é o tempo de residência em horas, V é o volume máximo suportado pelo canal em m^3 e Q é a vazão de entrada em $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$. A vazão utilizada para os cálculos foi a vazão média do efluente de aquicultura para cada período.

O volume de água e as concentrações de cada nutriente foram utilizados para determinar as cargas de cada entrada e da saída do “wetland” construído, através da equação (3)

$$F = C \times Q \quad (3)$$

onde, F é a carga do nutriente em $\text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$, C é a concentração do nutriente em $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ e Q é a vazão da entrada ou saída, em $\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$.

A eficiência de remoção de compostos pelo “wetland” construído foi calculada com os dados de cargas e concentrações de nutrientes, através da somatória das entradas do sistema em comparação com a saída, por meio da equação (4)

$$E_r = [(F_e - F_s) / F_e] \times 100 \quad (4)$$

onde, E_r é a eficiência de remoção em %, F_e é a carga/concentração de entrada do nutriente e F_s é a carga/concentração de saída do nutriente.

2.3. Análises estatísticas

Após a determinação das médias, as variáveis mensuradas foram submetidas às análises multivariadas de Agrupamento, realizada pelo método Ward, baseado na distância euclidiana como medida de similaridade, e Componentes Principais, para reduzir a dimensionalidade das variáveis limnológicas e pontos de amostragem em um gráfico bidimensional (Kindt e

Coe, 2005). Foram analisados apenas os componentes que apresentaram autovalores maiores que 1, de acordo com o critério de Kaiser (1958).

Todos os dados foram testados para verificação da normalidade por testes de Kolmogorov-Smirnov e para homogeneidade das variâncias pelo teste de Bartlett, ao nível de significância $p = 0,05$. Foi aplicado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis para comparação entre pontos de coletas (Siegel, 1975). Todas as análises estatísticas foram efetuadas utilizando-se o programa STATISTICA versão 8.0 (STATSOFT, 2007).

3. Resultados

Durante o período chuvoso, as médias de vazão e fluxo hidráulico foram mais elevadas do que no período seco, de $41,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ a $30,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e de $0,50 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ a $0,37 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$, respectivamente. O oposto foi observado para o tempo de residência, com 2h42min no período seco, contra apenas 1h58min no período chuvoso. A média mensal da temperatura do ar foi significativamente ($p < 0,05$) mais elevada durante as chuvas, referente ao período quente do ano, variando de $23,2^\circ \text{C}$ a $23,9^\circ \text{C}$, com média de precipitação mensal de 245,37 mm.

O dendograma obtido na análise de Agrupamento com os dados de concentração das variáveis da água mostra que os pontos de amostragem formaram 3 grupos principais. O agrupamento I consiste dos pontos EA S e SA S, o agrupamento II é composto pelos pontos coletados no período chuvoso EA C, SA C e EC C, enquanto o agrupamento III apenas pelo ponto EB S (Figura 2a), que é caracterizado pela maior distância euclidiana em relação aos outros agrupamentos.

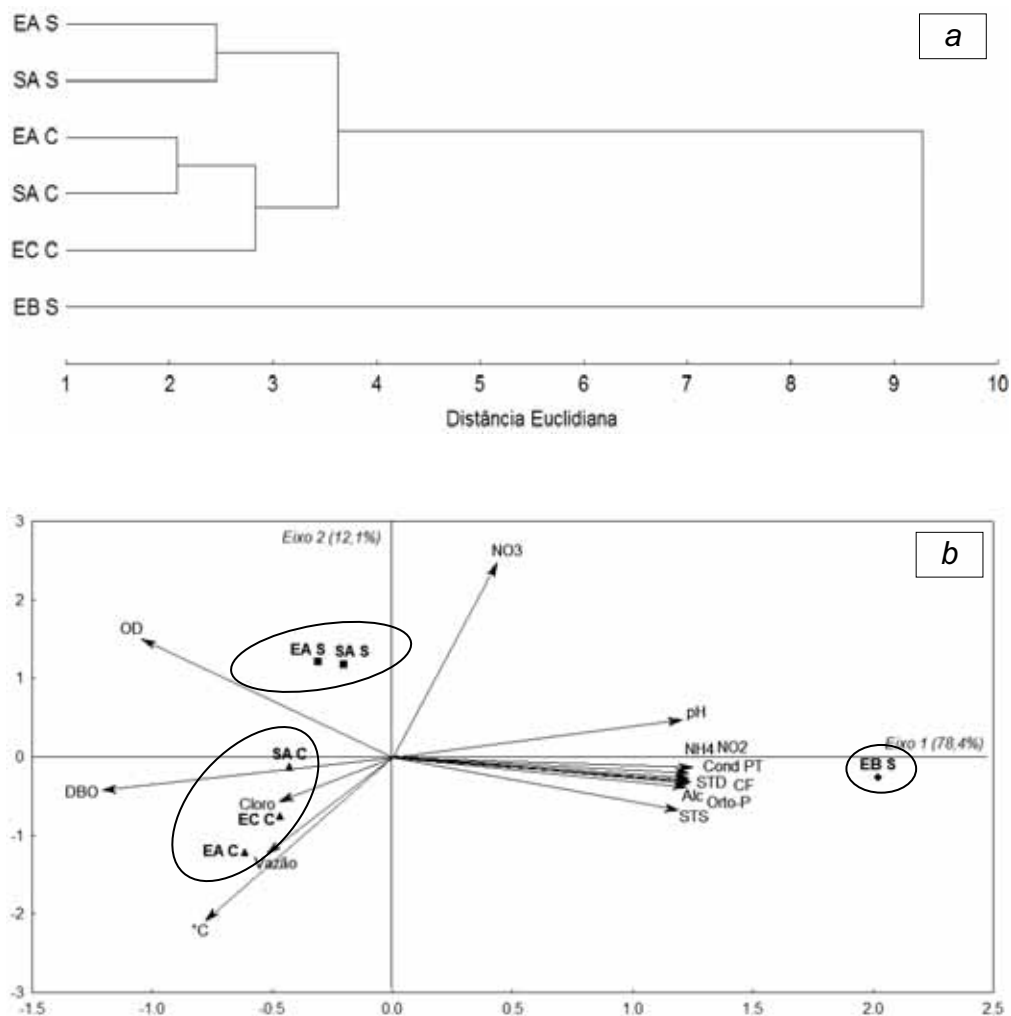


Figura 2. a) Dendrograma dos pontos de amostragem de acordo com os dados de vazão, temperatura, pH, condutividade e concentração das variáveis limnológicas, **b)** Biplot da ACP (eixos 1 e 2), complementado pela análise de agrupamento dos pontos de amostragem e os vetores com dados de vazão, temperatura, pH, condutividade e concentrações das variáveis limnológicas. Água proveniente da aquicultura = EA C (chuva) e EA S (seca); água de chuva proveniente da região mais elevada do campus = EC C; água proveniente do setor de biodigestores = EB S; saída do “wetland” = SA C (chuva) SA S (seca).

Na análise de componentes principais realizado com os dados de concentração das variáveis foram considerados apenas os dois primeiros eixos por terem retido 90,52% da variabilidade total dos dados, onde o eixo 1 foi relacionado à qualidade da água do “wetland”, explicando 78,40% da variabilidade original dos dados. De acordo com a análise de agrupamento, o grupo II foi negativamente ligado a este eixo, associados à elevada temperatura, vazão e altas concentrações de clorofila-*a*, e DBO₅, principalmente, nos pontos correspondentes as entradas de água no sistema. As maiores concentrações de amônia, nitrito, ortofosfato, fósforo total, STD, STS, coliformes termotolerantes, condutividade, alcalinidade e pH estiveram correlacionadas de forma positiva ao eixo 1, assim como o ponto EB S. O eixo 2 da análise de componentes principais reteve 12,1% da variabilidade original dos dados. Oxigênio dissolvido, nitrato, pH e baixas temperaturas estiveram positivamente correlacionados a este eixo, caracterizando o grupo I da análise de agrupamento. Em resumo, os dados obtidos nas análises de agrupamento e componentes principais indicaram que a entrada EB S foi o ponto que apresentou maior capacidade de eutrofização (Figura 2b).

Com relação aos dados de carga das variáveis limnológicas, o dendograma obtido também agrupou os pontos de amostragem em 3 grupos principais. O agrupamento I consiste dos pontos EA S, EA C e SA C, o agrupamento II é composto pelos pontos SA S e EC C, enquanto o agrupamento III apenas pelo ponto EB S (Figura 3a), também caracterizado pela maior distância euclidiana em relação aos outros agrupamentos.

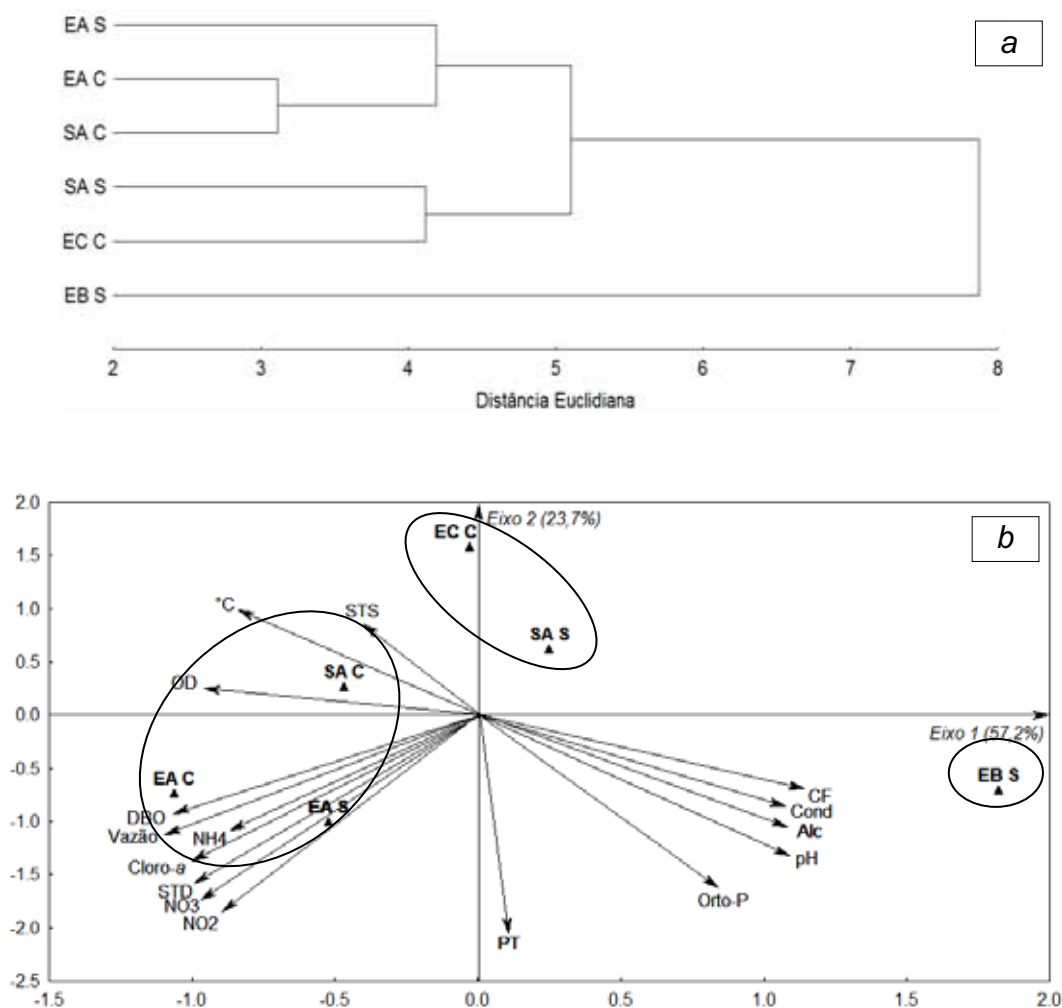


Figura 3. a) Dendrograma dos pontos de amostragem de acordo com os dados de vazão, temperatura, pH, condutividade e carga das variáveis limnológicas, **b)** Biplot da ACP (eixos 1 e 2), complementado pela análise de agrupamento dos pontos de amostragem e os vetores com dados de vazão, temperatura, pH, condutividade e carga das variáveis limnológicas. Água proveniente da aquicultura = EA C (chuva) e EA S (seca); água de chuva proveniente da região mais elevada do campus = EC C; água proveniente do setor de biodigestores = EB S; saída do “wetland” = SA C (chuva) SA S (seca).

