

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

CENTRO DE AQUICULTURA

CAUNESP

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CARCINICULTURA POR
MACRÓFITAS AQUÁTICAS, INTERAÇÕES ECOLÓGICAS E
VALOR NUTRITIVO DA BIOMASSA VEGETAL PARA
TILÁPIA DO NILO**

UNESP



**CENTRO DE
AQUICULTURA**

GUSTAVO HENRIQUE GONZAGA DA SILVA

Jaboticabal - São Paulo

2005

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

2.00 4/5
tese
55867
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

CENTRO DE AQUICULTURA

CAUNESP

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CARCINICULTURA POR
MACRÓFITAS AQUÁTICAS, INTERAÇÕES ECOLÓGICAS E
VALOR NUTRITIVO DA BIOMASSA VEGETAL PARA
TILÁPIA DO NILO**

GUSTAVO HENRIQUE GONZAGA DA SILVA

ORIENTADOR: PROF. DR. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

Tese apresentada ao Programa de Pós -
Graduação em Aquicultura, Área de
Concentração em Aquicultura em Águas
Continentais, como parte das exigências para
a obtenção do título de Doutor.

Jaboticabal - São Paulo

2005

S586t Silva, Gustavo Henrique Gonzaga da
Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para tilápia do Nilo / Gustavo Henrique Gonzaga da Silva. -- Jaboticabal, 2005
xiii, 132 f. ; 28 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aqüicultura, 2005.

Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo.

Banca examinadora: Irineu Bianchini Junior, José Eurico Possebon Cyrino, Luiz Eivaldo Pezzato, Newton Castagnoli.

Bibliografia

1. Macrófitas aquáticas. 2. Aqüicultura. 3. Ecologia. I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aqüicultura.

CDU 556.55

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

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CARCINICULTURA POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS, INTERAÇÕES ECOLÓGICAS E VALOR NUTRITIVO DA BIOMASSA VEGETAL PARA TILÁPIA DO NILO".

AUTOR: GUSTAVO HENRIQUE GONZAGA DA SILVA

ORIENTADORA: Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM AQUICULTURA, ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: AQUICULTURA EM ÁGUAS CONTINENTAIS, pela Comissão Examinadora:



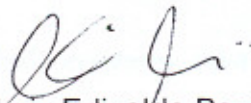
Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo - orientador



Dr. Irineu Bianchini Junior



Dr. José Eurico Possebon Cyrino



Dr. Luiz Edivaldo Pezzato



Dr. Newton Castagnolli

Data da realização: 1º de junho de 2005.



Presidente da Comissão Examinadora
Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo

"Quem dança com as idéias descobre que pensar é alegria. Saltar sobre o vazio, pular de pico em pico. Não ter medo da queda. Foi assim que se construiu a ciência: não pela prudência dos que marcham, mas pela ousadia dos que sonham. Todo conhecimento começa com o sonho. O conhecimento nada mais é que a aventura pelo mar desconhecido, em busca da terra sonhada. Mas sonhar é coisa que não se ensina. Brota das profundezas do corpo, como água brota das profundezas da terra".

(Rubem Alves)

"Onde estiveres, cava fundo, a fonte fica embaixo.

Os homens sombrios que gritem:

Embaixo fica o Inferno".

(Friedrich Nietzsche)

À Maria Isaura Plácido Soeiro, pelo
companheirismo, carinho, afeto e
amor para comigo nesta árdua e
proveitosa caminhada.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo, pela orientação segura e competente, pela amizade e compreensão nos momentos mais difíceis e pelas discussões, sempre enriquecedoras, sobre os mais diversos temas;

Ao Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista (CAUNESP), pela oportunidade dada para o desenvolvimento desta pesquisa e pela possibilidade de convivência e aprendizado com os professores e pós-graduandos desta Instituição;

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pela concessão de bolsa de estudo;

Ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti, pelas valiosas sugestões e por gentilmente ter disponibilizado a infra-estrutura do Setor de Carcinicultura do CAUNESP para o desenvolvimento dos experimentos de campo;

Ao Prof. Dr. Luiz Edivaldo Pezzato, pelas estimulantes trocas de idéias e por gentilmente ter colocado a disposição o seu laboratório para a realização dos experimentos de digestibilidade;

Ao Prof. Dr. Irineu Bianchini Jr. e ao Prof. Dr. Newton Castagnolli, pelas importantes contribuições como membros da banca de qualificação;

Aos professores do Departamento de Ecologia da UNESP – Rio Claro, em especial ao Prof. Dr. Célio Augusto Rugani, pela oportunidade oferecida e principalmente pela confiança depositada em mim;

Aos técnicos do Departamento de Ecologia (UNESP – Rio Claro), em especial a Sandra, Sueli e Marilene pela convivência extremamente agradável e pela competência com que desenvolvem suas atividades;

A todos os meus amigos e colegas do Laboratório de Ecologia Aquática (UNESP - Rio Claro), em especial a Rachel Pistori, Luciana Crema, José Francisco, Cotó, Renata, Roberto, Leonardo, Roseli e Maura pelos momentos de trabalho e descontração;

Aos amigos de luta de Foz de Iguaçu (hoje espalhados pelo mundo!) Edison, Simone, Máira, Dagmar, Andréia, Verônica e Cida;

Aos técnicos Valdecir Fernandes de Lima e José Roberto Polachini e aos pós-graduandos do setor de carcinicultura do CAUNESP, pelo auxílio no desenvolvimento dos experimentos e pela cordialidade com que me receberam;

Ao Leonardo Tachibana, Dario Falcon e Giovane Gonçalves, pelo auxílio imprescindível para o desenvolvimento dos experimentos de digestibilidade e especialmente pela gentileza e amizade com que me acolheram;

À Ana Eliza, Leonardo, Marcel e Claudinei, por terem me hospedado em suas residências e pelo prazeroso convívio em Jaboticabal;

Ao Carlos Fernando Sanches, pela contribuição imprescindível nos trabalhos de campo e de laboratório e especialmente pela amizade e pelo alto astral com que sempre desenvolveu suas atividades profissionais;

Aos meus irmãos Ana Carolina e Guilherme Augusto, pelos momentos de descontração e pelas conversas sempre muito ecléticas e proveitosas;

À minha mãe Teresa, pelo exemplo de valorização do trabalho, e principalmente pelo incentivo irrestrito a educação dos filhos;

Ao meu pai Luiz Gonzaga, pelo exemplo de honestidade e idealismo e principalmente por ter ajudado a construir um país democrático e com liberdade de expressão, não somente para os seus filhos, mas também para as gerações futuras;

À minha avó Laurinda, pela sua grandeza de espírito e por sempre me acolher de braços abertos;

À Maria Isaura Plácido Soeiro, por ser o amor de minha vida.

SUMÁRIO

Lista de figuras.....	i
Lista de tabelas.....	iv

Capítulo I - Introdução Geral.

Motivos para o desenvolvimento desta pesquisa.....	1
A aquícultura como um ecossistema.....	2
Aquícultura e desenvolvimento sustentável.....	4
Impactos dos efluentes de aquícultura.....	10
Sistemas de tratamento de efluentes (constructed wetlands/alagados artificiais).....	17
Considerações finais.....	27
Objetivos.....	28
Estruturação dos demais capítulos.....	29
Referências Bibliográficas.....	36

Capítulo II - Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes.

Resumo.....	42
Abstract.....	43
Introdução.....	44
Material e Métodos.....	46
Resultados.....	50
Discussão.....	61
Agradecimentos.....	66
Referências Bibliográficas.....	66

Capítulo III - Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aqüicultura.

Resumo.....	70
Abstract.....	70
Introdução.....	71
Material e Métodos.....	72
Resultados e Discussão.....	74
Agradecimentos.....	84
Referências Bibliográficas.....	84

Capítulo IV - Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*.

Resumo.....	89
Abstract.....	90
Introdução.....	91
Material e Métodos.....	92
Resultados.....	95
Discussão.....	100
Agradecimentos.....	104
Referências Bibliográficas.....	104

Capítulo V - Digestibilidade Aparente de Macrófitas Aquáticas pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*).

Resumo.....	109
Abstract.....	110
Introdução.....	111
Material e Métodos.....	113
Resultados e Discussão.....	117
Conclusão.....	121
Agradecimentos.....	122
Referências Bibliográficas.....	122

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

- Figura 1.** Variação diária saturação de oxigênio dissolvido em duas represas do Centro de Aqüicultura da UNESP. A Represa 1 (◇) não é impactada por atividades antrópicas e a Represa 3 (◆) recebe o lançamento de efluentes de atividades de aqüicultura (Henry-Silva et al., dados não publicados)..... 11
- Figura 2 .** Valores médios e desvios padrão de nitrogênio total e fósforo total em duas represas do Centro de Aqüicultura da UNESP. A Represa 1 não é impactada por atividades antrópicas e a Represa 3 recebe o lançamento de efluentes de atividades de aqüicultura (Henry-Silva et al., dados não publicados)..... 11
- Figura 3.** Fluxo de bioelementos em tanques redes com salmonídeos. Baseado na taxa de conversão alimentar de 1,5 (matéria seca). Fonte: Bergheim et al. (1991)..... 12
- Figura 4.** Valores médios e desvios padrão de nutrientes no efluente de criação de tilápia do Nilo (*O. niloticus*) durante 14 semanas. O peso médio inicial das tilápias foi de 24 g/indivíduo, atingindo ao final do experimento um peso médio de 290 g/indivíduo e um ganho de peso total de 580 kg (Fonte: Henry-Silva, 2001)..... 13
- Figura 5.** Concentrações médias de ortofosfato, N-amoniacoal e N-nitrito em pontos de amostragem no rio Tajunã (P1 = ponto a montante do lançamento de efluentes de piscicultura; P2 = ponto 10 m a jusante do lançamento de efluentes; P3 = ponto 1000 m a jusante do lançamento de efluentes) (Fonte: Camargo, 1992)..... 15
- Figura 6.** Mapa com os pontos de amostragem de água no Rio San Pedro (1-10). As letras A, B, e C indicam as pisciculturas (Fonte: Tovar et al., 2000)..... 16
- Figura 7.** Variações das concentrações de sólidos em suspensão, P-ortofosfato, N-nitrito e N-nitrato na água do rio San Pedro..... 16
- Figura 8.** Curvas de crescimento da macrófita aquática flutuante *S. molesta* na represa não impactada por atividades antrópicas (Represa 1) e na represa que recebe o lançamento de efluentes de aqüicultura (Represa 2). Os gráficos apresentam escalas distintas. (Fonte: Pistori, 2005)..... 18
- Figura 9.** Tipos ecológicos de macrófitas aquáticas utilizadas em alagados artificiais. (a) *Scirpus lacustris*, (b) *Phragmites australis*, (c) *Typha latifolia*, (d) *Nymphaea alba*, (e) *Potamogeton gramineus*, (f) *Hydrocotyle vulgaris*, (g) *Eichhornia crassipes*, (h) *Lemna minor*, (i) *Potamogeton crispus* e (j) *Littorella uniflora*. (Fonte: Brix & Schierup, 1989)..... 20
- Figura 10.** Esquema de alagados artificiais com *Scirpus californicus*, *Zizaniopsis miliacea* e *Panicum hemitomon* para tratamento dos efluentes de um tanque de 6,9 ha com *Ictalurus punctatus*. Dimensões de cada alagado: 84 x 14 m (Fonte: Schwartz & Boyd, 1995)..... 25