Apenas os dois primeiros eixos da análise de componentes principais realizada com os dados de carga foram utilizados, pois retiveram 80,9% da variabilidade total dos dados, onde no eixo 1 (57,2%) a elevada temperatura, oxigênio dissolvido, vazão, DBO_5 , clorofila-*a*, STD, nitrato, nitrito e fósforo total estiveram correlacionados negativamente, caracterizando o grupo I da análise de agrupamento (Figuras 4 e 5). De forma positiva a este eixo, elevado pH, condutividade, alcalinidade, ortofosfato e coliformes termotolerantes caracterizaram o ponto EB S. Já o eixo 2, que explicou 23,7% da variância dos dados, correlacionou positivamente o grupo II, com altos valores de carga de STS e baixo fósforo total e ortofosfato. Em resumo, os dados obtidos nas análises de agrupamento e componentes principais indicaram que a entrada de água proveniente da aquicultura em ambos os períodos, assim como a saída de água do “wetland” no período de chuva foram os pontos que apresentaram maior capacidade de eutrofização (Figura 3b).

A temperatura da água foi mais elevada no período chuvoso ($p < 0,05$), porém semelhante entre os pontos amostrados em cada período, seguindo as condições climáticas locais. As variáveis pH e condutividade apresentaram o mesmo comportamento, com valores significativamente maiores ($p < 0,05$) apenas para os pontos coletados durante a seca, principalmente para o ponto EB S. Alcalinidade também foi mais elevada neste ponto e menor para o ponto EC C ($p < 0,05$). Já oxigênio dissolvido apresentou maior concentração no ponto de entrada EA S e menor no ponto de entrada EB S, enquanto que nos pontos coletados durante a chuva não houve diferenças significativas ($p < 0,05$) (Tabela 1).

Tabela 1. Resultados da aplicação do teste não-paramétrico Kruskal-Wallis para as variáveis limnológicas entre os pontos de coleta. Água proveniente da aquicultura = EA C (chuva) e EA S (seca); água de chuva proveniente da região mais elevada do campus = EC C; água proveniente do setor de biodigestores = EB S; saída do “wetland” = SA C (chuva) SA S (seca).

Variáveis	EA S	EB S	SA S	EA C	EC C	SA C
Temp (°C)	20,3 ^B	19,1 ^B	20,1 ^B	27,3 ^A	26,5 ^A	26,4 ^A
pH	8,3 ^B	10,0 ^A	8,4 ^B	7,9 ^C	7,7 ^C	7,9 ^C
Cond (µS.cm ⁻¹)	108,3 ^B	2328,6 ^A	110,0 ^B	84,7 ^C	75,5 ^C	89,7 ^C
OD (mg.L ⁻¹)	8,0 ^A	2,6 ^D	7,2 ^B	6,1 ^C	5,7 ^C	6,0 ^C
Alc (mg.L ⁻¹)	76,3 ^C	889,2 ^A	74,5 ^C	91,4 ^B	55,4 ^D	72,2 ^C
Vazão (m ³ .h ⁻¹)	30,6 ^B	1,4 ^D	8,8 ^C	41,6 ^A	10,4 ^C	25,5 ^B

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

Para os dados de concentração, os valores significativamente mais elevados ($p < 0,05$) para nitrito, amônia, ortofosfato, fósforo total, STS, STD e coliformes termotolerantes, foram encontrados no ponto de entrada EB S. Nitrato apresentou maiores concentrações no período seco, principalmente no ponto de entrada EA S, enquanto DBO₅ foi maior no período chuvoso, principalmente no EA C. Os pontos com maiores concentrações ($p < 0,05$) de clorofila-a foram EA S e EA C (Tabela 2).

Já para os dados de carga, nitrato e STD apresentaram valores significativamente maiores ($p < 0,05$) para os pontos EA S e EA C, enquanto amônia, DBO₅ e clorofila-a apenas para EA C. Nitrito, além dos pontos EA S e EA C, também apresentou cargas significativamente maiores ($p < 0,05$) no ponto SA C. O ponto EB S foi o principal responsável pela entrada das cargas de

Tabela 2. Resultados da aplicação do teste não-paramétrico Kruskal-Wallis entre os pontos de coleta e eficiência de remoção (ER) por período climático para as variáveis limnológicas, em concentração e em carga.

	EA S	EB S	SA S	ER (%)	EA C	EC C	SA C	ER (%)
Variáveis (mg.L⁻¹)								
NO ₃	1,37 ^A	1,16 ^{ABC}	1,13 ^{AB}	55,3	0,77 ^{CD}	0,68 ^D	0,99 ^{BC}	31,5
NO ₂	0,03 ^B	0,18 ^A	0,03 ^B	84,9	0,02 ^C	0,02 ^{BC}	0,02 ^{BC}	47,8
NH ₄	0,09 ^D	1,17 ^A	0,28 ^B	78,0	0,11 ^D	0,13 ^{CD}	0,15 ^C	38,7
P-Orto	0,08 ^C	3,39 ^A	0,16 ^B	95,5	0,06 ^C	0,15 ^B	0,09 ^{BC}	55,0
PT	0,27 ^{BC}	3,79 ^A	0,37 ^B	91,0	0,09 ^E	0,23 ^C	0,13 ^D	60,5
STS	10,9 ^E	348,8 ^A	11,0 ^E	94,9	19,5 ^D	83,0 ^B	32,7 ^C	68,1
STD	183,9 ^B	956,0 ^A	149,4 ^{BC}	85,5	153,7 ^{BC}	115,5 ^C	166,7 ^{BC}	38,1
DBO ₅	5,7 ^B	3,0 ^C	6,1 ^{AB}	29,5	7,1 ^A	6,2 ^{AB}	6,4 ^{AB}	52,2
Cloro-a	0,04 ^{AB}	0,02 ^{BC}	0,02 ^C	33,0	0,05 ^A	0,02 ^C	0,03 ^B	52,2
Variáveis (mg.min⁻¹)								
NO ₃	709,9 ^A	27,5 ^E	170,2 ^C	76,9	522,1 ^{AB}	114,8 ^D	406,8 ^B	36,1
NO ₂	14,5 ^A	4,4 ^B	5,1 ^B	72,9	13,5 ^A	4,2 ^B	9,8 ^A	44,9
NH ₄	46,6 ^{BC}	26,9 ^D	41,4 ^C	43,7	82,5 ^A	20,5 ^D	62,2 ^B	39,6
P-Orto	38,0 ^B	80,4 ^A	25,4 ^C	78,5	44,9 ^{BC}	23,9 ^C	37,9 ^B	44,9
PT	128,6 ^A	89,9 ^{AB}	59,2 ^{BC}	72,9	68,3 ^{BC}	45,0 ^{BC}	53,5 ^C	52,8
STS	5774,7 ^C	8513,3 ^{BC}	2346,5 ^D	83,6	13973,5 ^A	16229,2 ^{AB}	12999,2 ^{AB}	57,0
STD	88088,0 ^A	22516,1 ^C	24326,6 ^C	78,0	112266,4 ^A	19180,4 ^C	60407,4 ^B	54,0
DBO ₅	2823,4 ^B	69,0 ^D	882,2 ^C	69,5	4959,0 ^A	1070,9 ^C	2628,0 ^B	56,4
Cloro-a	22,0 ^B	0,5 ^D	6,1 ^C	73,0	38,3 ^A	2,4 ^C	14,4 ^B	64,5
Coliformes termotolerantes (NMP.100 ml⁻¹)								
CF	11,3 ^B	17389853 ^A	775,9 ^B	99,9	65,8 ^B	1790,2 ^B	2364,3 ^B	- 27,4

*Em cada linha, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (p<0,05); - = não foi observado remoção; porcentagem de acréscimo. Água proveniente da aquicultura = EA C (chuva) e EA S (seca); água de chuva proveniente da região mais elevada do campus = EC C; água proveniente do setor de biodigestores = EB S; saída do "wetland" = SA C (chuva) SA S (seca).

ortofosfato, enquanto que para fósforo total os pontos EA S e EB S foram maiores ($p < 0,05$). Já para STS, os pontos coletados no período de chuvas apresentaram valores mais elevados ($p < 0,05$) do que os pontos coletados durante a seca (Tabela 2).

As maiores taxas de eficiência de remoção obtidas tanto para dados de concentração como de carga, ocorreram para o período seco, com exceção dos dados de concentração para DBO_5 e clorofila-*a*, que foram maiores no período chuvoso. Comparando-se as taxas de eficiência de remoção entre dados de concentração e carga foi observado que, para o período seco, as maiores taxas foram encontradas para os dados de concentração de nitrito, amônia, ortofosfato, fósforo total, STS, STD e para os dados de carga das variáveis DBO_5 , nitrato e clorofila-*a*. Já para o período de chuva, apenas o nitrito, ortofosfato, fósforo total e STS apresentaram maiores taxas de eficiência de remoção com dados de concentração, enquanto todas as outras variáveis apresentaram maior taxa para os dados de carga (Tabela 2).

4. Discussão

As características hidráulicas e temperatura da água seguiram as tendências sazonais da região onde foi desenvolvido o estudo. Segundo Tanner (1996), o clima local é muito importante nos sistemas de tratamento de efluentes, pois pode influenciar nos processos biológicos que regulam a remoção de nutrientes em “wetlands”. A precipitação influi no tempo de residência e na temperatura da água e, conseqüentemente, afeta a eficiência

de remoção em “wetlands” (Kuschik *et al.*, 2003), como observado neste estudo.

A variação do volume e fluxo de água são fatores que podem influenciar na quantidade de poluentes lançados no sistema de tratamento e na capacidade deste de atuar na remoção dos compostos. Embora o ponto EB S tenha apresentado concentrações significativamente ($p < 0,05$) mais elevadas de nitrogênio, fósforo, sólidos suspensos e dissolvidos (Figura 2b e Tabela 2), a análise dos dados de carga, que sofrem influência do volume de água, indicou que efluentes com maior vazão, como os pontos do agrupamento I (Figura 3a), podem causar um processo de eutrofização mais acelerado em comparação a efluentes com altas concentrações e baixa vazão.

Sobre os dados de concentração, foi observado que a entrada EB S foi o ponto com maiores teores de nutrientes e matéria orgânica, sendo o principal contribuinte para eutrofização da água. Apesar da biodigestão anaeróbia representar uma alternativa para o tratamento de resíduos animais, por promover a geração de biogás, utilizado como fonte de energia alternativa e permitir a reciclagem do efluente do biodigestor para ser utilizado como biofertilizante (Amaral *et al.*, 2004), tem sido relatado que os efluentes provenientes de biodigestores possuem compostos e microrganismos patogênicos em níveis de concentração muito superiores aos padrões recomendados para a eliminação de efluentes em mananciais (Kaseva, 2004). Neste estudo a baixa qualidade do efluente proveniente dos biodigestores indicou que o processo de tratamento não está sendo suficiente, havendo necessidade de um tratamento adicional antes dos resíduos atingirem o

“wetland” estudado, para que a saída de água deste tratamento possa ser posteriormente aproveitada para outros fins.

O ponto EB S foi responsável, principalmente, pelo alto pH, condutividade, alcalinidade e coliformes termotolerantes, e pelos baixos valores de OD e DBO₅, tanto nas análises em concentração como em carga. Esses baixos valores são decorrentes do tratamento anaeróbio dos biodigestores, no qual as concentrações de oxigênio dissolvido são reduzidas ocasionando menor decomposição aeróbia da matéria orgânica.

O pH tendeu a ser alcalino, com maiores valores para a estação seca, sendo mais alto no ponto de saída de resíduos dos biodigestores (EB S). Segundo Maine *et al.* (2007), com o pH médio 10, o efluente dessa entrada pode ter limitado o crescimento de *E. crassipes*. Por outro lado, a principal função das macrófitas aquáticas em “wetlands” com pH elevado é fornecer um substrato para os microrganismos decompositores elevarem o dióxido de carbono. O CO₂ resultante da respiração dos microrganismos presentes no “wetland” podem ter auxiliado na diminuição do pH em direção à saída (Mayes *et al.*, 2009).

Durante a estação seca, o menor volume de água no “wetland” construído levou a um aumento significativo ($p < 0,05$) nos valores de condutividade e mineralização de todo o sistema, que também são decorrentes do elevado pH, devido à maior concentração de hidroxilas no meio, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, amônio e outros íons resultantes da biodigestão do material orgânico, principalmente após a entrada de resíduos de biodigestores. A natureza altamente alcalina das águas geralmente está relacionada com a

elevada presença de compostos de cálcio, sendo que a hidrólise desses compostos produz o íon hidroxila, elevando o pH da solução e liberando íons Ca^+ no “wetland” (Mayes *et al.*, 2009). Contudo, para o mesmo período foi observado redução da condutividade, provavelmente devido à diluição dos compostos na água do “wetland” e à assimilação e metabolismo de íons como cálcio, magnésio, potássio, sódio e outros, pelos microrganismos e plantas presentes no sistema.