Figura 11. Porcentagens médias e desvios padrão de remoção de fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), nitrogênio orgânico total (NT), nitrogênio orgânico dissolvido (ND), N-amoniaco (N-NH ₃), N-nitrito (N-NO ₂), N-nitrato (N-NO ₃) e turbidez pelos sistemas de tratamento de efluentes (Fonte: Henry-Silva, 2001).....	26
Figura 12. Delineamento experimental do sistema de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas.....	31
Figura 13. Vista geral das unidades experimentais (a); viveiro de reprodutores de camarão de água doce (b); unidades com <i>E. crassipes</i> e <i>P. stratiotes</i> em diferentes proporções (c); tanque sem plantas - controle (d).....	32
Figura 14. Delineamento do experimento de competição entre as macrófitas aquáticas flutuantes <i>E. crassipes</i> e <i>P. stratiotes</i>	33
Figura 15. Unidades experimentais com <i>E. crassipes</i> e <i>P. stratiotes</i> em diferentes proporções (experimento de competição).....	34
Figura 16. Conjunto de aquários circulares (aquários de alimentação), confeccionados em fibra de vidro, com capacidade para 250 L de água usados no ensaio de digestibilidade.....	35
Figura 17. Aquários de digestibilidade e os seus respectivos filtros biológicos (A). Detalhe do tanque rede com indivíduos de <i>O. niloticus</i> utilizado no experimento (B).....	35
Figura 18. (A) Fezes de indivíduos de <i>O. niloticus</i> alimentados com ração purificada - controle (1), ração com 30% de biomassa total de <i>P. stratiotes</i> (2) e ração com 30% de biomassa total de <i>E. crassipes</i> (3), coletadas dos tanques de digestibilidade. (B) Detalhe do tubo coletor contendo fezes de tilápia do Nilo.....	35

Capítulo II

Figura 1. Valores médios de fósforo total, fósforo dissolvido, nitrogênio total, N-nitrato, N-nitrito, N-amoniaco do efluente do viveiro de camarões de água doce (◆) e do efluente tratado após passar pelos sistemas de tratamento controle (★), <i>E. crassipes</i> (◇), <i>P. stratiotes</i> (○) <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i> (□) <i>P. stratiotes</i> + <i>E. crassipes</i> (Δ).....	53
Figura 2. Valores médios de temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade total e turbidez do efluente do viveiro de camarões de água doce (◆) e do efluente tratado após passar pelos sistemas de tratamento controle (★), <i>E. crassipes</i> (◇), <i>P. stratiotes</i> (○) <i>E. crassipes</i> + <i>P. stratiotes</i> (□) <i>P. stratiotes</i> + <i>E. crassipes</i> (Δ).....	54
Figura 3. Valores médios e desvios padrão de remoção (%) de turbidez, fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), nitrogênio total (NT), N-nitrato (N-NO ₃), N-nitrito (N-NO ₂) e N-amoniaco (N-NH ₃) pelos sistemas de tratamento de efluentes.....	55
Figura 4. Ordenação dos sistemas de tratamento de efluentes pela ACP, mostrando a formação de dois agrupamentos (A e B). Os dois eixos da análise explicaram 92,4% da variação observada (Eixo I = 83,9% e Eixo II = 8,5%).....	57

LISTA DE TABELAS

Figura 5. Porcentagens médias de aumento/redução de turbidez, fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), nitrogênio total (NT), N-nitrato (N-NO₃), N-nitrito (N-NO₂) e N-amoniaco (N-NH₃) do efluente tratado pelos sistemas de tratamento em relação aos valores das variáveis da água de abastecimento do viveiro de carcinicultura.....58

Figura 6. Curvas de crescimento das macrófitas aquáticas nos sistemas de tratamento compostos por *E. crassipes* (a); *P. stratiotes* (b); *E. crassipes* + *P. stratiotes* (c); *P. stratiotes* + *E. crassipes* (d) na metade inicial (◆) e na metade final (◇) das unidades experimentais.....60

Capítulo IV

Figura 1. Curvas de crescimento de *E. crassipes* (◆) e *P. stratiotes* (◇) em diferentes proporções de mistura. (Monocultura = 100% de *E. crassipes* e 100% de *P. stratiotes*; 9Ec3Ps = 75% de *E. crassipes* e 25% de *P. stratiotes*; 6Ec6Ps = 50% *E. crassipes* e 50% de *P. stratiotes*; 3Ec9Ps = 25% de *E. crassipes* e 75% de *P. stratiotes*). K = Capacidade Suporte (g Massa Seca.m⁻²). Os gráficos apresentam escalas distintas.....98

Figura 2. Valores médios e desvios padrão de biomassa proporcional de *E. crassipes* (◆) e de *P. stratiotes* (◇) em diferentes proporções de mistura. (9Ec3Ps = 75 % de *E. crassipes* e 25% de *P. stratiotes*; 6Ec6Ps = 50% *E. crassipes* e 50% de *P. stratiotes*; 3Ec9Ps = 25% de *E. crassipes* e 75% de *P. stratiotes*). Os gráficos apresentam escalas distintas.....99

Capítulo V

Figura 1. Valores médios e desvios padrão de nitrogênio total e fósforo total da água de abastecimento e da água dos aquários de digestibilidade com as tilápias do Nilo alimentadas com a ração referência (RR) e com as rações contendo *P. stratiotes* e *E. crassipes*.....131

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

- Tabela 1.** Principais espécies de macrófitas aquáticas utilizadas no tratamento de efluentes...21
- Tabela 2.** Funções das macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes.....23
- Tabela 3.** Valores médios (mg L^{-1}) de N-amoniaco (N-NH_3), N-nitrito (NO_2), N-nitrato (N-NO_3) e P-ortofosfato (PO_4^{3-}) do efluente (tilápia do Nilo e tratado) e de remoção (%) pelas macrófitas aquáticas.....26

Capítulo II

- Tabela 1.** Composição básica da ração fornecida aos reprodutores de *M. amazonicum*.....48
- Tabela 2.** Valores médios e desvios padrão (16 semanas) das variáveis físicas e químicas da água de abastecimento e do efluente do viveiro de reprodutores de camarão de água doce (*M. amazonicum*).....51
- Tabela 3.** Correlação das variáveis limnológicas dos sistemas de tratamento com os eixos I e I da ACP.....57

Capítulo III

- Tabela 1.** Valores de aminoácidos na biomassa total de *E. crassipes* e *P. stratiotes*.....75
- Tabela 2.** Valores de matéria mineral, proteína bruta, macro e micronutrientes (fósforo, nitrogênio, cálcio, magnésio, manganês, zinco, ferro e cobre), fração de parede celular, polifenóis, carboidratos solúveis e lipídeos na biomassa total (massa seca) de *E. crassipes* e *P. stratiotes*.....76
- Tabela 3.** Valores comparativos de aminoácidos na biomassa total de *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e espécies forrageiras.....77
- Tabela 4.** Valores comparativos de micronutrientes na biomassa total de *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e espécies forrageiras.....80

Capítulo V

- Tabela 1.** Composição percentual da ração referência. Valores expressos em 100% da matéria seca.....127
- Tabela 2.** Composições de proteína bruta e de aminoácidos da ração referência e dos ingredientes. Valores expressos em 100% da matéria seca.....128
- Tabela 3.** Coeficientes de digestibilidade aparente da proteína e aminoácidos da ração referência e dos ingredientes. Valores expressos em 100% da matéria seca.....129
- Tabela 4.** Valores médios de proteína e aminoácidos digestíveis da ração referência e ingredientes. Valores expressos em 100% da matéria seca.....130

RESUMO GERAL

A utilização de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes industriais e domésticos tem sido bem documentada nas últimas décadas. No entanto, ainda existe pouca informação disponível sobre o aproveitamento desses vegetais no tratamento de efluentes de aquicultura. À medida que as normas ambientais se tornam mais rigorosas, a administração e a eliminação dos resíduos serão cada vez mais importantes nas atividades de aquicultura. Desta forma, uma estratégia apropriada de manejo dos resíduos torna-se indispensável para manter a legalidade, a rentabilidade e a sustentabilidade de qualquer empreendimento aquícola. Neste contexto, a presente tese teve por objetivo geral o desenvolvimento de técnicas e padrões para melhorar as práticas de manejo das atividades de aquicultura e como objetivos principais: (i) verificar a eficiência de *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* na remoção de nutrientes de efluentes de carcinicultura; (ii) avaliar as interações ecológicas entre estas duas macrófitas aquáticas flutuantes e (iii) determinar o valor nutritivo da biomassa total de ambas as espécies como alimento para tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*).

Capítulo I

1. INTRODUÇÃO GERAL

A presente tese está estruturada em cinco capítulos, sendo que no primeiro é apresentada uma introdução geral onde são abordados os seguintes tópicos: (a) motivações para o desenvolvimento da pesquisa; (b) a aquicultura como ecossistema; (c) aspectos do desenvolvimento sustentável aplicados à aquicultura; (d) impactos dos efluentes de aquicultura sobre o ambiente; (e) sistemas de tratamento de efluentes (*constructed wetlands*); (f) considerações finais; (g) objetivos gerais e específicos do projeto e (h) estruturação dos demais capítulos.

1.1. As motivações para o desenvolvimento desta pesquisa

Atualmente existe a tendência de desenvolvimento de uma aquicultura sustentável, visando não somente o retorno econômico mas, também, melhorias nas condições sociais e a minimização dos impactos ambientais. Neste contexto, esta pesquisa pretendeu dar continuidade aos trabalhos que vêm sendo desenvolvidos desde 1999 por pesquisadores da Universidade Estadual Paulista (UNESP), do Laboratório de Ecologia Aquática (Departamento de Ecologia - campus de Rio Claro), laboratório associado ao Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP).