Os coliformes termotolerantes apresentaram valor significativamente maior ($p < 0,05$) somente no ponto EB S, com média de $1,7 \times 10^7$ NMP.100 ml⁻¹, pois os biodigestores utilizam como material de reação fezes bovinas, suínas e camas de frango, ricos em coliformes termotolerantes. Fezes bovinas tem sido identificadas como o principal reservatório de *Escherichia coli*, sendo um potente veículo de transmissão para o ambiente, para o gado e para os alimentos (Wang *et al.*, 1996). Amaral *et al.* (2004) verificaram que os biodigestores reduzem significativamente coliformes totais e termotolerantes no processo de biodigestão anaeróbia, em reatores Indiano e Chinês, porém ainda apresentam elevados teores de coliformes termotolerantes no efluente ($8,1 \times 10^2$ a $3,6 \times 10^6$ NMP.100 ml⁻¹). Neste estudo, o sistema de “wetland” construído removeu 99,9% dos coliformes termotolerantes no período seco, limitando ao valor médio de 775,9 NMP.100 ml⁻¹ na saída do tratamento (Tabela 2).

Em relação à entrada de água da aquicultura, apesar do período de chuvas coincidir com a intensificação da produção de peixes, quando ocorre maior adição de alimento nos viveiros e consequentemente há aumento da quantidade de nutrientes e matéria orgânica na água (Sipaúba-Tavares *et al.*,

2007), o ponto EA C apresentou concentrações altas apenas para STS e DBO₅, devido à partículas alóctones e re-suspensão do sedimento provocados pelo efeito das chuvas. Para as outras variáveis analisadas na entrada de aquicultura, a chuva atuou como fator de diluição, pois as concentrações foram iguais ou menores ($p < 0,05$) em comparação ao período seco.

Porém, os dados de carga mostraram que tanto as entradas de água da aquicultura para ambos os períodos (seca e chuva), assim como, a saída de água do “wetland” durante o período de chuva foram os principais responsáveis pela alta carga de todas as formas de nitrogênio inorgânico, fósforo total, STD, DBO₅, clorofila-*a* e OD, devido principalmente à alta vazão proveniente dos viveiros do sistema de produção de organismos aquáticos.

Esses pontos tenderam a ser os locais com pior qualidade de água, principalmente a EA C e a saída, SA C, pois a elevada vazão durante o período de alta pluviosidade carrega maior quantidade de partículas orgânicas para o canal onde foi construído o “wetland” e reduz o tempo de retenção neste sistema, afetando a eficiência de remoção neste período climático. Processos como filtração, sedimentação, adsorção, inativação e metabolismo microbiano são considerados os mecanismos primários de redução dos teores de variáveis como DBO₅, clorofila-*a*, STS, STD, fósforo total, nitrogênio e coliformes termotolerantes (Boutilier *et al.*, 2009). Akrotos *et al.* (2008) e Sindilariu *et al.* (2009) observaram que maior tempo de retenção da água em “wetlands” construídos é o fator positivo mais importante na eficiência de remoção de poluentes. Neste estudo, o alto fluxo de entrada de água no sistema decorrente do período de chuva, dificultou a filtração e sedimentação das partículas e o

metabolismo da comunidade microbiana, provocando menor eficiência de redução dos valores das variáveis quando comparado ao período seco.

O ponto EC C apresentou maiores concentrações de amônia, ortofosfato, fósforo total, STS e coliformes termotolerantes, aumentando as concentrações na água que já estava no “wetland”, dificultando ainda mais o tratamento pelo sistema no período de chuva. A entrada EC C também contribuiu com alta carga de STS, que também pode ter influenciado no baixo desempenho do tratamento neste período, já que cargas orgânicas e sólidos suspensos são os principais parâmetros que influenciam no processo de obstrução do tratamento (Dahab e Surampalli, 2001). Com isso, os coliformes termotolerantes tenderam a aumentar em direção à saída do “wetland” no período de chuva, provavelmente, em função da maior concentração de nutrientes e sólidos, que apresentaram o mesmo padrão, pois os nutrientes fornecem recursos para o metabolismo dos microrganismos e o teor de sólidos aumenta a sobrevivência de bactérias (Boutilier *et al.*, 2009).

Já no período seco, com menor fluxo hidráulico e maior tempo de residência, as taxas de eficiência de remoção foram maiores, chegando a 99,9% para coliformes termotolerantes. Além do efeito de diluição pela água que já estava no “wetland”, um dos fatores dessa elevada taxa são as macrófitas, envolvidas na redução do número de bactérias patogênicas, devido à excreção de metabólitos inibidores e estimulação de microrganismos predadores na região da rizosfera (Kouki *et al.*, 2009), que podem ter tido melhor desempenho devido as características hidráulicas do período. O pH alcalino observado no período de seca, com médias entre 8,3 e 10 (Tabela 1)

podem ter influenciado na remoção de clorofila-*a*, pois as espécies químicas de carbono utilizadas pelas algas para crescimento são modificadas em função do pH, ocasionando redução na concentração desses organismos em decorrência do pH elevado (Lafarga-De la Cruz *et al.*, 2006).

A remoção dos compostos de fósforo, principalmente para o período seco e em menor taxa durante as chuvas, está relacionada à alcalinidade da água durante o período de estudo, além da absorção pelas macrófitas. Também devido ao aumento da concentração de OD na saída do “wetland” pode ter ocorrido alto potencial redox, onde o fósforo pode ter sido adsorvido a hidróxidos de Fe e fixando-se no sedimento, o mesmo observado por Maine *et al.* (2007).

Em faixas de pH entre 6,5 e 8 ocorre intensificação da nitrificação e desnitrificação (Tao e Wang, 2009) e, acima de 8,5, intensificação da volatilização da amônia (Vymazal, 2007). Este fato foi evidente neste estudo com a redução do nitrogênio, durante a estação seca, que ocorreu além da absorção pelas plantas e microrganismos, também pela perda de nitrogênio para a atmosfera. Além disso, as concentrações de OD mais elevadas nos pontos EA S e SA S (Tabela 1) podem estar associadas a maior transparência da coluna d’água, que permitiu maior entrada de luz promovendo a fotossíntese das algas, influenciando nas taxas de nitrificação. Concentrações mais elevadas de OD em “wetlands” promovem o processo de nitrificação, diminuindo os níveis de amônia e aumentando de nitrato (Faulwetter *et al.*, 2009). Além disso, as bactérias nitrificantes utilizam CO₂ e bicarbonato para a

síntese celular e como fonte de energia, amônia e nitrito (Spieles e Mitsch, 2000).

De forma geral, neste estudo o tratamento de água foi influenciado positivamente pelo tempo de residência. As melhores eficiências de remoção encontradas durante o período seco foram semelhantes a outras pesquisas realizadas em clima tropical (Olguín e Sánchez-Galván, 2010), embora o fluxo hidráulico tenha sido maior.

5. Conclusões

O ponto de entrada de resíduos de biodigestores apresentou as maiores concentrações para grande parte das variáveis, porém o efeito de diluição pela água do “wetland” e as condições hidráulicas do período, possibilitaram grande eficiência de redução dessas concentrações. Já o ponto de entrada de água da chuva contribuiu com grande concentração de material alóctone, sendo que a elevada quantidade de sólidos carregado para o sistema e o aumento do fluxo hidráulico nesse período prejudicaram os processos de remoção de poluentes do efluente.

A chuva provocou a diluição dos compostos provenientes da aquicultura, com exceção da matéria orgânica e sólidos em suspensão, em função da re-suspensão do sedimento. Os resultados do estudo mostraram que apesar do alto fluxo hidráulico, principalmente, para o período chuvoso, a água que escoar da aquicultura pode ser tratada por sistemas de “wetland” construído, embora o

sistema possa ser melhorado para aumentar as taxas de eficiência de remoção, através do aumento do tempo de residência.

Agradecimentos

As autoras agradecem a FAPESP, pelas bolsas concedidas a primeira autora (processos nº 2006/50315-4 e nº 2008/56621-5), aos colegas do Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton (UNESP – CAUNESP) pelo auxílio nas análises laboratoriais e coletas de campo, aos senhores Valdecir Fernandes de Lima e Mauro Marcelino que auxiliaram na montagem e manutenção do experimento.

Referências

- AKRATOS, C. S., PAPASPYROS, J. N. E. e TSIHRINTZIS, V. A. 2008. An artificial neural network model and design equations for BOD and COD removal prediction in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Chemical Engineering*, vol. 143, no. 1-3, p. 96-110.
- AMARAL, C. M. C. *et al.* 2004. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. *Ciência Rural*, vol. 34, no. 6, p. 1897-1902.
- AN, Y., *et al.* 2010. Post-treatment of upflow anaerobic sludge blanket effluent by combining the membrane filtration process: fouling control by intermittent permeation and air sparging. *Water and Environment Journal*, vol. 24, p. 32-38.

- BARROS, P., RUIZ, I. e SOTO, M. 2008. Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community. *Ecological Engineering*, vol. 33, p. 142-149.
- BOUTILIER, L., *et al.* 2009. Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands. *Water Research*, vol. 43, p. 4370–4380.
- BOYD, C. E. e TUCKER, C. S. 1992. *Water quality and pond soil analyses for aquaculture*. Alabama: Agricultural Experiment Station, 183p.
- BRIX, H., KOOTTATEP, T. e LAUGESSEN, C. H. 2007. Wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by constructed wetlands. *Water Science Technology*, vol. 56, no. 3, p. 69–74.
- CRAB, R., *et al.* 2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture*, vol. 270, no. 1-4, p. 1-14.
- DAHAB, M. F. e SURAMPALLI, R. Y. 2001. Subsurface-flow constructed wetlands treatment in the plains: five years of experience. *Water Scientific and Technology*, vol. 44, no. 11, p. 375–380.
- EL-KHATEEB, M. A., *et al.* 2009. Use of wetlands as post-treatment of anaerobically treated effluent. *Desalination*, vol. 245, p. 50-59.
- FAULWETTER, J. L., *et al.* 2009. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. *Ecological Engineering*, vol. 35, p. 987–1004.
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S. e OHNSTAD, M. A. M. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. London: Blackwell Sci. Publ. 213p.
- GREENBERG, A. E., CLESCERI, L. S. e EATON, A. D. 1992. *Standard methods for examination of water and wastewater*. Washington: American Public Health Association. 1100p.
- KAISER, H. F. 1958. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika*, vol. 23, p. 187-200.

- KASEVA, M. E. 2004. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater — a tropical case study. *Water Research*, vol. 38, p. 681–687.
- KATSENOVICH, Y. P., *et al.* 2009. Performance evaluation of constructed wetlands in a tropical region. *Ecological Engineering*, vol. 35, p. 1529-1537.
- KINDT, R. e COE, R. 2005. *Tree diversity analysis*. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF). 204p.
- KONNERUP, D., TRANG, N. T. D. e BRIX, H. 2011. Treatment of fishpond water by recirculating horizontal and vertical flow constructed wetlands in the tropics. *Aquaculture*, vol. 313, no. 1-4, p. 57-64.
- KOROLEFF, F. 1976. Determination of ammonia. In: GRASSHOFF, K. e ALMGREEN, T., ed. *Methods of seawater analysis*. German: Verlag Chemie Weinheim. p.126-133.
- KOUKI, S., *et al.* 2009. Performances of a constructed wetland treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle. *Desalination*, vol. 246, p. 452–467.
- KUSCHK, P., *et al.* 2003. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research*, vol. 37, p. 4236–4242.
- LAFARGA-DE LA CRUZ, F., *et al.* 2006. Nutrient uptake, chlorophyll-a and carbon fixation by *Rhodomonas* sp. (Cryptophyceae) cultured at different irradiance and nutrient concentrations. *Aquacultural Engineering*, vol. 35, p. 51–60.
- MACKERETH, F. J. H., HERON, J. e TALLING, F. J. 1978. *Water analyses: some revised methods for limnologists*. Cumbria: Freshwater Publication Association Scientific Publication. 120p.

- MAINE, M. A., *et al.* 2007. Removal efficiency of a constructed wetland for wastewater treatment according to vegetation dominance. *Chemosphere*, vol. 68, p. 1105–1113.
- MAYES, W. M., *et al.* 2009. Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Science of the total environment*, vol. 407, no. 3, p. 944 – 957.
- NUSCH, E. A. 1980. Comparison of different method for chlorophyll and pheopigments determination. *Archiv für Hydrobiologie*, vol. 14, p. 14-36.
- OLGUÍN, E. J. e SÁNCHEZ-GÁLVAN, G. 2010. Aquatic phytoremediation: Novel insights in tropical and subtropical regions. *Pure and Applied Chemistry*, vol. 82, no. 1, p. 27-38.
- OLIVEIRA, R. A. e SANTANA, A. M. 2011. Swine wastewater treatment in upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) in two-stages followed by sequencing batch reactor (SBR). *Engenharia Agrícola*, vol. 31, no. 1, p.178-192.
- SIEGEL, S. 1975. *Estatística Não-Paramétrica para as ciências do comportamento*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil. 350p.
- SINDILARIU, P. D., BRINKER, A. e REITER, R. 2009. Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecological Engineering*, vol. 35, p. 711-722.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H. e BRAGA, F. M. S. 2008. Constructed wetland in wastewater treatment. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, vol. 30, no. 3, p. 261-265.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H., GUARIGLIA, C. S. T. e BRAGA, F. M. 2007. Effects of rainfall on water quality in six sequential disposed fishpond with continuous water flow. *Revista Brasileira de Biologia*, vol. 67, p. 631-637.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H., LOURENÇO, E. M. e BRAGA, F. M. S. 2010. Water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. *Acta Scientiarum*, vol. 32, p. 9-15.

- SPIELES D. J. e MITSCH, W. J. 2000. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low and high nutrient riverine systems. *Ecological Engineering*, vol. 14, p. 77–91.
- STATSOFT, INC. STATISTICA. 2007(data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- STONE, K., *et al.* 2004. Marsh-pond-marsh constructed wetland design analysis for swine lagoon wastewater treatment. *Ecological Engineering*, vol. 23, no. 2, p. 127-133.
- TANNER, C. C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, vol. 7, p. 59-83.
- TAO, W. e WANG, J. 2009. Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetland treatment systems. *Ecological Engineering*, vol. 35, no. 5, p. 836–842.
- VON SPERLING, M. e OLIVEIRA, S. C. 2009. Comparative performance evaluation of full-scale anaerobic and aerobic wastewater treatment processes in Brazil. *Water Science & Technology*, vol. 59, no. 1, p. 15-22.
- VYMAZAL, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, vol. 380, no. 1-3, p. 48-65.
- WANG, G., ZHAO, T. e DOYLE, M. P. 1996. Fate of enterohemorrhagic *Escherichia coli* 0157:H7 in bovine feces. *Applied Environmental Microbiology*, vol. 62, no. 7, p. 2567-2570.
- ZURITA, F., De ANDA, J. e BELMONT, M. A. 2009. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, vol. 35, n. 5, p. 861–869.

CAPÍTULO II

Efeitos dos períodos climáticos sobre a eficiência de remoção em “wetlands” construídos para tratamento de águas residuais*

**Artigo a ser submetido à revista Water Research*



Efeitos dos períodos climáticos sobre a eficiência de remoção em “wetlands” construídos para tratamento de águas residuais

Seasonal effects on the removal efficiency in constructed wetlands for wastewater treatment

FERNANDA TRAVAINI-LIMA¹

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

*Autor para correspondência: nandatravaini@gmail.com

Resumo

“Wetlands” construídos são utilizados para tratar águas residuárias por meio de processos físicos, químicos e biológicos, podendo ter sua eficiência de operação afetada por fatores abióticos. Neste estudo foi avaliado o efeito dos períodos de seca e chuva sobre a eficiência de remoção de nutrientes e coliformes termotolerantes em um “wetland” construído com as espécies de macrófitas *Cyperus giganteus*, *Typha domingensis*, *Eichhornia crassipes* e *Pontederia cordata*. As melhores eficiências de remoção foram observadas na seca, com 78,9% para amônia, 76,7% para nitrato, 80,6% para ortofosfato, 84,7% para fósforo total, 84,2% para DBO₅. No período de chuva, o aumento da precipitação e consequentemente do fluxo hidráulico, combinado com o efeito de aumento da temperatura, interferiu nos processos de adsorção, absorção, sedimentação e nitrificação, provocando menores taxas de eficiência de redução nesse período.

Palavras-chave: “Wetland” construído, tratamento de efluentes, eficiência de remoção, variações sazonais.

Abstract

Constructed wetlands are employed for the treatment of wastewater by physical, chemical and biological processes. Their operation efficiency may be impaired by abiotic factors. The effects of the dry and wet periods on the efficiency of the removal of nutrients and faecal coliform bacteria were evaluated in a constructed wetland which contained the macrophytes *Cyperus giganteus*, *Typha domingensis*, *Eichhornia crassipes* and *Pontederia cordata*. Best removal occurred during the dry season, featuring 78.9% for ammonia, 76.7% for nitrate, 80.6% for orthophosphate, 84.7% for total phosphorus, 84.2% for DBO₅. Increase of precipitation and consequently of the hydraulic flow occurred during the wet period. The above, coupled with an increase in temperature, interfered in the processes of adsorption, absorption, sedimentation and nitrification and caused the lowest rates in the reduction efficiency during the period.

Keywords: Constructed wetlands, wastewater treatment, removal efficiency, seasonal variations.

1.Introdução

A aquicultura, empreendimento com meta de produzir organismos aquáticos em cativeiro, vem sofrendo grande desenvolvimento para atender

dois propósitos principais: oferecer alimento e geração de renda (LIN & YANG, 2003). Com o objetivo de aumentar a produção dos organismos em menor tempo e espaço, o cultivo sofre intensificação, quando a quantidade de ração adicionada ao sistema é maior, gerando aumento da concentração de resíduos. O aproveitamento da matéria e energia é pequeno em comparação à quantidade inicial oferecida, havendo perda de nutrientes e matéria orgânica para o efluente (PAPATRYPHON *et al.*, 2005).

O efluente gerado pela criação de organismos aquáticos, embora não apresente altas concentrações de poluentes, quando comparado aos efluentes industriais e municipais, é considerado como potencial poluidor de ambientes aquáticos, pois geralmente contém concentrações de nitrogênio e fósforo que promovem a eutrofização artificial do corpo d'água receptor, tornando-se uma fonte de poluição (BOYD & SCHIMITTOU, 1999; SIPAÚBA-TAVARES, 2000; SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002).

Uma solução para a melhoria da qualidade da água efluente de um sistema de aquicultura é o uso de tratamentos biológicos como os “wetlands” construídos. Estes são sistemas projetados com base nos “wetlands” naturais, que utilizam plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, que proporcionam o crescimento de populações variadas de microrganismos (KADLEC & WALLACE, 2009) e possuem a capacidade de tratar águas residuais por meio de processos biológicos, químicos e físicos (SOUSA *et al.*, 2003; ROUSSEAU *et al.*, 2008).

O tratamento de efluentes através de “wetlands” construídos é atribuído principalmente à presença de plantas, solo e microrganismos (NWUCHE &

UGOJI, 2010), sendo que a interação destes componentes pode reduzir as substâncias orgânicas e inorgânicas do ambiente e remover microrganismos que oferecem risco à saúde humana, como *Escherichia coli* e outras bactérias termotolerantes (ULRICH *et al.*, 2005). Devido ao baixo custo de operação e fácil utilização e manutenção, “wetlands” construídos podem ser a melhor alternativa para tratamento de efluentes em países em desenvolvimento, com sérios problemas de eutrofização da água (BAPTISTA *et al.*, 2008; LI *et al.*, 2008).

Estudos avaliando a eficiência de “wetlands” construídos com e sem plantas aquáticas verificaram que as plantas são essenciais no tratamento, pois são mais eficientes na remoção de nitrogênio, fósforo, DBO_5 , sólidos e coliformes termotolerantes, em comparação à sistemas construídos sem vegetação (KARATHANASIS *et al.*, 2003; KYAMBADDE *et al.*, 2004; CHUNG *et al.*, 2008; MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009). As plantas estimulam a remoção de nutrientes em “wetlands” e, apesar de pouco conhecido, o uso de diferentes espécies pode ser um fator positivo sobre o funcionamento desses sistemas, já que cada uma pode responder de forma diferente a mudanças sazonais, tornando o sistema mais efetivo durante todo o ano (MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009). Vários fatores abióticos como a disponibilidade de água (MANN & WETZEL, 2000), propriedades do sedimento (KIM *et al.*, 2001), temperatura, flutuações nos níveis e velocidade da água (ELLERY *et al.*, 2003) afetam a eficiência de operação dos “wetlands” construídos.

A presente pesquisa é parte de um estudo de longa duração sobre a dinâmica dos componentes bióticos e abióticos de “wetlands” construídos em

região de clima subtropical para tratamento de efluentes de aquicultura. Este estudo em particular pretendeu testar a hipótese de que a eficiência do “wetland” em remover nutrientes e coliformes termotolerantes é maior no período seco em comparação ao período de chuva.

2. Materiais e métodos

2.1. Local de estudo

O “wetland” estudado está localizado no efluente final do conjunto de viveiros do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP) da Universidade Estadual Paulista (UNESP) campus de Jaboticabal, SP, Brasil, à aproximadamente 21°15'S e 48°18'O, com altitude a 563 m. O clima da região, segundo classificação de Köpen é do tipo Cwa, subtropical, relativamente seco no inverno e com chuvas no verão, apresentando temperatura média anual de 22°C e, precipitação média anual de 1.552 mm (VOLPE, 1989).

O estudo foi conduzido em um canal com superfície total de 96,6 m², 71 m de comprimento, largura variando de 1 m a 2,8 m em alguns trechos e profundidade máxima de 1 m. Está localizado sobre latossolo vermelho-escuro eutrófico com textura muito argilosa, com água que escoia diretamente sobre o solo, coberto por cascalhos, proveniente de cinco viveiros com área variando entre 2.000 e 9.000 m². Estes viveiros maiores recebem água de nascente e de outros pequenos viveiros e tanques em sistema de fluxo contínuo, totalizando aproximadamente 230 viveiros e/ou tanques de pequeno porte (50 a 100 m²),

além da água proveniente do setor de ranicultura, carcinicultura, do laboratório de nutrição e de peixes ornamentais (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

O “wetland” recebe também elevado fluxo de água, principalmente, no período de chuva, proveniente da região mais elevada do campus e do setor de biodigestores tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket – Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo), proveniente do Departamento de Engenharia Rural, que possui grande quantidade de matéria orgânica advindos do processamento de fezes de bovinos, suínos e aves, sendo a única saída de água destes locais.

No sistema existiam duas barragens com grade e pedras para contenção das plantas flutuantes e duas barragens somente com pedras próximo ao final do efluente, com a finalidade de diminuir o fluxo hidráulico e servir como substrato para crescimento da comunidade perifítica. A espécie de macrófita aquática *Cyperus giganteus* estava plantada nos primeiros 14 metros de extensão; *Typha domingensis* ocupava 8 metros de extensão; *Eichhornia crassipes* estava contida entre as barragens, com 6 metros de extensão; e *Pontederia cordata*, em 3 metros de extensão do canal. As plantas estavam dispostas nessa ordem no “wetland” de acordo com a capacidade de suporte e resistência ao fluxo d’água, observado em estudos anteriores, totalizando 48% de área plantada (Fig. 1). O restante da área do “wetland” não foi plantado devido ao sombreamento por vegetação externa. A circulação de água permaneceu minimizada por dois meses, tempo necessário para a fixação das raízes no sedimento.

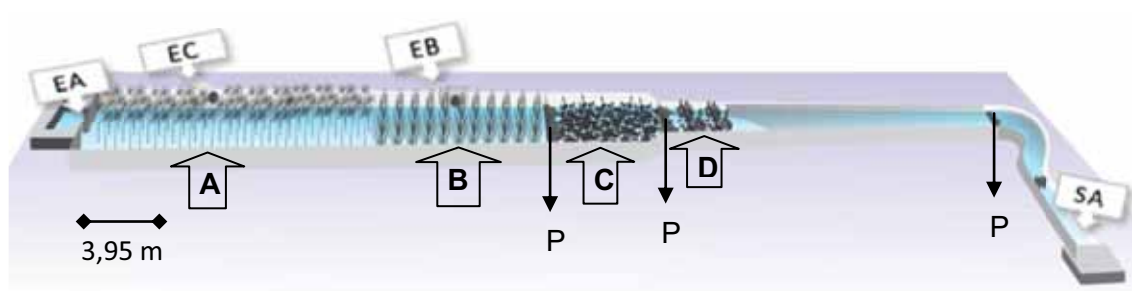


Fig. 1. Esquema do “wetland” construído em 2009 ao longo do canal, referente às três entradas da água: EA = entrada de água da aquicultura, EC = entrada de água da chuva, EB = entrada de resíduos dos biodigestores e ao ponto SA, localizado no final do canal do “wetland”, onde: A = *Cyperus giganteus*; B = *Typha domingensis*; C = *Eichhornia crassipes*; D = *Pontederia cordata*; P = Barragens.