O presente trabalho contou com a colaboração efetiva do Laboratório de Carcinicultura do CAUNESP - campus de Jaboticabal e do Laboratório de Nutrição de Organismos Aquáticos da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia - campus de Botucatu. O que motivou a realização desta pesquisa foi o interesse no desenvolvimento de técnicas e padrões que reduzam os impactos ambientais causados pelos resíduos das atividades de aquicultura. Os objetivos principais do trabalho foram analisar a eficiência de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de carcinicultura e inferir sobre a

possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal em rações para peixes. Esta pesquisa também objetivou investigar os aspectos ecológicos das espécies utilizadas no tratamento dos efluentes. As informações sobre a capacidade suporte dos sistemas, taxas de crescimento dos vegetais e os processos de competição entre as macrófitas aquáticas, além de fornecerem dados a respeito de auto-ecologia das espécies, também são de relevância para o manejo e o aprimoramento dos sistemas de tratamento.

1.2. A aquíicultura como ecossistema

A aceitação dos sistemas de criação de organismos aquáticos como um ecossistema proporciona condições adequadas para o seu manejo e para a compreensão holística de suas interações com o ambiente. Segundo Odum (1988) o ecossistema pode ser conceituado como qualquer unidade que englobe todos os organismos que funcionem em associação, interagindo com o ambiente físico de tal forma que o fluxo de energia produza estruturas bióticas claramente definidas e uma ciclagem de nutrientes entre as partes vivas e não vivas.

Os agroecossistemas, incluindo a agricultura e a aquíicultura, diferem dos ecossistemas naturais em três aspectos básicos. O primeiro aspecto diz respeito à existência de entrada de energia auxiliar, além da energia solar. Esta energia suplementar está sob controle do homem, consistindo em trabalho humano e animal, fertilizantes, ração, água de abastecimento, medicamentos e combustível para movimentar a maquinaria. O segundo aspecto refere-se à pequena diversidade de organismos aquáticos, objetivando maximizar a produção de apenas algumas espécies de maior valor comercial. O terceiro aspecto aborda a seleção artificial a que as plantas e os animais cultivados geralmente são submetidos, também com o intuito de aumentar

a produção e, conseqüentemente, o lucro obtido com a comercialização desses organismos.

A aqüicultura, independente da intensidade de produção, pode ser classificada como um ecossistema que depende da energia solar, com subsídios antropogênicos. Os tanques, viveiros, aquírios, lagos, açudes, e mesmo os próprios organismos cultivados nestes ecossistemas podem ser considerados sistemas termodinâmicos abertos, fora do equilíbrio, que trocam continuamente energia e matéria com o ambiente para diminuir a entropia interna.

Para compreender melhor esta afirmação, é necessário analisar alguns conceitos fundamentais sobre a energia nos sistemas ecológicos. O comportamento da energia, que pode ser definida simplesmente como a capacidade de realizar trabalho, está subordinado as duas leis da termodinâmica. A primeira lei, ou a lei da conservação de energia define que a energia pode ser transformada de um tipo em outro, mas não pode ser criada nem destruída. Assim, quando é fornecida uma ração para o peixe, este alimento contém determinada quantidade de energia, geralmente expressa em quilocaloria (kcal), que pode ser transformada em biomassa, em calor (respiração) ou mesmo eliminada ou armazenada. A segunda lei da termodinâmica expõe que nenhum processo que necessita da transformação de energia ocorrerá espontaneamente, a não ser que exista a degradação da energia de uma forma concentrada para outra mais dispersa. É importante ressaltar, que qualquer tipo de energia sempre irá se dispersar em energia térmica não disponível, assim sendo, aquela ração fornecida para o peixe não terá 100% de sua energia convertida em biomassa animal, visto que parte será utilizada na manutenção das atividades metabólicas básicas, enquanto que outra será eliminada caso não seja assimilada pelo organismo (Odum, 1993).

As atividades de aqüicultura, que são dependentes do aporte de nutrientes e de energia para a manutenção de sua produtividade, produzem resíduos e efluentes que necessitam serem removidos, no intuito de equilibrar o sistema e para evitar que o mesmo entre em declínio. Estes poluentes em potencial, não são resultantes exclusivamente da ineficiência do ser humano em explorar o ambiente, mas também resultado dos processos que sustentam a vida, assim como descrito pelas leis da termodinâmica. Desta forma, o manejo ambiental, incluindo a remoção dos poluentes, é um aspecto essencial para a sustentabilidade das próprias atividades de aqüicultura.

1.3. Aqüicultura e desenvolvimento sustentável

O conceito de desenvolvimento sustentável, originado em 1968 na Conferência da Biosfera em Paris, preconiza que o desenvolvimento deve levar em consideração, além dos fatores econômicos, aqueles de caráter social e ecológico. No intuito de adaptar o conceito de sustentabilidade com a realidade da agricultura e da aqüicultura, a FAO (1988) definiu o desenvolvimento sustentável como sendo o manejo e a conservação dos recursos naturais, associados a uma mudança tecnológica e institucional, no intuito de assegurar a satisfação continuada das necessidades humanas presentes e das futuras gerações. Este desenvolvimento deve necessariamente conservar a terra, a água, os recursos genéticos animais e vegetais, ser ambientalmente não degradador, tecnologicamente apropriado, economicamente viável e socialmente aceitável.

Os impactos socioambientais ocasionados pela aqüicultura têm estimulado o desenvolvimento da chamada aqüicultura sustentável, que pode ser entendida como o conjunto de procedimentos alternativos que almejam reverter os impactos ocasionados

pelo "*mal desenvolvimento*". De acordo com este enfoque, a aquicultura deve almejar lucro, e ao mesmo tempo, privilegiar o desenvolvimento social e a minimização dos impactos ambientais (Valenti, 2000; Vinatea, 2000). Segundo a FAO (1994), para que a aquicultura produza benefícios reais e permanentes, esta terá que encontrar formas de se desenvolver, aumentando os seus rendimentos e diminuindo os seus efeitos adversos. Para tanto, será necessário identificar formas adequadas de apoio comercial e técnico, além de um cuidado especial na gestão dos recursos e na avaliação social e ecológica das regiões com potencial aquícola.

O conceito de sustentabilidade deve constituir a base do ordenamento pesqueiro e aquícola, além de compreender não somente a sustentabilidade dos recursos biológicos, mas também o valor e os benefícios sociais que são gerados. Embora seja difícil associar estes três pilares (econômico, social e ambiental) que fundamentam o desenvolvimento sustentável, os empreendedores do setor de aquicultura devem implementar esforços para que o mesmo seja efetivado, visando assegurar de forma duradoura os ganhos com suas atividades.

Um exemplo deste tipo de desenvolvimento foi desenvolvido na Índia, onde efluentes urbanos da cidade de Cuttack foram tratados em tanques contendo lentilha d'água (macrófita aquática flutuante da família Lemnaceae), carpas e camarões de água doce. Após o tratamento a água era utilizada na agricultura e o pescado, sem contaminação por coliformes fecais, era vendido e a renda repassada para as pessoas que trabalharam na despesca (Vinatea, 2000). Desta forma, os preceitos do desenvolvimento sustentável foram atendidos, ou seja, houve: (i) o ganho financeiro com a venda do pescado e com a produção agrícola, (ii) o atendimento das demandas sociais, através de fornecimento de emprego para as pessoas que vivem na região e (iii) o não comprometimento dos ecossistemas aquáticos onde possivelmente os efluentes

domésticos seriam lançados. Vale ressaltar, no entanto, que este caso não deve ser seguido como um modelo, mas sim com um exemplo bem sucedido, visto que em circunstâncias diversas, outros fatores podem inviabilizar este tipo de iniciativa, tais como a contaminação da água por metais pesados ou a poluição com outras substâncias que comprometam a saúde humana.

1.3.1. Documentos que tratam do desenvolvimento sustentável em aquicultura

O Código Internacional de Conduta para a Pesca Responsável e a Declaração de Banguécoque são dois documentos internacionais que devem ser destacados, quando se tem como meta o estabelecimento de princípios e normas aplicáveis a conservação, a ordenação e ao desenvolvimento das atividades de aquicultura.

a) Código Internacional de Conduta para a Pesca Responsável (FAO, 1997)

O Código de Conduta formulado pela Organização para a Alimentação e Agricultura das Nações Unidas (FAO) foi adotado por unanimidade em 31 de outubro de 1995 durante a Conferência da FAO, proporcionando um marco de extrema relevância para que, no âmbito das iniciativas nacionais e internacionais, seja assegurada a exploração sustentável dos organismos aquáticos. Nele foram estabelecidos princípios e normas internacionais para a aplicação de práticas responsáveis com o intuito de assegurar a conservação, a gestão e o desenvolvimento eficazes dos recursos aquáticos, com o devido respeito ao ecossistema e a biodiversidade. O Código reconhece também a importância nutricional, econômica, social, cultural e ambiental da pesca e os interesses de todos aqueles que se relacionam com o setor aquícola.

Em seu artigo 9 sobre o desenvolvimento da aquicultura, o Código aborda alguns aspectos relacionados a temática ambiental, tais como: a necessidade de avaliação prévia dos efeitos do desenvolvimento das atividades de aquicultura sobre a diversidade genética e sobre a integridade dos ecossistemas; a importância do desenvolvimento ecologicamente sustentável da aquicultura, permitindo o uso racional dos recursos compartilhados por esta e por outras atividades; a redução ao mínimo das alterações ecológicas prejudiciais originadas da extração de água, da utilização da terra, da eliminação de efluentes e do emprego de medicamentos e substâncias químicas.

b) A Declaração de Bangucoque (NACA/FAO, 2000)

No ano de 2000, 66 países participaram da Conferência sobre Aquicultura do Terceiro Milênio na cidade de Bangucoque (Tailândia). Esta conferência foi organizada pela rede de Centros de Aquicultura da Ásia-Pacífico (NACA) e pela FAO, sendo que como produto final deste evento foi elaborado um documento intitulado "A Declaração de Bangucoque e Estratégia para o Desenvolvimento da Aquicultura para além de 2000".

O objetivo primordial desta Declaração foi elaborar prioridades e estratégias para o desenvolvimento sustentável da aquicultura, abordando de forma viável os aspectos econômicos, sociais e ambientais inerentes desta atividade. A Declaração almeja estimular os estados, os setores privados e as organizações não governamentais à adotarem estas estratégias para o desenvolvimento da aquicultura sustentável em nível mundial.

No que tange as questões ambientais, a Declaração ressalta que a contribuição da aquicultura no desenvolvimento humano e nas capacidades sociais não será efetivada sem políticas responsáveis e sem o estabelecimento de metas que encorajem o

desenvolvimento sustentável, sendo que as regulamentações referentes à aqüicultura devem promover explorações técnicas economicamente viáveis, ambientalmente responsáveis e socialmente aceitáveis. Em relação aos elementos chaves para o desenvolvimento ambientalmente responsável da aqüicultura, a Declaração destaca a necessidade de melhoramentos da sustentabilidade ambiental e da nutrição em aqüicultura.

A sustentabilidade ambiental pode ser alcançada, através do estabelecimento de códigos para a prática adequada da aqüicultura, suportado por regulamentações e políticas eficientes; de melhorias no aproveitamento dos recursos naturais; da preocupação em verificar se o desenvolvimento das atividades está dentro das capacidades de suporte locais e regionais; e da promoção das atividades de aqüicultura em locais onde estas sejam prioridade, no intuito de aumentar a qualidade ambiental e uso dos recursos.

A nutrição de organismos aquáticos, que segundo a Declaração, é fator central no desenvolvimento sustentável da aqüicultura, deve visar a utilização eficiente de recursos disponíveis e minimizar as perdas de matéria orgânica e nutrientes para o ambiente. Estas metas podem ser alcançadas através: 1) do conhecimento das necessidades nutricionais das espécies em suas diferentes fases de vida, associado a melhorias do manejo das criações; 2) do aumento do conhecimento dos sistemas de produção agrícola e das potenciais perdas ou ganhos para o ambiente; 3) da maior utilização de produtos subsidiários da agricultura e da pesca, utilizando, sempre que possível, ingredientes de recursos alimentares renováveis; 4) do aumento do conhecimento sobre a bio-disponibilidade dos nutrientes e a interação dos ingredientes alimentares utilizados e 5) da promoção de práticas adequadas na confecção das rações, no intuito de minimizar ao máximo as perdas. Neste contexto, verifica-se que a

preocupação em desenvolver uma aqüicultura ambientalmente correta e que almeje desenvolvimento sustentável começa bem antes do tratamento dos efluentes originados por esta atividade.

1.4. Impactos dos efluentes de aqüicultura

A aqüicultura pode ser implementada em vários níveis de produção, sendo que as características dos efluentes dependem basicamente da qualidade da água de abastecimento, da qualidade e da quantidade dos alimentos fornecidos, do tempo de residência do efluente dentro dos sistemas de criação, das espécies criadas, da densidade de estocagem e da biomassa dos organismos (Shilo & Rimon, 1982). Segundo Stickney (1979) em sistemas extensivos de criação, a característica do efluente gerado tende a ser semelhante da água captada para abastecimento de tanques e viveiros, especialmente quando o tempo de retenção da água é longo. Entretanto, conforme a produção de organismos aquáticos aumenta, a tendência é que os impactos negativos sobre o ambiente também se intensifiquem. Segundo a Resolução CONAMA nº 001, de 23 de janeiro de 1986 existe a obrigatoriedade da elaboração de estudo de impacto ambiental e do relatório de impacto ambiental (RIMA) para as atividades modificadoras do meio ambiente, como por exemplo, a aqüicultura. Entretanto, conforme constatado por Proença & Neto (2000), na prática esta Resolução somente é aplicada em grandes empreendimentos aqüícolas, visto os elevados custos para a apresentação do RIMA por projetos de pequeno porte.

Os impactos da aqüicultura podem ser classificados como interno, local ou regional (Silvert, 1992). Os impactos internos referem-se aqueles que interferem no próprio sistema de criação, como por exemplo, a depleção de oxigênio dissolvido em um viveiro de piscicultura. Em geral, os impactos locais se estendem a um quilômetro à

jusante da descarga dos efluentes. Os efeitos sobre os ambientes aquáticos, com uma escala espacial de vários quilômetros, são considerados impactos regionais.

Os principais impactos dos efluentes das atividades de aquicultura sobre os ecossistemas aquáticos são: o aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna d'água e o acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos (Midlen & Redding, 1998; Mires, 1995). Essa disponibilidade de nutrientes nos ambientes límnicos, tende a favorecer o aumento da comunidade fotoplanctônica, alterando a dinâmica do oxigênio dissolvido. Durante o dia a atividade fotossintética desses vegetais proporciona o acréscimo de oxigênio, que ao ultrapassar o equilíbrio de saturação pode ocasionar embolia gasosa nos organismos aquáticos. Por outro lado, durante a noite e no início da manhã a excessiva respiração do fitoplâncton pode ocasionar o consumo por completo do oxigênio dissolvido e, conseqüentemente, a morte da maioria dos organismos heterotróficos.

Nas Figuras 1 e 2 são apresentados as variações diárias das saturações de oxigênio dissolvido e os teores de nitrogênio e fósforo totais em duas represas do Centro de Aquicultura da UNESP, submetidas a diferentes níveis de impactos.

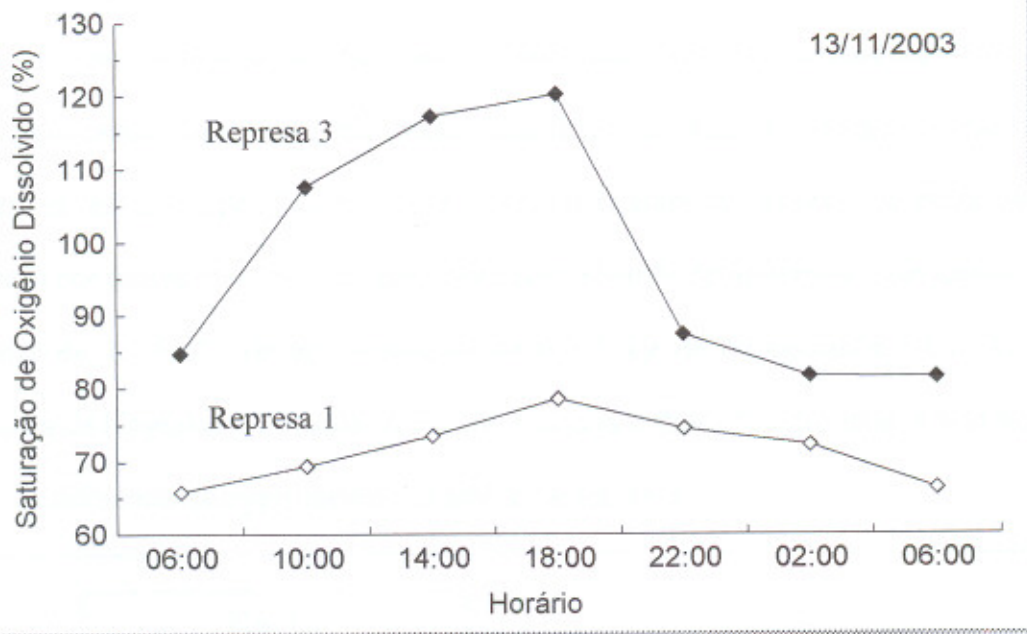


Figura 1. Variação diária da saturação de oxigênio dissolvido em duas represas do Centro de Aqüicultura da UNESP. A Represa 1 (\diamond) não foi impactada por atividades antrópicas e a Represa 3 (\blacklozenge) recebeu efluentes de aqüicultura (Henry-Silva et al., dados não publicados).

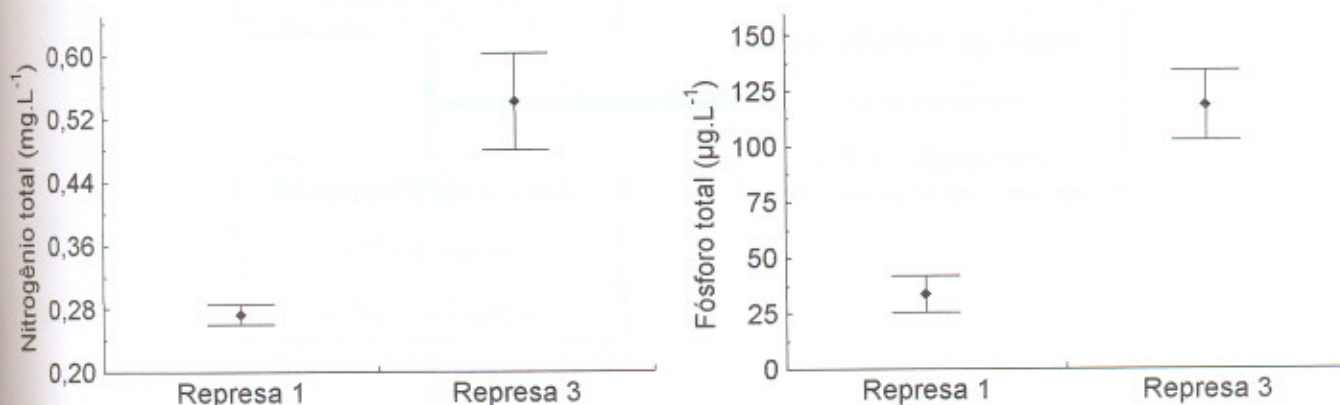


Figura 2. Valores médios e desvios padrão de nitrogênio total e fósforo total em duas represas do Centro de Aqüicultura da UNESP. A Represa 1 não foi impactada por atividades antrópicas e a Represa 3 recebeu efluentes de aqüicultura (Henry-Silva et al., dados não publicados).

O nitrogênio dos efluentes das atividades de aquicultura provém principalmente da proteína das rações, sendo que parte é excretada pelos organismos na forma de amônia, enquanto o restante é eliminado pelas fezes na forma de nitrogênio orgânico. Estimativas realizadas por Cochava et al. (1990) indicaram que as taxas de excreção de nutrientes por peixes mantidos por uma dieta com 35-40% de proteína e, com conversão alimentar de 1:1,5 são de aproximadamente 0,025 kg de nitrogênio e 0,033 kg de fósforo/kg de biomassa produzida. A Figura 3 mostra o fluxo de nitrogênio e fósforo da ração nos diferentes compartimentos do ambiente aquático.