2.2. Hidráulica do “wetland” construído

Os dados de vazão da água das entradas e saída no “wetland” construído foram obtidos calculando-se a razão entre o volume de água coletado em balde graduado de 20 litros e o tempo necessário para seu preenchimento. Este procedimento foi realizado em triplicata em todas as amostragens, sendo o valor médio expresso em $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

O fluxo hidráulico do “wetland” construído foi estimado para os períodos de seca e chuva, através da seguinte equação (1)

$$V_f = Q/A \quad (1)$$

onde, V_f é o fluxo hidráulico no canal em $m.h^{-1}$, Q é a vazão de entrada em $m^3.h^{-1}$ e A é a área do canal em m^2 . Para os dois períodos também foram mensurados o tempo de residência da água, definido pela equação (2)

$$T_r = V/Q \quad (2)$$

onde, T_r é o tempo de residência em horas, V é o volume máximo suportado pelo canal em m^3 e Q é a vazão de entrada em $m^3.h^{-1}$. A vazão utilizada para os cálculos foi a vazão média do efluente de aquicultura para cada período.

2.3. Amostragem e variáveis ambientais

As coletas de amostras de água e sedimento no “wetland” foram realizadas pela manhã, abrangendo dois períodos distintos, seca, nos dias 3, 12, 23 e 29 de Junho, 6, 14, 20 e 27 de Julho e 3, 11 e 17 de Agosto de 2009 ($n = 11$), e chuva, nos dias 21 de Dezembro de 2009, 7 e 15 de Janeiro, 4 e 24 de Fevereiro e 3 de Março de 2010 ($n = 6$), em dias com precipitação suficiente para coleta na entrada de água de chuva. As amostragens foram feitas em quatro pontos: água proveniente da aquicultura (EA); água de chuva proveniente da região mais elevada do campus (somente no período de chuva) (EC); água proveniente do setor de biodigestores (EB) e saída do “wetland” (SA) (Fig. 1).

As seguintes variáveis limnológicas foram determinadas: condutividade (Cond), pH e temperatura da água ($^{\circ}C$) foram medidas *in situ* com sonda

potenciométrica Horiba U-10, assim como oxigênio dissolvido (OD) com oxímetro YSI-55. Sólidos totais solúveis (STS), sólidos totais dissolvidos (STD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) foram determinados segundo Boyd & Tucker (1992). Alcalinidade (Alc) foi determinada de acordo com Mackereth *et al.* (1978). Nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), fósforo total (PT) e ortofosfato (Orto-P) segundo Golterman *et al.* (1978) e amônia (NH₄) segundo Koroleff (1976). A clorofila-*a* (Cloro-*a*) e os coliformes termotolerantes (CF) seguiram metodologia de Nusch (1980) e Greenberg *et al.* (1992), respectivamente. Para as amostras de sedimento, as análises de fósforo e nitrogênio total seguiram as metodologias de Andersen (1976) e Raij *et al.* (2001), respectivamente. As análises foram realizadas imediatamente após as amostragens ou então devidamente armazenadas sob refrigeração.

O volume de água e as concentrações de cada nutriente foram utilizados para determinar as cargas de cada entrada e da saída do “wetland” construído, por meio da equação (3)

$$F = C \times Q \quad (3)$$

onde, F é a carga do nutriente em mg.min⁻¹, C é a concentração do nutriente em mg.m⁻³ e Q é a vazão da entrada ou saída, em m³.min⁻¹.

A eficiência de remoção de compostos pelo “wetland” construído foi calculada com os dados de cargas de nutrientes, através da somatória das entradas do sistema em comparação com a saída, através da equação (4)

$$E_r = [(F_e - F_s) / F_e] \times 100 \quad (4)$$

onde, E_r é a eficiência de remoção em %, F_e é a carga de entrada do nutriente em $\text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$ e F_s é a carga de saída do nutriente em $\text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$.

A biomassa das macrófitas aquáticas ($\text{gMS} \cdot \text{m}^{-2}$) foi obtida através do peso seco das plantas coletadas por meio de quadrados com área conhecida ao final de cada período de amostragem. O material retirado do ambiente foi colocado em estufa até obter peso seco constante. As análises de fósforo e nitrogênio nas macrófitas aquáticas seguiram as metodologias de Esteves (1980) e Camargo *et al.* (2009), respectivamente.

Os dados de temperatura do ar, precipitação e radiação solar dos meses de amostragem foram obtidos pela Estação Agroclimatológica da UNESP de Jaboticabal, localizada à aproximadamente 415 m do local do experimento.

2.4. Análises estatísticas

Foram utilizados os testes de Lilliefors e Bartlett e análise de resíduos para verificação da normalidade e homogeneidade das variâncias, ao nível de significância $\alpha = 0,05$. Foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para comparação entre pontos de coletas e Mann-Whitney para comparação entre períodos (SIEGEL, 1975). As relações entre as eficiências de remoção de carga das variáveis e os dados abióticos (tempo de residência, fluxo hidráulico, temperatura da água e oxigênio dissolvido) foram obtidas através da correlação de Spearman ($p < 0,05$).

Com o intuito de analisar a influência sazonal das variáveis climatológicas e ordenar os pontos de amostragem em função das variáveis limnológicas e biológicas, procederam-se as análises multivariadas de Agrupamento (*Cluster*), pelo método Ward, baseado na distância euclidiana, e Componentes Principais (ACP). Todas as análises estatísticas foram efetuadas utilizando-se o programa STATISTICA versão 8.0 (STATSOFT, 2007).

3. Resultados

3.1. Caracterizações dos períodos climáticos

Devido às condições climáticas da região onde este estudo foi realizado, a temperatura do ar, temperatura da água e precipitação foram mais elevadas durante o período chuvoso, que corresponde ao verão, evidenciando diferença significativa ($p < 0,05$), com médias diárias durante chuva e seca, respectivamente, de 24,2°C e 20,3°C para temperatura do ar, 26,9°C e 21°C para temperatura da água e 16,35 mm e 0,06 mm para precipitação. Somente a radiação solar não apresentou diferenças significativas entre períodos. As características hidráulicas do “wetland” construído apresentaram o mesmo comportamento, com médias na chuva e seca de 39,8 m³.h⁻¹ e 30,9 m³.h⁻¹ de vazão e 0,41 m.h⁻¹ e 0,32 m.h⁻¹ de fluxo hidráulico, enquanto tempo de residência foi maior na seca com 3h13min e na chuva com 2h43min, todos com diferenças significativas ($p < 0,05$).

A análise de componentes principais (ACP) foi realizada a fim de sintetizar os padrões de variação das variáveis limnológicas de acordo com cada entrada e a saída do sistema para os períodos climáticos. Na ACP foram considerados apenas os dois primeiros por terem retido 92,2% da variância total dos dados (Fig 2). O componente principal I resumiu 60,6% da variância, com a maior parte das variáveis correlacionadas negativamente, assim como os pontos EA C (entrada aquicultura na chuva) e SA C (saída na chuva). De forma positiva estiveram ligados a este eixo o pH e os pontos EB S (entrada de resíduos de biodigestores na seca) e SA S (saída na seca). O segundo componente representou 31,6% da variância, correlacionado positivamente com as variáveis condutividade, alcalinidade, oxigênio dissolvido e nitrato, assim como, o ponto EA S (entrada aquicultura na seca). Somente os pontos EC C (entrada de chuva na chuva) e EB C (entrada de resíduos de biodigestores na chuva) estiveram negativamente correlacionados a este eixo. Assim, o eixo 1 pode ser caracterizado como um gradiente de qualidade da água.

A análise de agrupamento dos pontos de amostragem de cada período climático evidenciou a formação de três grupos distintos dispostos de acordo com a qualidade da água de cada ponto. A entrada EA C ficou isolada, devido ao seu maior potencial de eutrofização. Os pontos EB, EC e SA amostrados na chuva apresentaram melhor qualidade de água do que a EA nesse período. Os pontos de amostragem na seca formaram o terceiro grupo, influenciados pelas variáveis NO_3 , OD, alcalinidade, condutividade e pH, apresentando melhor qualidade que todos os pontos amostrados no período chuvoso.

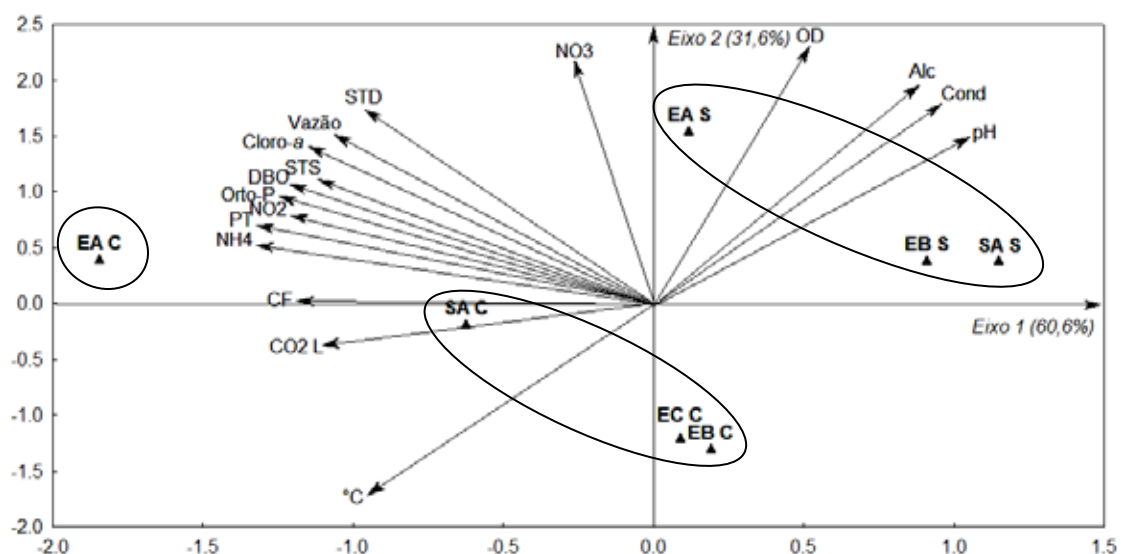


Fig. 2. Biplot da Análise de Componentes Principais (ACP), complementado pela análise de agrupamento dos pontos de coleta divididos em seca e chuva e os vetores das variáveis limnológicas. Água proveniente da aquicultura = EA C (chuva) e EA S (seca); água de chuva proveniente da região mais elevada do campus = EC C; água proveniente do setor de biodigestores = EB C (chuva) e EB S (seca); saída do “wetland” = SA C (chuva) SA S (seca).

3.2. Adaptação e desenvolvimento das macrófitas aquáticas no “wetland” construído

A adaptação, desenvolvimento e manutenção das macrófitas aquáticas foram monitorados durante a operação do “wetland” construído. Em termos de biomassa, todas as espécies apresentaram maior peso seco no período seco, quando *Typha domingensis* apresentou maior biomassa de 2226,5 gMS.m⁻² contra 1372,5 gMS.m⁻² no período de chuva. *Eichhornia crassipes* chegou a

743,4 gMS.m⁻² e 352,1 gMS.m⁻² para os períodos de seca e chuva, respectivamente, enquanto *Cyperus giganteus* apresentou 2244,9 gMS.m⁻² e 2029,7 gMS.m⁻² (Tabela 1). Poucos indivíduos da espécie *Pontederia cordata* sobreviveram ao tratamento, sendo que durante o período chuvoso desapareceu totalmente.

Tabela 1. Valores médios da biomassa, nitrogênio e fósforo no tecido vegetal das macrófitas aquáticas estudadas nos períodos de seca e chuva.

	<i>T. domingensis</i>	<i>C. giganteus</i>	<i>E. crassipes</i>
Seca			
Biomassa (gMS.m ⁻²)	2226,5	2244,9	743,4
Nitrogênio			
mg N.gMS ⁻¹	1,13	1,29	2,15
mg N.m ⁻²	2515,9	2895,9	1598,3
Fósforo			
mg P.gMS ⁻¹	0,92	0,82	0,96
mg P.m ⁻²	2044,8	1848,2	716,4
Chuva			
Biomassa (gMS.m ⁻²)	1372,5	2029,7	352,1
Nitrogênio			
mg N.gMS ⁻¹	1,25	1,19	2,76
mg N.m ⁻²	1715,6	2415,3	971,8
Fósforo			
mg P.gMS ⁻¹	0,97	0,81	0,95
mg P.m ⁻²	1326,4	1644,5	335,4

Entre as espécies utilizadas neste estudo, *E. crassipes* foi a que apresentou maior teor de nitrogênio, tanto para o período de seca (2,15 mg N.gMS⁻¹) quanto para o de chuva (2,76 mg N.gMS⁻¹). *T. domingensis* reteve maior teor de nitrogênio (1,25 mg N.gMS⁻¹) e fósforo (0,97 mg P.gMS⁻¹) durante o período chuvoso, enquanto *C. giganteus* apresentou mais nitrogênio (1,29 mg N.gMS⁻¹) e fósforo (0,82 mg P.gMS⁻¹) na seca. Devido à ocorrência de maior

biomassa, as maiores concentrações de nitrogênio e fósforo por área plantada foram observadas no período de seca, quando *C. giganteus* reteve 2895,9 mg N.m⁻² e *T. domingensis* reteve 2044,8 mg N.m⁻² (Tabela 1).