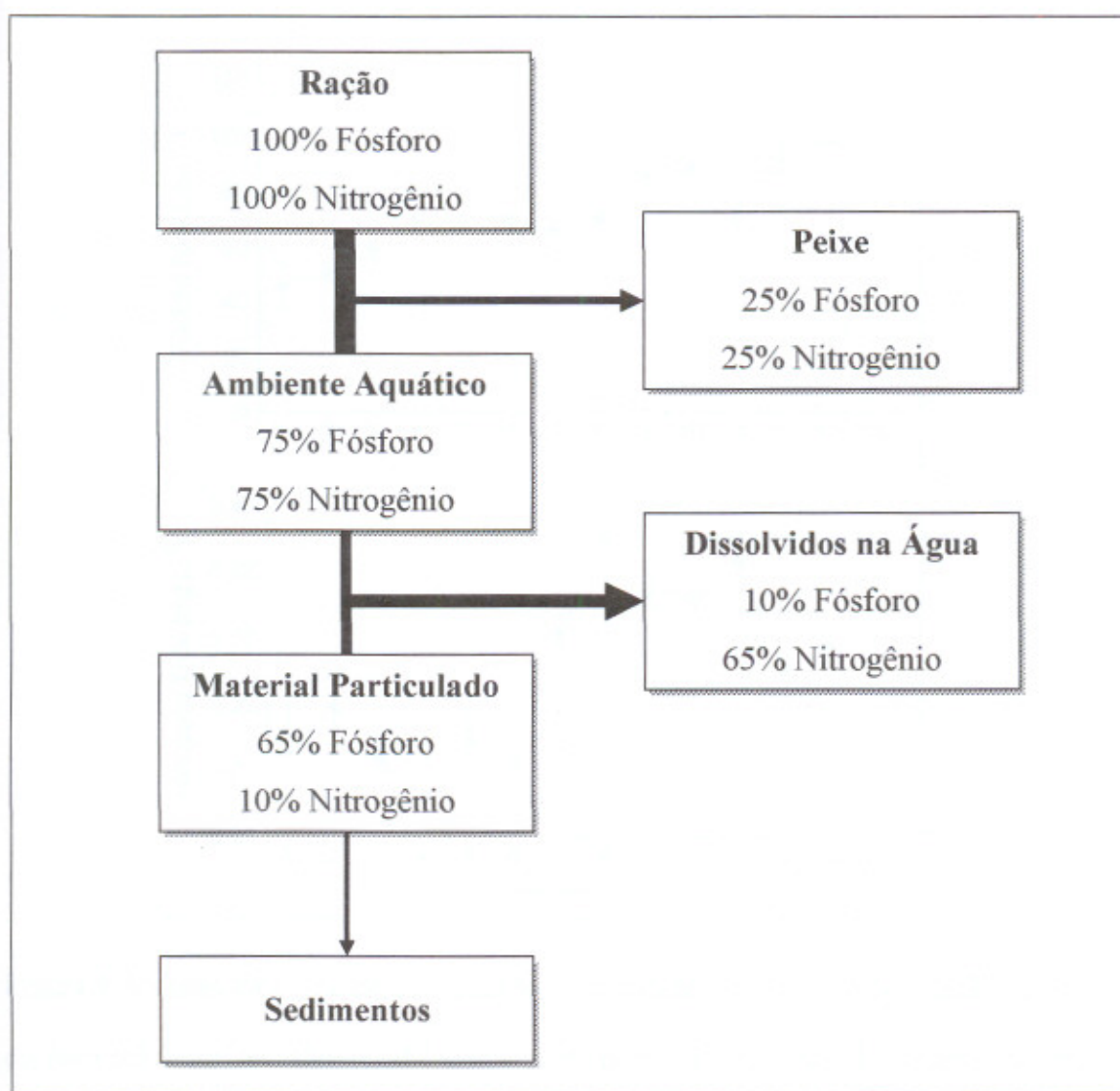


Figura 3. Fluxo de bioelementos em tanques redes com salmonídeos. Baseado na taxa de conversão alimentar de 1,5 (matéria seca). Fonte: Bergheim et al. (1991).

Baccarin (2002), avaliando o impacto ambiental da produção de tilápia do Nilo sob diferentes manejos alimentares, verificou que com o incremento da biomassa dos peixes ocorreu uma redução gradativa dos teores de oxigênio dissolvido e o aumento dos valores de turbidez e de material em suspensão do efluente, independente da dieta fornecida. Este fato foi associado ao aumento do arraçoamento, ao aumento dos dejetos e à decomposição da matéria orgânica. Henry-Silva (2001) também observou que o aumento do fornecimento de ração associado ao crescimento dos peixes incrementou as concentrações de nutrientes no efluente gerado (Figura 4).

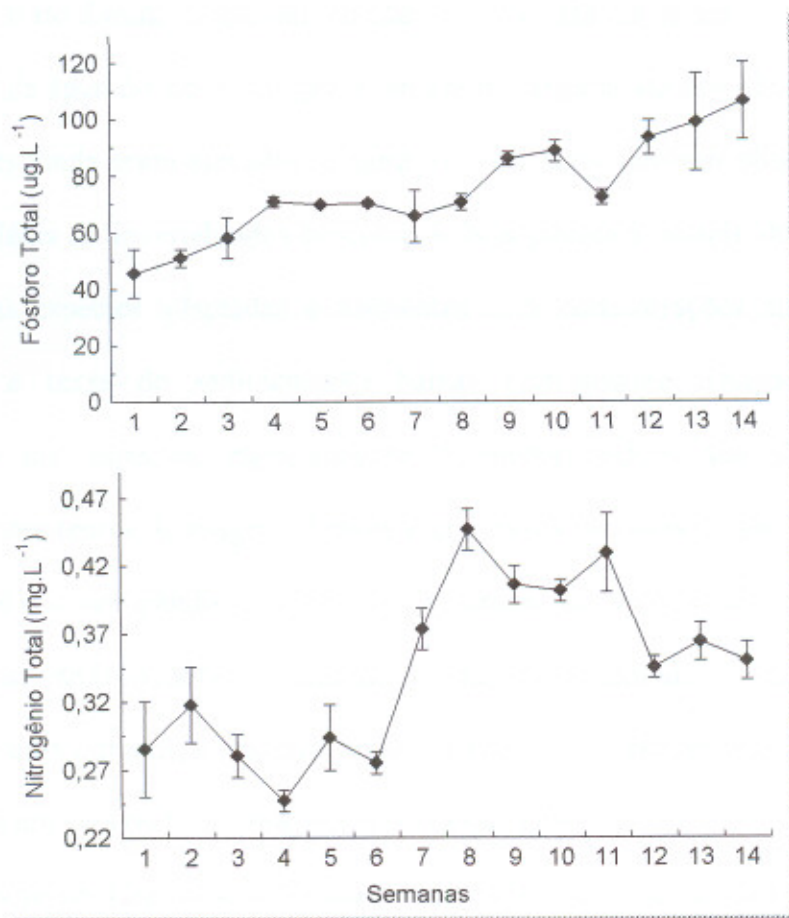


Figura 4. Valores médios e desvios padrão de nutrientes no efluente de criação de tilápia do Nilo (*O. niloticus*) durante 14 semanas. O peso médio inicial das tilápias foi de 24 g/indivíduo, atingindo ao final do experimento o peso médio de 290 g/indivíduo e com o ganho de peso total de 580 kg (Fonte: Henry-Silva, 2001).

Persson (1991), ao analisar o impacto da implantação de tanques redes com truta arco-íris em um lago da Suécia, constatou que os efluentes e os resíduos originários desta atividade proporcionaram uma considerável degradação do ambiente aquático, tornando o hipolimnio anóxico em decorrência da decomposição da matéria orgânica. A agravante é que sob estas condições o fosfato, antes imobilizado nos sedimentos em função da barreira proporcionada pela camada oxidada, tornou-se disponível na coluna d'água, aumentando a produção primária do fitoplâncton.

Camargo (1992), avaliando o impacto de efluentes de fazendas de criação de trutas sobre o rio Tajuña (Espanha), constatou que os efeitos foram significativos sobre a qualidade da água do rio, visto que a um km do lançamento dos efluentes os valores de nutrientes ainda eram elevados (Figura 5). Este autor também observou alterações nas assembléias de invertebrados bentônicos. Nos pontos a jusante do lançamento de efluentes, as espécies adaptadas a ambientes com concentrações altas de oxigênio dissolvido e taxas de sedimentação baixas praticamente desapareceram, sendo substituídas por espécies, especialmente de quironomídeos que são adaptadas a ambientes com teores de oxigênio baixos e com taxas elevadas de sedimentação. Loch et al. (1996), investigando o efeito dos efluentes de viveiros de criação de truta (*Oncorhynchus mykiss*) sobre a riqueza de macroinvertebrados bentônicos, também verificaram uma diminuição da diversidade de espécies de efemerópteros, plecópteros e trichópteros nos rios onde os efluentes eram despejados.

Menezes & Beyruth (2003), analisando os impactos de tanques-rede com tilápia do Nilo sobre a comunidade bentônica da represa de Guarapiranga (SP), observaram maiores porcentagens de Oligochaetas no sedimento a baixo dos tanques-rede, provavelmente em decorrência do aumento dos teores de matéria orgânica e nutrientes provenientes das excretas dos peixes.

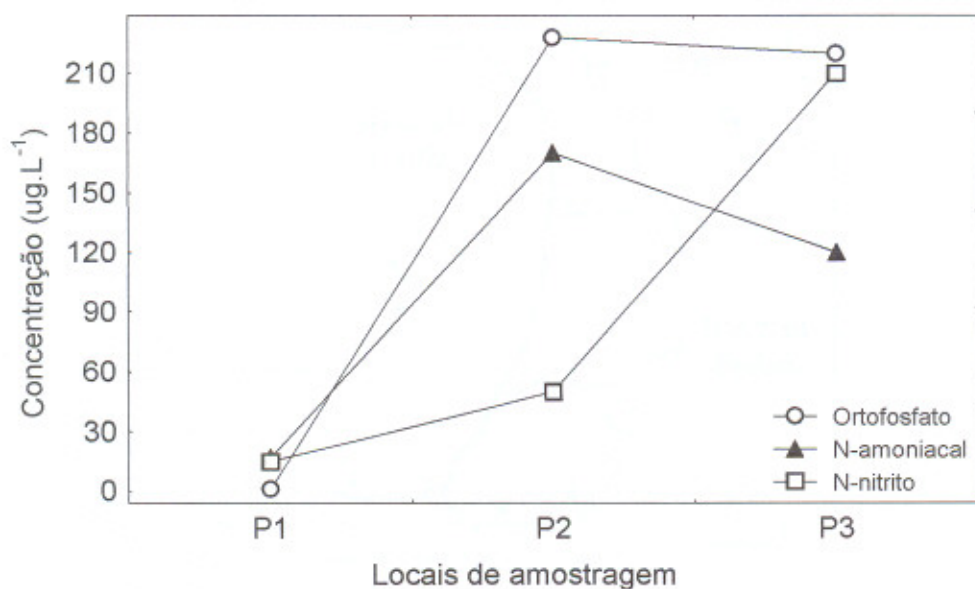


Figura 5. Concentrações médias de ortofosfato, N-amoniacal e N-nitrito em pontos de amostragem no rio Tajunã (P1 = ponto a montante do lançamento de efluentes de piscicultura; P2 = ponto 10 m a jusante do lançamento de efluentes; P3 = ponto 1000 m a jusante do lançamento de efluentes) (Fonte: Camargo, 1992).

Tovar et al. (2000), investigando os impactos da aquicultura intensiva sobre um ecossistema lótico na Espanha, observaram que três pisciculturas com uma produção total de 1000 toneladas/ano de *Sparus aurata* utilizavam diariamente cerca de 240.000 m³ de água do rio San Pedro e lançavam um volume semelhante de efluentes neste ambiente aquático (Figura 6). Os autores constataram um padrão para as concentrações de nutrientes e de sólidos em suspensão ao longo do rio. No trecho inferior (pontos 1 a 6), a jusante das pisciculturas e próximo do estuário, os teores de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica foram menores, provavelmente em decorrência dos processos de autodepuração e pela diluição causada pela entrada de água do mar. Já no trecho superior (pontos 7 a 10), onde eram desenvolvidas as atividades de aquicultura, os teores destas variáveis foram maiores, especialmente em decorrência do despejo de efluentes dos viveiros de criação de *S. aurata* (Figura 7).



Figura 6. Mapa com os pontos de amostragem de água no Rio San Pedro (1-10). As letras A, B, e C indicam as pisciculturas (Fonte: Tovar et al., 2000).

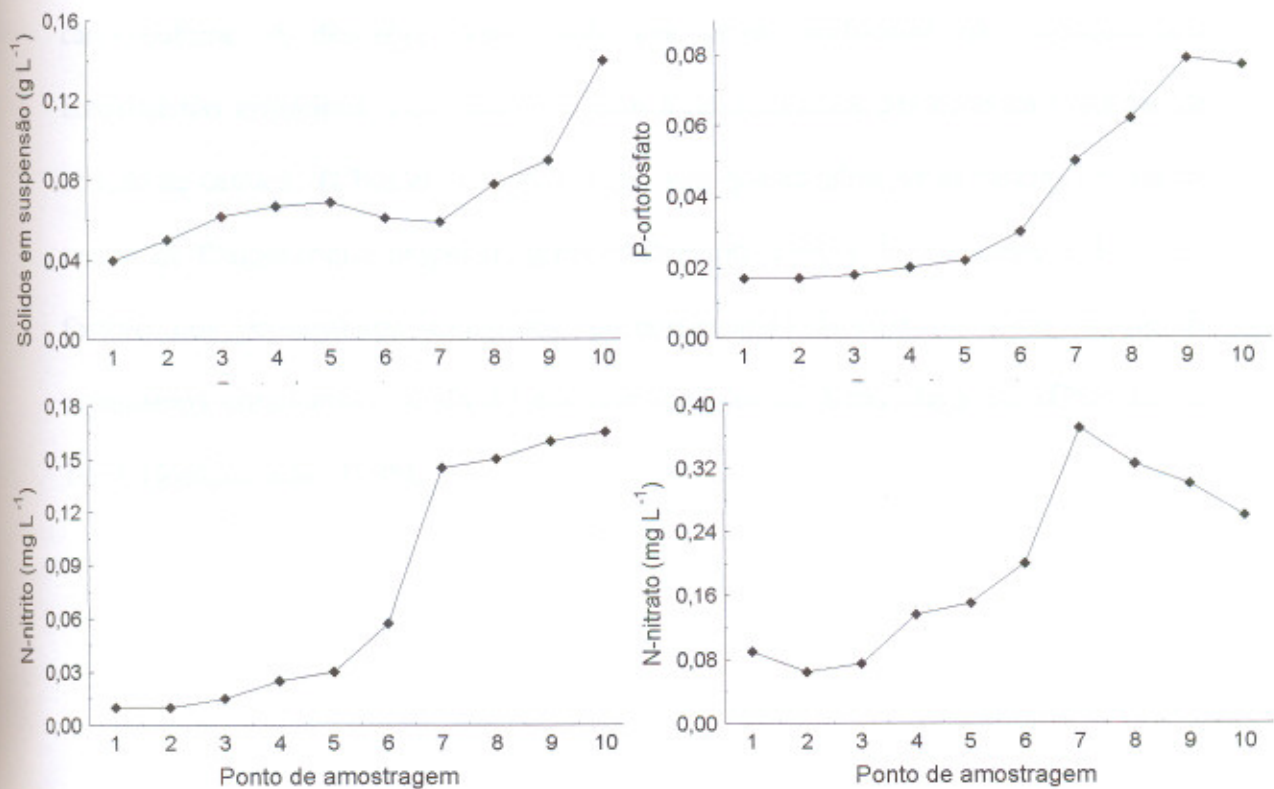


Figura 7. Variações das concentrações de sólidos em suspensão, P-ortofosfato, N-nitrito e N-nitrato na água do rio San Pedro.

Pistori (2005) verificou maior produção primária da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* em uma represa impactada pelo lançamento de efluentes de aquicultura quando comparadas com as taxas de crescimento desta mesma espécie em uma represa não impactada (Figura 8). Boaventura et al. (1997) observaram que os efeitos dos efluentes de fazendas de criação de truta arco íris (*O. mykiss*) foram notados 12 km a jusante do ponto de seu lançamento, acarretando no aumento do número de bactérias. Macedo (2004) constatou maiores densidades de coliformes fecais em um ambiente aquático que recebia fluxo intenso de efluentes de aquicultura, sugerindo a necessidade do tratamento desses efluentes antes do lançamento no corpo d'água receptor.

Em ambientes aquáticos da Tailândia foram constatados problemas relacionados a grande quantidade de nutrientes e de matéria orgânica produzidos pelas atividades de carcinicultura. A descarga destes poluentes gerou problemas não somente aos ecossistemas estuarinos, mas também afetou a produtividade das próprias fazendas de criação de camarão (Chua et al., 1989). Estima-se que anualmente as carciniculturas da região de Bangucoque despejem aproximadamente 1500 t de nitrogênio e 146 t de fósforo nos ecossistemas estuarinos, proporcionando *blooms* de algas, morte de organismos coralíneos e alteração nas comunidades de áreas alagáveis (Chua et al., 1989; Hopkins et al., 1995).

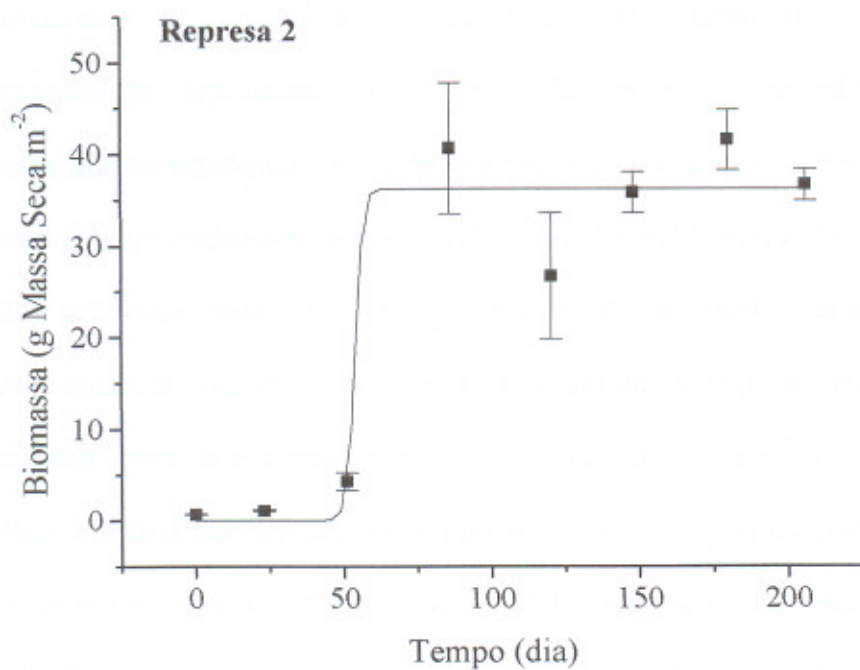
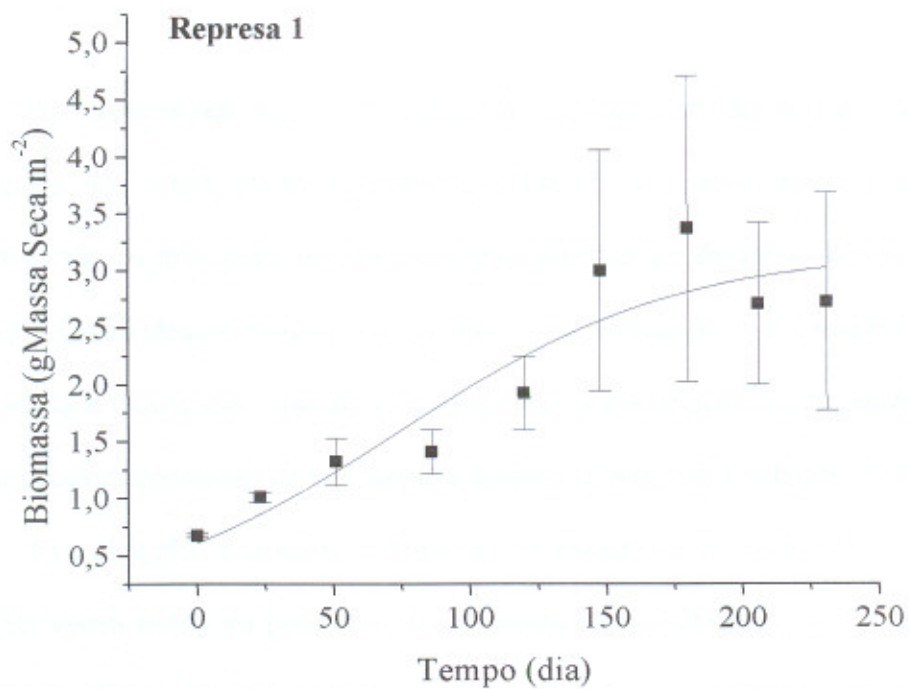


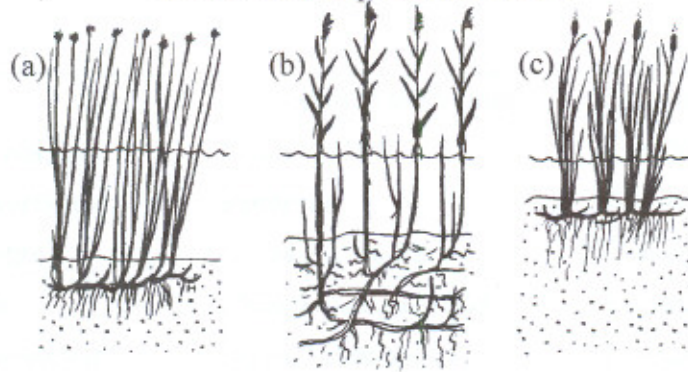
Figura 8. Curvas de crescimento da macrófita aquática flutuante *S. molesta* na represa não impactada por atividades antrópicas (**Represa 1**) e na represa que recebe o lançamento de efluentes de aquicultura (**Represa 2**). Os gráficos apresentam escalas distintas. (Fonte: Pistori, 2005).