3.3. Eficiência de remoção

A eficiência de remoção dos compostos orgânicos e inorgânicos do “wetland” construído foi avaliada para os períodos de seca e chuva, através das características dos pontos de entrada e saída do sistema, como apresentado nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 2. Resultados da aplicação do teste não-paramétrico Kruskal-Wallis para as variáveis limnológicas entre os pontos de coleta de cada período e resultados do teste de Mann-Whitney (U) entre os períodos de seca e chuva.

Variáveis	Seca			Chuva				U
	EA	EB	SA	EA	EC	EB	SA	
pH	6,67 ^{ns}	6,86 ^{ns}	6,88 ^{ns}	5,77 ^{ns}	5,97 ^{ns}	5,97 ^{ns}	6,22 ^{ns}	**
Cond (µS.cm ⁻¹)	113,6 ^{ns}	114,5 ^{ns}	113,7 ^{ns}	77,8 ^{ns}	76,5 ^{ns}	79,6 ^{ns}	77,2 ^{ns}	**
OD (mg.L ⁻¹)	7,2 ^{ns}	6,1 ^{ns}	6,8 ^{ns}	4,8 ^{ns}	4,1 ^{ns}	3,8 ^{ns}	5,6 ^{ns}	**
Alc (mg.L ⁻¹)	83,7 ^{ns}	81,5 ^{ns}	82,2 ^{ns}	41,5 ^{ns}	40,8 ^{ns}	41,3 ^{ns}	40,5 ^{ns}	ns
Vazão (m ³ .h ⁻¹)	30,9 ^A	7,1 ^B	8,2 ^B	39,8 ^A	8,3 ^{BC}	7,0 ^C	23,7 ^{AB}	ns
Sedimento								
N (mg N.g ⁻¹)	0,37 ^B	0,65 ^A	0,39 ^B	0,39 ^{ns}	0,44 ^{ns}	0,35 ^{ns}	0,32 ^{ns}	ns
P (mg P.g ⁻¹)	0,46 ^B	0,59 ^A	0,53 ^{AB}	0,43 ^B	0,44 ^B	0,50 ^{AB}	0,55 ^A	ns

Em cada linha, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (p<0,05); * = diferença significativa (p<0,05), ** = diferença significativa (p<0,01), ns = não significativo. Água proveniente da aquicultura = EA; água de chuva proveniente da região mais elevada do campus = EC; água proveniente do setor de biodigestores = EB; saída do “wetland” = SA.

As variáveis pH, condutividade, oxigênio dissolvido e alcalinidade foram maiores em todos os pontos de amostragem no período de seca, todas com diferença significativa ($p < 0,05$), com exceção da alcalinidade. No entanto, essas variáveis não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os pontos de amostragem nos dois períodos (Tabela 2).

As maiores concentrações de DBO_5 , nitrito, amônia, ortofosfato e fósforo total ($p < 0,05$) foram observadas no período de chuva. Neste período não foram observadas diferenças significativas entre os pontos para nenhuma das variáveis analisadas. Nitrato foi significativamente maior ($p < 0,05$) durante o período seco e, assim como STD, não apresentou diferenças entre os pontos amostrados nesse período. Para as outras variáveis, as maiores concentrações na seca foram decorrentes da entrada de biodigestores (EB) (Tabela 3).

A carga de nitrato foi mais elevada no período de seca, com diferença significativa ($p < 0,05$), enquanto as cargas de nitrito, amônia, ortofosfato, PT, STS, STD, DBO_5 e clorofila-*a* foram maiores no período chuvoso. Apenas as cargas de STS, STD e clorofila-*a* não apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os períodos. Com exceção do nitrato na chuva, que não apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) entre os pontos, as cargas de nitrogênio, ortofosfato, DBO_5 , STD e clorofila-*a*, para ambos os períodos a entrada de aquicultura (EA) foi significativamente maior ($p < 0,05$) que as entradas de água de chuva (EC) e resíduos de biodigestores (EB). PT e STS foram significativamente maiores ($p < 0,05$) nas entradas EA e EB do que na saída na seca, e somente para este período a EA também foi maior ($p < 0,05$) que a saída de água do “wetland” construído (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados da aplicação do teste não-paramétrico Kruskal-Wallis para as variáveis limnológicas, em concentração e carga, entre os pontos de coleta de cada período e resultados do teste de Mann-Whitney (U) entre os períodos climáticos.

	Seca			Chuva			U
	EA	EB	SA	EA	EC	EB	SA
Variáveis (mg.L⁻¹)							
DBO ₅	5,0 ^{AB}	6,6 ^A	3,9 ^B	7,8 ^{ns}	7,0 ^{ns}	6,8 ^{ns}	7,2 ^{ns}
NO ₃	1,72 ^{ns}	1,60 ^{ns}	1,85 ^{ns}	0,59 ^{ns}	1,11 ^{ns}	0,69 ^{ns}	0,68 ^{ns}
NO ₂	0,21 ^B	0,25 ^A	0,20 ^B	0,32 ^{ns}	0,33 ^{ns}	0,37 ^{ns}	0,40 ^{ns}
NH ₄	0,15 ^B	0,29 ^A	0,17 ^B	0,30 ^{ns}	0,32 ^{ns}	0,37 ^{ns}	0,35 ^{ns}
Orto-P	0,05 ^B	0,11 ^A	0,06 ^B	0,08 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,09 ^{ns}
PT	0,07 ^B	0,18 ^A	0,07 ^B	0,14 ^{ns}	0,14 ^{ns}	0,13 ^{ns}	0,14 ^{ns}
STS	10,9 ^B	45,3 ^A	9,3 ^B	19,2 ^{ns}	16,7 ^{ns}	17,3 ^{ns}	17,1 ^{ns}
STD	132,8 ^{ns}	141,7 ^{ns}	122,1 ^{ns}	100,2 ^{ns}	130,2 ^{ns}	130,3 ^{ns}	109,7 ^{ns}
Cloro-a	0,02 ^{AB}	0,03 ^A	0,01 ^B	0,03 ^{ns}	0,02 ^{ns}	0,02 ^{ns}	0,02 ^{ns}
Variáveis (mg.min⁻¹)							
DBO ₅	2702,3 ^A	763,1 ^B	548,6 ^B	5140,2 ^A	958,7 ^{BC}	786,7 ^C	2863,6 ^{AB}
NO ₃	886,6 ^A	186,4 ^B	250,5 ^B	401,8 ^{ns}	152,4 ^{ns}	79,9 ^{ns}	251,9 ^{ns}
NO ₂	107,1 ^A	29,0 ^B	27,5 ^B	213,5 ^A	45,6 ^{BC}	42,7 ^C	159,5 ^{AB}
NH ₄	76,6 ^A	33,2 ^B	23,2 ^B	196,4 ^A	43,6 ^{BC}	42,8 ^C	137,2 ^{AB}
Orto-P	27,7 ^A	12,7 ^B	7,8 ^B	51,2 ^A	12,3 ^{BC}	10,0 ^C	35,1 ^{AB}
PT	37,7 ^A	21,0 ^A	9,0 ^B	89,7 ^A	19,7 ^{BC}	15,6 ^C	56,2 ^{AB}
STS	5682,6 ^A	5272,0 ^A	1354,9 ^B	12647,6 ^A	2297,2 ^B	2006,8 ^B	7107,9 ^{AB}
STD	71310,5 ^A	16482,3 ^B	16304,5 ^B	67809,0 ^A	17941,3 ^B	15162,1 ^B	43005,9 ^{AB}
Cloro-a	11,9 ^A	3,4 ^B	2,0 ^B	17,2 ^A	3,0 ^B	2,2 ^B	7,2 ^{AB}
Coliformes termotolerantes (NMP.100 ml⁻¹)							
CF	14,0 ^B	22203,4 ^A	51,1 ^B	18305 ^{ns}	18435 ^{ns}	16063 ^{ns}	9360,0 ^{ns}

Em cada linha, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si (p<0,05); * = diferença significativa (p<0,05), ** = diferença significativa (p<0,01), ns = não significativo. Água proveniente da aquicultura = EA; água de chuva proveniente da região mais elevada do campus = EC; água proveniente do setor de biodigestores = EB; saída do “wetland” = SA.

As concentrações dos compostos de nitrogênio e fósforo foram maiores nas entradas EC e principalmente EB. Porém, devido à elevada vazão ($p < 0,05$) as cargas da entrada EA foram maiores, tornando-se a principal contribuinte para a eutrofização do sistema.

As eficiências de remoção em cada dia de amostragem das cargas de nitrato, nitrito, amônia, ortofosfato, fósforo total e DBO_5 são apresentadas nas figuras 3 e 4. No período de seca a remoção destas cargas foi sempre mais eficiente do que na chuva. Para a seca e chuva a carga média de entrada de nitrato foi $886,6 \text{ mg.min}^{-1}$ e $401,8 \text{ mg.min}^{-1}$, com remoção média de 76,7% e 60,3%, respectivamente. A carga média de entrada de amônia e nitrito para seca foi de $76,6 \text{ mg.min}^{-1}$ e $107,1 \text{ mg.min}^{-1}$, e na chuva $196,4 \text{ mg.min}^{-1}$ e $213,5 \text{ mg.min}^{-1}$, respectivamente. A eficiência de remoção na seca foi de 78,9% para amônia e 79,8% para nitrito, enquanto na chuva foi 51,5% para amônia e 47,2% para nitrito. A carga média de ortofosfato na entrada do “wetland” foi de $27,7 \text{ mg.min}^{-1}$ na seca e $51,2 \text{ mg.min}^{-1}$ na chuva, com remoção média de 80,6% e 52,2%. Já para o fósforo total, $37,7 \text{ mg.min}^{-1}$ e $89,7 \text{ mg.min}^{-1}$ e 84,7% e 55,0% foram as médias de carga de entrada e média de eficiência de remoção na seca e chuva, respectivamente.

Em termos de remoção de matéria orgânica (DBO_5) a média para o período de seca foi uma das mais elevadas, com 84,2% contra 58,4% na chuva, sendo as entradas de carga de $2702,3 \text{ mg.min}^{-1}$ e $5140,2 \text{ mg.min}^{-1}$. A carga média de entrada de STS e STD para seca foi de $5682,6 \text{ mg.min}^{-1}$ e $71310,5 \text{ mg.min}^{-1}$, e na chuva $12647,6 \text{ mg.min}^{-1}$ e $67809,0 \text{ mg.min}^{-1}$, respectivamente. A eficiência de remoção na seca foi de 87,6% para STS e

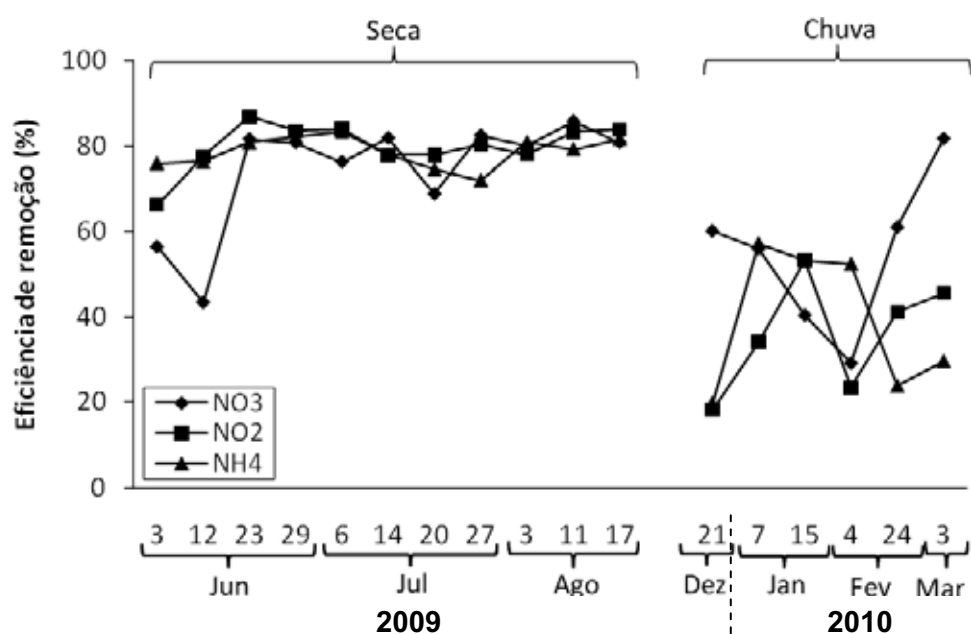


Fig. 3. Eficiência de remoção ao longo do tempo de amostragem para as cargas de nitrato (NO_3), nitrito (NO_2) e amônia (NH_4).