1.5. Sistemas de tratamento de efluentes (*constructed wetlands/alagados artificiais*)

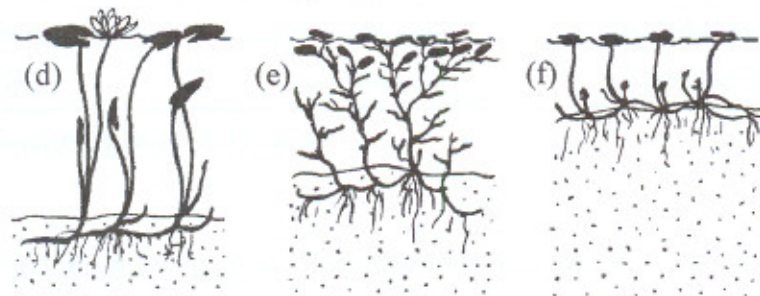
Os "constructed wetlands" ou alagados artificiais podem ser considerados filtros biológicos nos quais os microorganismos (aeróbios e anaeróbios) e as macrófitas aquáticas são os principais responsáveis pela purificação da água (Wood, 1995). Estes alagados foram desenvolvidos com o intuito de efetuarem o tratamento de efluentes domésticos e industriais, visando principalmente a decomposição da matéria orgânica e a remoção/transformação de nitrogênio e fósforo (Cooper & Findlater, 1990).

Nos alagados artificiais, o formato, as características hidráulicas e as espécies vegetais visam imitar os processos que ocorrem em um alagado natural (Gopal, 1999). Entretanto, nos alagados naturais a complexidade é extremamente alta, sendo estruturalmente e funcionalmente dominados por uma ampla variedade de microorganismos, especialmente bactérias e fungos, e por macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos, além de colonizados uma ampla diversidade de animais vertebrados e invertebrados (Hamer & Bastian, 1989). Segundo Vymazal (1998) os alagados artificiais podem ser classificados de acordo com o grupo ecológico da macrófita aquática predominante (Figura 9), sendo que as espécies mais utilizadas são as flutuantes, emersas e submersas (Tabela 1). No entanto, embora exista uma enorme variedade de macrófitas aquáticas que podem ser utilizadas no tratamento de efluentes, alguns aspectos devem ser observados em relação a estes vegetais, tais como: adaptabilidade ao clima local, alta taxa fotossintética, alta capacidade de transporte de oxigênio, capacidade de assimilação de poluentes, resistência a pragas e doenças e sistema radicular bem desenvolvido (Reddy & DeBusk, 1987).

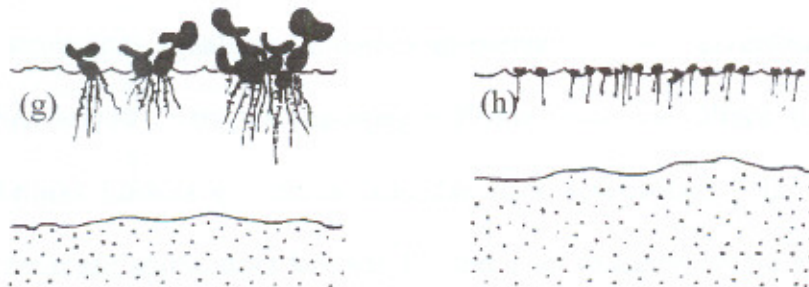
I. Macrófitas aquáticas emersas



II. Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes



III. Macrófitas aquáticas flutuantes



IV. Macrófitas aquáticas submersas

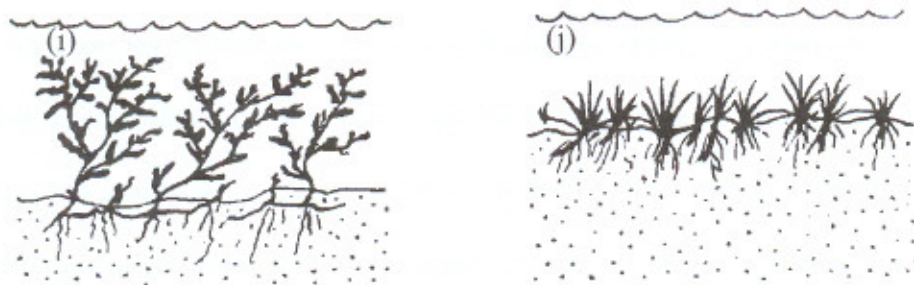


Figura 9. Tipos ecológicos de macrófitas aquáticas utilizadas em alagados artificiais. (a) *Scirpus lacustris*, (b) *Phragmites australis*, (c) *Typha latifolia*, (d) *Nymphaea alba*, (e) *Potamogeton gramineus*, (f) *Hydrocotyle vulgaris*, (g) *Eichhornia crassipes*, (h) *Lemna minor*, (i) *Potamogeton crispus* e (j) *Littorella uniflora*. (Fonte: Brix & Schierup, 1989).

Tabela 1. Principais espécies de macrófitas aquáticas utilizadas no tratamento de efluentes.

Flutuantes	<i>Hydrocotyle umbellata</i>	<i>Gyneria maxima</i>
<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Lemna gibba</i>	<i>Eleocharis sphacelata</i>
<i>Azolla caroliniana</i>	Emersas	<i>Iris pseudacorus</i>
<i>Pistia stratiotes</i>	<i>Scirpus lacustris</i>	<i>Colocasia esculenta</i>
<i>Lemna minor</i>	<i>Phragmites australis</i>	Submersas
<i>Lagorosiphon major</i>	<i>Typha domingensis</i>	<i>Egeria densa</i>
<i>Salvinia rotundifolia</i>	<i>Typha latifolia</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Spirodela polyrhiza</i>	<i>Typha orientalis</i>	<i>Elodea nuttallii</i>
<i>Wolffia arrhiza</i>	<i>Canana flaccida</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>

Fonte: Guntenspergen et al. (1989).

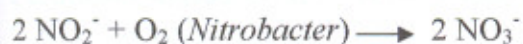
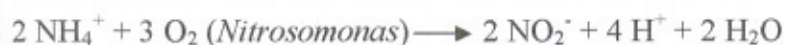
1.5.1. Macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes

As macrófitas aquáticas flutuantes apresentam elevada diversidade de formas e habitats. *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Pistia stratiotes* (alface d'água) possuem grandes lâminas foliares e sistema radicular bem desenvolvido. Já as espécies da família Lemnaceae apresentam lâminas foliares com reduzida área e sistema radicular pouco desenvolvido (Vymazal, 1998).

As espécies flutuantes vêm sendo muito utilizadas no tratamento de efluentes primários e secundários de origem urbana. Nestes sistemas de tratamento, as remoções de sólidos em suspensão e nutrientes ocorrem através dos processos de sedimentação e pela absorção direta pelas macrófitas aquáticas. Além disso, o sistema radicular bem desenvolvido, especialmente de espécies como *E. crassipes* e *P. stratiotes* proporciona extensa área para o desenvolvimento de microorganismos, aumentando o potencial de decomposição da matéria orgânica e de remoção de nutrientes (Kadlec & Knight, 1996). De fato, Reddy & DeBusk (1985), em experimento envolvendo as macrófitas aquáticas *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *Hydrocotyle umbellata*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza*,

Azolla caroliniana, *Salvinia rotundifolia* e *Egeria densa*, constataram que *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram as espécies mais eficientes na remoção de nitrogênio em ambiente enriquecido com nutrientes. Os sistemas contendo ambas as espécies também apresentaram elevada capacidade de remoção de fósforo. No sistema com *E. crassipes* a remoção deste nutriente foi de 93%, enquanto que no sistema com *P. stratiotes* a remoção foi de 67%.

Embora as macrófitas aquáticas exerçam um papel importante nestes alagados artificiais, apenas parte do nitrogênio é removida através da absorção direta pelas plantas. A outra parte é removida ou transformada pelos processos de volatilização da amônia, desnitrificação e nitrificação (Faulkner & Richardson, 1989). A amonificação consiste da transformação biológica do nitrogênio orgânico a amônia (NH₃), pela ação de microorganismos heterotróficos. No ambiente aquático, principalmente quando em pH ácido e neutro, a amônia formada é instável, sendo convertida por hidratação a íon amônio (NH₃ + H₂O → NH₄⁺ + OH⁻). No entanto, em meio alcalino a efetivação deste processo é muito reduzida e parte da amônia formada pode difundir-se para atmosfera (Esteves, 1998). Já a desnitrificação geralmente ocorre nas camadas mais profundas em decorrência das condições anaeróbias e das fontes de carbono necessárias para o desenvolvimento de bactérias desnitrificantes, enquanto que a nitrificação tende a ocorrer próximo às raízes das macrófitas aquáticas, que proporcionam oxigênio para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes (Brix, 1987). A nitrificação consiste de dois estágios:



A remoção do fósforo nos alagados artificiais ocorre principalmente através da assimilação pelas macrófitas aquáticas e pela deposição nos sedimentos. O fósforo na forma de ortofosfato (PO_4^{3-}) é assimilado pelas plantas e convertido a fósforo orgânico estrutural, podendo voltar à forma solúvel caso a matriz orgânica seja decomposta (Corbitt & Bowen, 1994). Na Tabela 2 estão apresentadas as principais funções das macrófitas aquáticas flutuantes em alagados artificiais.

Tabela 2. Funções das macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes

Parte Vegetal	Função
Aérea	Redução do crescimento do fitoplâncton
	Diminuição da velocidade do vento
	Estocagem de nutrientes
	Melhorias estéticas
Submersa	Assimilação de nutrientes
	Aumento da taxa de sedimentação
	Excreção de oxigênio e degradação aeróbia
	Aumento da área para colonização de perifiton

Fonte: Brix (1997)

1.5.2. Macrófitas aquáticas utilizadas no tratamento de efluentes de aquíicultura

A utilização dos alagados artificiais e das macrófitas no tratamento de efluentes de aquíicultura ainda é recente e com enfoque experimental. É importante destacar que, apesar de diversos trabalhos comprovarem a eficiência das plantas aquáticas no tratamento de efluentes domésticos (Karpiscak et al., 1996; Ennabili et al., 1998; Farahbakhshazad et al., 2000), estudos sobre o uso desses vegetais no tratamento de efluentes de aquíicultura ainda são escassos.