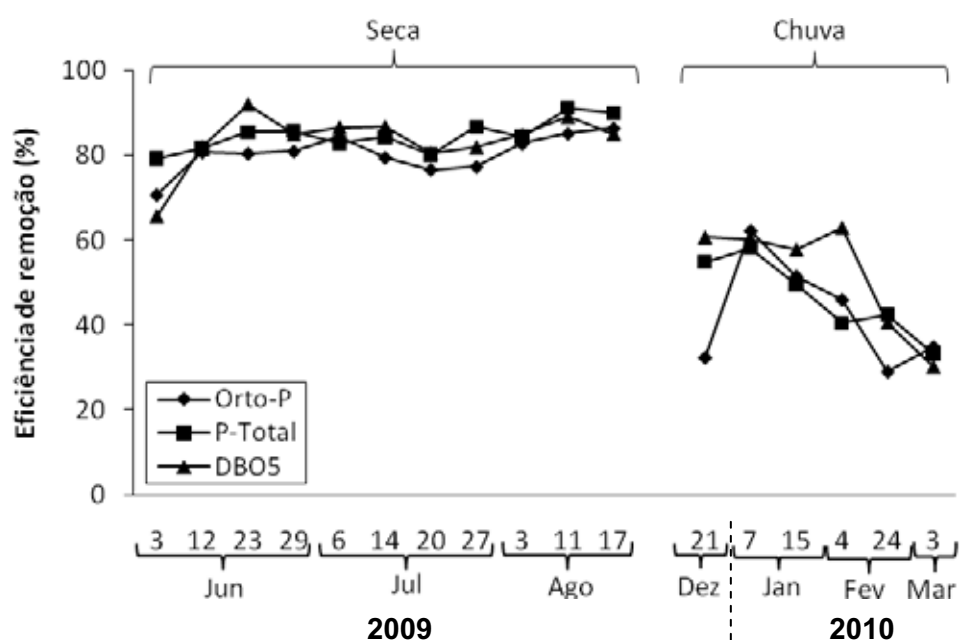


Fig. 4. Eficiência de remoção ao longo do tempo de amostragem para as cargas de ortofosfato (Orto-P), fósforo total (P-Total) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5).

81,4% para STD, enquanto na chuva foi 58,1% para STS e 57,4% para STD. Para clorofila-*a*, a carga de entrada média foi maior na chuva, com 17,2 mg.min⁻¹, enquanto na seca foi 11,9 mg.min⁻¹, sendo as eficiências de remoção em média de 67,9% na chuva e 86,8% na seca.

A variação da eficiência de remoção entre as amostragens foi menor no período seco em comparação ao período de chuva. Com a aplicação da correlação de Pearson entre as eficiências de remoção e os fatores abióticos (tabela 4) pode-se observar a correlação negativa entre fluxo hidráulico com nitrato, nitrito, fósforo total e clorofila-*a* indicando que, quanto maior o fluxo hidráulico como no período de chuva, menor é a eficiência de remoção desses compostos.

Tabela 4. Correlação de Spearman entre as eficiências de remoção de carga e características hidráulicas, temperatura e oxigênio dissolvido da água. As correlações destacadas em negrito possuem diferença significativa ($p < 0,05$).

	Tempo de residência	Fluxo hidráulico	°C água	OD
NO ₃	0,54	-0,59	-0,34	0,40
NO ₂	0,48	-0,52	-0,82	0,86
NH ₄	0,32	-0,32	-0,85	0,78
P-Orto	0,42	-0,44	-0,83	0,78
PT	0,51	-0,54	-0,78	0,76
DBO ₅	0,34	-0,34	-0,74	0,65
STS	0,42	-0,44	-0,49	0,43
STD	0,32	-0,39	-0,70	0,63
Cloro- <i>a</i>	0,47	-0,59	-0,57	0,59
°C água	-0,36	0,37	1,00	-0,90

O fator que mais influenciou na remoção durante o período chuvoso foi a temperatura da água, já que esta apresentou correlação negativa com todas as

taxas de cargas, com exceção apenas para nitrato, e menores concentrações de oxigênio dissolvido, pois, com exceção do nitrato e STS, a correlação entre eficiência de remoção e o gás foi positiva.

3.4. Sedimento

Os teores de nitrogênio e fósforo no sedimento do “wetland” construído não diferiram ($p>0,05$) entre os períodos. O acúmulo de nitrogênio foi maior ($p<0,05$) próximo ao ponto de entrada de biodigestores (EB) durante a seca, enquanto que no período chuvoso não houve diferenças entre os locais amostrados. O teor de fósforo no sedimento durante estação de seca foi mais elevado ($p<0,05$) no ponto EB do que na entrada de aquicultura. Já no período de chuva, o ponto amostrado próximo a saída de água foi o que apresentou maior teor de fósforo no sedimento (Tabela 2).

3.5. Coliformes termotolerantes

O número de coliformes termotolerantes encontrados nas entradas e saída do “wetland” construído foi significativamente maior ($p<0,05$) durante o período de chuva, com 15.540,8 NMP.100 ml⁻¹, enquanto no período de seca ocorreram 7.422,9 NMP.100 ml⁻¹. A entrada que mais contribuiu com coliformes termotolerantes ao sistema foram os resíduos de biodigestores na seca (Tabela 2) devido ao processamento de alta carga de material fecal nos reatores, com diferença significativa ($p<0,05$) dos outros pontos nesse período. As três

entradas do sistema, EA, EC e EB, contribuíram com 18305,0 NMP.100 ml⁻¹, 18435,0 NMP.100 ml⁻¹ e 16063,3 NMP.100 ml⁻¹ de coliformes, respectivamente, durante o período chuvoso, sem apresentar diferenças significativas ($p>0,05$) com a saída do “wetland” construído. A maior eficiência de remoção foi obtida no período de seca, com 99,8%, enquanto no período de chuva a remoção média foi de 82,3% dos coliformes termotolerantes.

4. Discussão

Neste estudo a espécie *Cyperus giganteus* foi a que apresentou maior biomassa para os dois períodos climáticos. Espécies com morfologia semelhante a *Typha*, que também podem alcançar grande biomassa, possuem vantagens de desempenho quando comparados a outras espécies menores (HADAD *et al.*, 2006), tendo se desenvolvido muito bem durante a seca (2226,5 gMS.m⁻²) mas pode ter sido prejudicada pelo maior fluxo hidráulico decorrente da precipitação no período chuvoso e a menor disponibilidade de nutrientes (1372,5 gMS.m⁻²). Entre as espécies de macrófitas flutuantes mais utilizadas em “wetlands” construídos, *Eichhornia crassipes* é a espécie que apresenta maior potencial de produção de biomassa, devido a capacidade de crescimento vertical, principalmente em altas densidades (HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006; HENRY-SILVA *et al.*, 2008). Essa espécie apresentou diferenças de desenvolvimento entre períodos semelhante a *T. domingensis*, enquanto a espécie *Pontederia cordata* não foi adequada para o tratamento de efluentes com alto fluxo hidráulico, pois não foi capaz de sobreviver ao período de

chuvas. Maine *et al.* (2006) também observaram que esta espécie não foi capaz de sobreviver em sistema de tratamento com “wetland” construído.

Fatores como clima, carga de nutrientes e o tipo ecológico de planta podem desempenhar importante papel na acumulação de nutrientes no tecido vegetal de macrófitas utilizada em “wetlands” construídos (TANNER, 2001). As eficiências de remoção podem ser afetadas por vários parâmetros relacionados a ciclo anuais, como temperatura da água, temperatura do ar, radiação solar, umidade, precipitação, concentração dos nutrientes e a vegetação presente. Esses parâmetros causam alterações na absorção de nutrientes, na liberação de substâncias químicas e nas atividades biológicas de microrganismos e plantas (KADLEC, 1999; KIM *et al.*, 2011).

As maiores taxas de eficiência de remoção ocorreram no período de seca, quando as temperaturas da água e do ar, precipitação, vazão e fluxo hidráulico foram menores e o tempo de residência da água e a biomassa da vegetação foram maiores. Um dos fatores que provavelmente proporcionou maior remoção de nitrogênio e fósforo nesse período foi a elevada biomassa vegetal, que reteve maior quantidade de nitrogênio e fósforo por área plantada. Além disso, a maior biomassa de plantas e maior tempo de residência facilitaram a retenção física das partículas de nitrogênio e fósforo em suspensão, as quais tenderam a se acumular no sedimento, já que no período seco os teores de nitrogênio e fósforo no sedimento foram maiores do que no período chuvoso, principalmente para o ponto EB, com 0,65 mg N.g⁻¹ e 0,59 mg P.g⁻¹ (Tabela 2), local onde havia maior biomassa de *T. domingensis*, com 2.226,5 gMS.m⁻² (Tabela 1).

Por outro lado, a principal fonte de oxigênio em “wetlands” construídos é o oxigênio liberado pela rizosfera das macrófitas (LIN *et al.*, 2002; WIEBNER *et al.*, 2002), principalmente as partes em crescimento, como ápices e laterais do sistema radicular (ARMSTRONG & ARMSTRONG, 1990). Esse aumento da disponibilidade de oxigênio dissolvido provavelmente estimulou o processo de nitrificação (MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009), transformando a amônia em nitrito e nitrato (LIN *et al.*, 2002). Já estas formas nitrogenadas podem ter sido removidas devido a imobilização através da absorção das plantas e fitoplâncton, adsorção e sedimentação (KUSCHK *et al.*, 2003). Por esse fato, as cinco primeiras amostragens do período de seca apresentaram eficiências de remoção de compostos de nitrogênio e fósforo ligeiramente maiores que o restante das amostragens.

A volatilização da amônia não poderia ter ocorrido, pois o pH nunca aumentou acima de 9 (KYAMBADDE *et al.*, 2004). A temperatura é outro fator muito importante em “wetlands” construídos, pois torna-os mais eficientes em temperaturas entre 20 e 25°C, semelhantes as encontradas para o período seco, por influenciar as taxas de atividade microbiana e estas na remoção biológica de nitrogênio (SPIELES & MITSCH, 2000). De acordo com a análise de correlação a maior remoção da amônia foi influenciada pelas menores temperaturas da água (-0,85) e maiores concentrações de oxigênio dissolvido (0,78); para o nitrito a correlação ocorreu com a temperatura (-0,82), oxigênio dissolvido (0,86) e fluxo hidráulico (-0,52); já o nitrato houve correlação apenas com fluxo hidráulico (-0,59) e tempo de residência (0,54).

“Wetlands” construídos com diferentes espécies de plantas, além de possuírem melhor qualidade estética, permitem maior diversidade de populações microbianas a proliferar sobre o substrato, proporcionando maior capacidade de mineralização da matéria orgânica (COLEMAN *et al.*, 2001). A remoção de STS, por ocorrer principalmente por meio físico, como filtração e sedimentação (KARATHANASIS *et al.*, 2003), foi menor durante o período de chuvas, com apenas 58,1%, contra 87,6% na seca. DBO₅ foi removida em 58,4% na chuva e 84,2% na seca, indicando grande decomposição e metabolismo da matéria orgânica que entra no sistema. O pH da água foi ligeiramente ácido (6,0 e 6,8 para chuva e seca, respectivamente), provavelmente, devido aos produtos de decomposição das entradas do sistema, já que também apresentaram altas concentrações de DBO₅, STS e STD, principalmente, para o período de chuvas, quando maior quantidade de material alóctone pode ser carregado para o sistema, provocando aumento das concentrações de CO₂ na água nesse período. A retenção de sólidos por sedimentação e a degradação de compostos orgânicos pela comunidade microbiana presente no “wetland”, permitiram o aumento do pH na saída de água. A clorofila-*a* esteve relacionada, principalmente, à entrada de água da aquicultura, devido a alta carga de nutrientes presentes neste sistema, maior durante as chuvas por coincidir com o período de engorda dos peixes, quando o cultivo é intensificado.

A remoção do fósforo em sistemas aquáticos ocorre por processos bióticos, como absorção por bactérias, fitoplâncton e plantas, e por processos abióticos como oxidação, sedimentação, adsorção e precipitação por íons

como Ca^{+2} , Fe^{+2} , Mg^{+2} e Al^{+3} , além de trocas entre a interface sedimento-água (KYAMBADDE *et al.*, 2004; KADLEC & WALLACE, 2009). As maiores concentrações de alcalinidade e condutividade na seca podem ser um indicativo de maior presença desses íons no ambiente, coincidindo com a maior taxa de remoção do fósforo, indício de que pode ter ocorrido coprecipitação do fósforo com CaCO_3 , pois o teor de fósforo no sedimento tendeu a aumentar ao longo do canal. A correlação positiva entre fósforo total e tempo de residência (0,51) indica a maior capacidade de precipitação desses conjugados quando a água é retida por mais tempo no sistema, tornando-os disponíveis para a absorção pelas plantas através das raízes.

A eficiência de remoção de coliformes termotolerantes em “wetlands” construídos é geralmente alta, com taxas acima de 95%, mas é dependente de fatores como tempo de residência da água, design do “wetland”, fluxo hidráulico, carga de entrada, substrato e temperatura (KARATHANASIS *et al.*, 2003), pois está relacionada, principalmente, a efeitos como sedimentação, radiação solar e inativação pela vegetação (BOUTILIER *et al.*, 2009). Neste estudo, a maior eficiência de redução ocorreu para o período seco (99,8%), enquanto na chuva foi de 82,3% com a densidade de coliformes na saída ainda muito elevada (9360 NMP.100 ml^{-1}). A redução substancial na biomassa das plantas, em específico as partes subaquáticas, durante o período de chuvas pode ter limitado a área de superfície para desenvolvimento da comunidade microbiana e a capacidade de filtragem do substrato, pois com a redução do tempo de residência a água fluía mais rápida no sistema não havendo tempo suficiente para a ação dos microrganismos filtradores. Além disso, o aumento

da precipitação pode ter acentuado essas tendências, aumentando a ressuspensão do sedimento e propiciando maior sobrevivência desses organismos, como foi observado por Katsenovich *et al.* (2009).

A análise multivariada de componentes principais, complementada pela análise de agrupamento permitiu verificar um gradiente da qualidade da água entre os pontos amostrados, sendo a entrada da aquicultura no período de chuvas a principal contribuinte com as cargas de nitrogênio, fósforo e material orgânico ao tratamento. Embora as entradas EB e EC nesse período apresentaram melhor qualidade do que a saída é importante observar a melhora da qualidade da água em relação à principal entrada, embora não tenha ocorrido diferenças significativas ($p < 0,05$) entre esses dois pontos. Já no período de seca, a entrada de água da aquicultura também foi a maior contribuinte de cargas poluentes, com exceção do ponto EB para os coliformes termotolerantes. Embora a saída do “wetland” nesse período tenha sido sempre significativamente menor do que os pontos de elevada carga, indicando boa eficiência de remoção dos compostos, as elevadas concentrações do ponto EB podem ter restringido a eficiência do tratamento, assim como, no período de chuva, no qual o ponto EC, além de aumentar a concentração de alguns compostos na água que já estava no canal, contribuiu também para o aumento do fluxo hidráulico. Portanto, seguindo propostas semelhantes de outros estudos (El-Khateen *et al.*, 2009), a água de chuva e resíduos de biodigestor poderiam ser desviados para um tratamento a parte do efluente da aquicultura, proporcionando resultados com maior eficiência de remoção.

4. Conclusões

Este estudo ilustra a importância da avaliação de eficiência de remoção de um “wetland” construído operando em região de clima subtropical, com flutuações entre períodos climáticos de temperatura, precipitação, vazão, fluxo hidráulico e tempo de residência. A hipótese proposta foi aceita. Quando comparados os períodos de seca e chuva pode-se observar que o menor desempenho do “wetland” no período de chuva é devido ao aumento da precipitação e consequentemente do fluxo hidráulico, que afeta as comunidades microbianas e interfere nos processos de adsorção, absorção e sedimentação, podendo ser combinado com o efeito de aumento da temperatura, que proporciona maior decomposição de matéria orgânica e redução dos níveis de oxigênio dissolvido, diminuindo a capacidade de nitrificação. As plantas utilizadas também sofreram influência dos períodos, sendo as espécies *C. giganteus*, *T. domingensis* e *E. crassipes* indicadas para “wetlands” construídos para tratamento de efluentes de aquicultura da região.

Agradecimentos

As autoras agradecem a FAPESP, pela bolsa concedida a primeira autora (processo nº 2008/56621-5), aos colegas do Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton (UNESP – CAUNESP) pelo auxílio nas análises laboratoriais e coletas de campo, aos senhores Marcio Jesus Gonçalves e Mauro Marcelino que auxiliaram na montagem e manutenção do experimento.

Referências

- Andersen, J. M., 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research* 10, 329-331.
- Armstrong, J., Armstrong W., 1990. Light-enhanced convective throughflow increases oxygenation in rhizomes and rhizosphere of *Phragmites-australis* (cav.) Trin ex. Steud. *New Phytologist* 114, 121–128.
- Baptista, J. D. C., Davenport, R. J., Donnelly, T., Curtis, T. P., Rayne, D., 2008. The microbial diversity of laboratory scale wetlands appears to be randomly assembled. *Water Research* 42 (12), 3182–3190.
- Boutillier, L., Jamieson, R., Gordon, R., Lake, C., Hart, W., 2009. Adsorption, sedimentation, and inactivation of *E. coli* within wastewater treatment wetlands. *Water Research* 43, 4370–4380.
- Boyd, C. E., Schimittou, H. R., 1999. Achievement of sustainable aquaculture through environmental management. *Aquaculture Economics & Management* 3 (1), 59-69.
- Boyd, C. E., Tucker, C. S., 1992. Water quality and pond soil analyses for aquaculture. Alabama: Agricultural Experiment Station. 192p.
- Camargo, O. A., Moniz, A. C., Jorge, J. A., Valadares, J. M. A. S., 2009. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas: Instituto Agronômico. 77p.
- Chung, A. K. C., Wu, Y., Tam, N. F. Y., Wong, M. H., 2008. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecological Engineering* 32, 81-89.

- Coleman, J., Hensch, K., Garbutt, K., Sexstone, A., Bissonnette, G., Skousen, J., 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water Air Soil Pollution* 128, 283-295.
- El-Khateeb, M. A., Al-Herrawy, A. Z., Kamel, M. M., El-Gohary, F. A., 2009. Use of wetlands as post-treatment of anaerobically treated effluent. *Desalination* 245, 50-59.
- Ellery, W. N., McCarthy, T. S., Smith, N. D., 2003. Vegetation, hydrology and sedimentation patterns on the major distributary system of the Okavango Fan, Botswana. *Wetlands* 23 (2), 357–375.
- Esteves, F. A., 1980. Die bedeutung der aquatischen makrophyten für den stoffhaushalt des Schöhsees. III Die anorganischen hauptbestandteile der aquatischen makrophyten. *Gewässer und Abwässer* 66/67, 29-94.
- Golterman, H. L., Clymo, R. S., Ohnstad, M. A. M., 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. London: Blackwell Sci. Publ. 213p.
- Greenberg, A. E., Clesceri, I. S., Eaton, A. D., 1992. Standard methods for examination of water wastewater. Washington: American Public Health Association. 1100p.
- Hadad, H. R., Maine, M. A., Bonetto, C. A., 2006. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere* 63 (10), 1744-1753.
- Henry-Silva, G. G., Camargo, A. F. M., 2006. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Scientia Agricola* 63, 433–438.

- Henry-Silva, G. G., Camargo, A. F. M., Pezzato, M. M., 2008. Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. *Hydrobiology* 610, 153-160.
- Kadlec, R. H., Wallace, S. D., 2009. *Treatment wetlands*. Boca Raton: Taylor and Francis Group. 1020p.
- Kadlec, R.H., 1999. Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands. *Water Science Technology* 40, 37–44.
- Karathanasis, A. D., Potter, C. L., Coyne, M. S., 2003. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering* 20, 157–169.
- Katsenovich, Y. P., Hummel-Batista, A., Ravinet, A. J., Miller, J. F., 2009. Performance evaluation of constructed wetlands in a tropical region. *Ecological Engineering* 35, 1529-1537.
- Kim, D. G., Park, J., Lee, D., Kang, H., 2011. Removal of nitrogen and phosphorus from effluent of a secondary wastewater treatment plant using a pond-marsh wetland system. *Water Air Soil Pollution* 214, 37-47.
- Kim, J. G., Rejmankova, E., Spanglet, H. J., 2001. Implications of a sediment chemistry study on subalpine marsh conservation in the lake Tahoe Basin, USA. *Wetlands* 21 (3), 379–394.
- Koroleff, F. 1976. Determination of ammonia. In: Grasshoff, K. e Almgreen, T., ed. *Methods of seawater analysis*. German: Verlag Chemie Weinheim. p.126-133.
- Kusch, P., Wiessner, A., Kappelmeyer, U., Weissbrodt, E., Kastner, M., Stottmeister, U., 2003. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale

- subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water Research* 37 (17), 4236–4242.
- Kyambadde, J., Kansiime, F., Gumaelius, L., Dalhammar, G., 2004. A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum* based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. *Water Research* 38, 475–485.
- Li, L., Li, Y., Biswas, D. K., Nian, Y., Jiang, G., 2008. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology* 99, 1656–1663.
- Lin, C. K., Yang, Y., 2003. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. *Aquaculture* 226, 57–68.
- 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. *Environmental Pollution* 119 (3), 413–420.
- Mackereth, F. J. H., Heron, J., Talling, F. J., 1978. *Water analyses: some revised methods for limnologists*. Cumbria: Freshwater Publication Association Scientific Publication. 120p.
- Maine, M. A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C., 2006. Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry. *Ecological Engineering* 26, 341–347.
- Maltais-Landry, G., Maranger, R., Brisson, J., Chazarenc, F., 2009. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Research* 43, 535–545.

- Mann, C. J., Wetzel, R. G., 2000. Hydrology of impounded lotic wetland–wetland sediment characteristics. *Wetlands* 20 (1), 23–32.
- Nusch, E. A., 1980. Comparison of different method for chlorophyll and pheopigments determination. *Archiv Für Hydrobiologie* 14, 14-36.
- Nwuche, C. O., Ugoji, E. O., 2010. Effect of co-existing plant specie on soil microbial activity under heavy metal stress. *International Journal Environmental Science and Technology* 7 (4), 697-704.
- Papatryphon, E., Petit, J., Van Der Werf, H. M. G., Sadasivam, K. J., Claver, K., 2005. Nutrient-balance modeling as a tool for environmental management in aquaculture: the case of trout farming in France. *Environmental Management* 35 (2), 161-174.
- Raij, B. Van, Andrade, J. C., Cantarella, H., Quaggio, J. 2001. A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônômico. 285p.
- Rousseau, D. P. L., Lesage, E., Story, A., Vanrolleghem, P. A., Pauw, N., 2008. Constructed wetlands for water reclamation. *Desalination* 218, 181-189.
- Siegel, S., 1975. *Estatística Não-Paramétrica para as ciências do comportamento*. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil. 350p.
- Sipaúba-Tavares, L. H., 2000. Utilização de biofiltros em sistemas de cultivo de peixes. *Informe Agropecuário* 21, 238-243.
- Sipaúba-Tavares, L. H., Favero, E. G. P., Braga, F. M. S., 2002. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. *Brazilian Journal Biology* 62 (4-a), 713-723.

- Sipaúba-Tavares, L. H., Lourenço, E. M., Braga, F. M. S., 2010. Water quality in six sequentially disposed fishponds with continuous water flow. *Acta Scientiarum* 32 (1), 9-15.
- Sousa, J. T. de, 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.
- Spieles, D. J., Mitsch, W. J., 2000. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering* 14 (1–2), 77–91.
- Statsoft, INC. Statistica (data analysis software system), version 8.0. 2007. www.statsoft.com.
- Tanner, C. C., 2001. Plants as ecosystem engineers in subsurface- flow reatment wetlands. *Water Science and Technology* 44 (11–12), 9–17.
- Ulrich H., Klaus, D., Irmgard, F., Annette, H., Juan, L. P., Regine, S., 2005. Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands. *Water Research* 39, 4849–4858.
- Volpe, C., 1989. A. Análise da precipitação mensal em Jaboticabal (SP). *Ciência Agrônômica* 4 (2), 3-5.
- Wiebner, A, Kusch, P. K., Astner M., Stottmeister U., 2002. Abilities of helophyte species to release oxygen into rhizosphere with varying redox conditions in laboratory-scale hydroponic systems. *International Journal Phytoremediation* 1, 1–15.