Dentre estes trabalhos, destacam-se os experimentos desenvolvidos por:

a) Ng et al. (1990) que verificaram que *Elodea densa*, cultivada em um sistema com volume de 11,4 m³, removeu aproximadamente 25% das formas nitrogenadas (N-amoniaco, N-nitrito e N-nitrato) presentes nos efluentes provenientes de uma criação de peixes ornamentais.

b) Schwartz & Boyd (1995) que analisaram a eficiência de um sistema composto por macrófitas aquáticas emersas no tratamento de efluentes de *Ictalurus punctatus* (bagre de canal). O sistema consistiu de dois alagados arranjados em série, onde foram plantadas as macrófitas aquáticas emersas *Scirpus californicus*, *Zizaniopsis miliacea* e *Panicum hemitomom* (Figura 10). O sistema como um todo removeu de 1-81% de N-amoniaco; 43-98% de N-nitrito; 51-75% do nitrogênio total; 45-61% do fósforo total e 75-87% dos sólidos em suspensão.

c) Redding et al. (1997) que verificaram a capacidade de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos (*Rorippa nasturtium-aquaticum*, *Azolla filiculoides* e *Elodea nuttalli*) na remoção de nutrientes de efluentes da criação de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). As maiores remoções de nitrogênio e fósforo foram efetuadas pelo sistema composto por *R. nasturtium-aquaticum* (Tabela 3).

d) Brow et al. (1999) que analisaram a capacidade das macrófitas aquáticas *Suaeda esteroa*, *Salicornia bigelovii* e *Atriplex barclayana* (halófitas) em remover nutrientes de efluentes salinos de aquicultura.

e) Henry-Silva & Camargo (no prelo) que testaram a eficiência das macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes de um viveiro de criação de *O. niloticus*. Os autores constataram que *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram mais eficientes na remoção de fósforo total (82,0 e 83,3%, respectivamente) e nitrogênio orgânico total (46,1 e 43,9%, respectivamente) que *Salvinia molesta* (72,1% de fósforo total e 42,7% de nitrogênio orgânico total) (Figura 11).

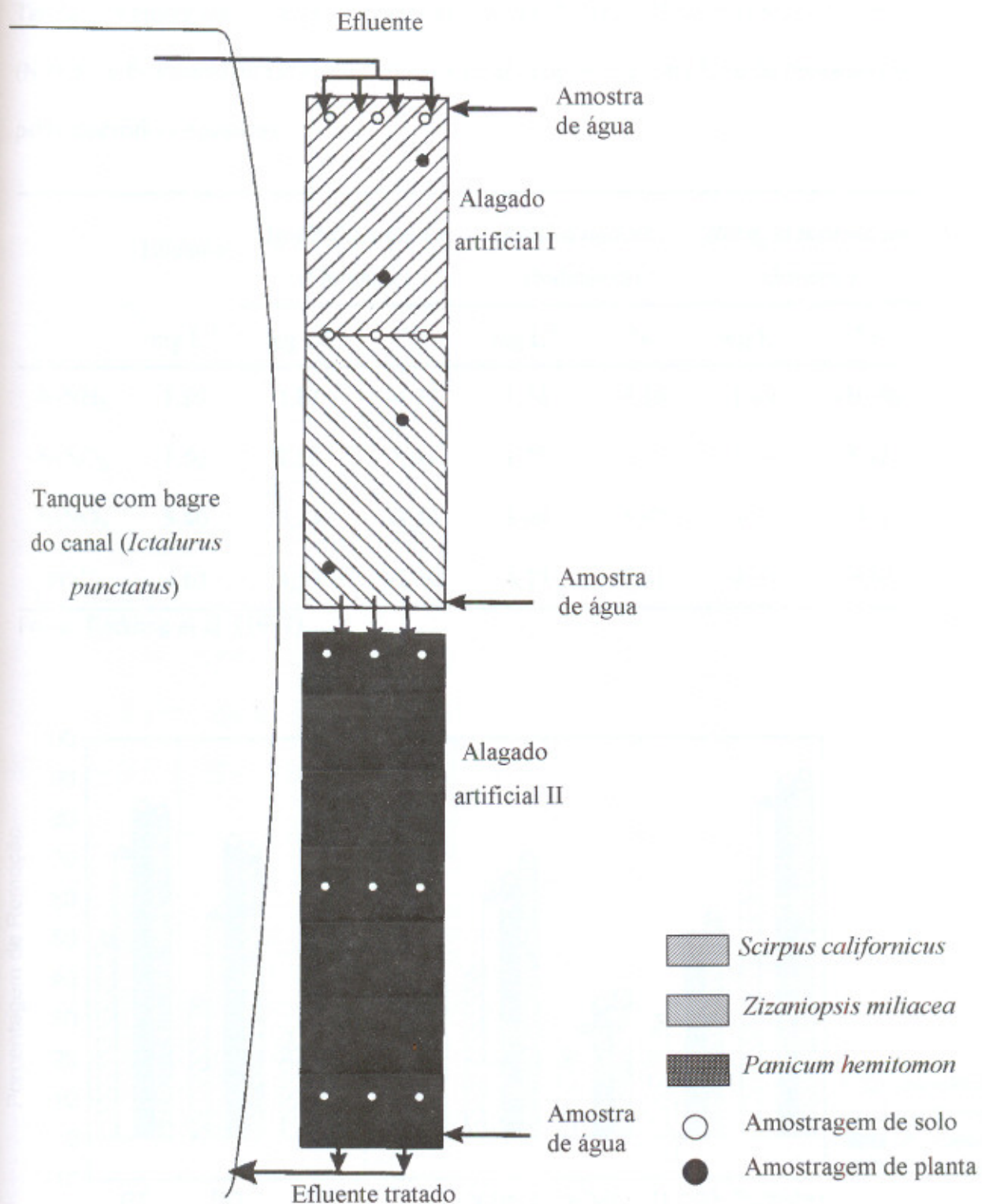


Figura 10. Diagrama esquemático de alagados artificiais com *Scirpus californicus*, *Zizaniopsis miliacea* e *Panicum hemitomon* para tratamento dos efluentes de um tanque de 6,9 ha com *Ictalurus punctatus*. Dimensões de cada alagado: 84 x 14 m (Fonte: Schwartz & Boyd, 1995).

Tabela 3. Valores médios (mg L^{-1}) de N-amoniaco (N-NH_3), N-nitrito (NO_2), N-nitrato (N-NO_3) e P-ortofosfato (PO_4^{3-}) do efluente (tilápia do Nilo e tratado) e de remoção (%) pelas macrófitas aquáticas.

Efluente	<i>Azolla filiculoides</i> (Flutuante)		<i>Elodea nuttalli</i> (Submersa)		<i>Rorippa nasturtium</i> (Emersa)	
	mg L^{-1}	%	mg L^{-1}	%	mg L^{-1}	%
N-NH ₃	1,89	-4,35	1,74	-8,19	1,69	-10,66
N-NO ₂	1,56	1,06	1,75	12,31	1,64	5,32
N-NO ₃	5,40	-3,30	5,08	-5,92	4,57	-15,43
PO ₄ ³⁻	4,63	-2,60	4,27	-7,81	4,23	-8,63

Fonte: Redding et al. (1997).

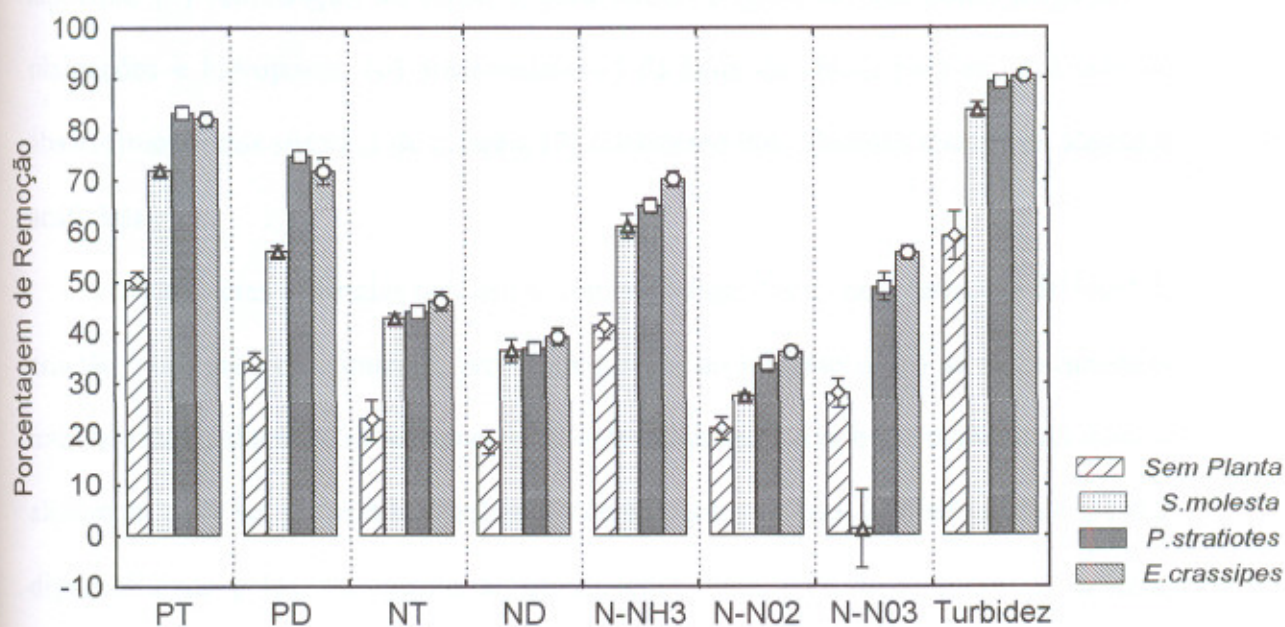


Figura 11. Porcentagens médias e desvios padrão de remoção de fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), nitrogênio orgânico total (NT), nitrogênio orgânico dissolvido (ND), N-amoniaco (N-NH_3), N-nitrito (N-NO_2), N-nitrato (N-NO_3) e turbidez pelos sistemas de tratamento de efluentes (Fonte: Henry-Silva & Camargo, no prelo).

1.6. Considerações Finais

À medida que as normas ambientais se tornam mais rigorosas, a administração e a eliminação dos resíduos será cada vez mais importante nas atividades de aquicultura. Desta forma, uma estratégia apropriada de manejo dos resíduos torna-se indispensável para manter a legalidade, a rentabilidade e a sustentabilidade de qualquer empreendimento. É importante ressaltar que o desenvolvimento da aquicultura em todo mundo tem estimulado a aplicação de Boas Práticas de Manejo. Neste contexto, o *Southern Regional Aquaculture Center* (SRAC, 1998) recomenda as seguintes práticas para minimizar os impactos dos efluentes de aquicultura: (1) utilização de rações com alta qualidade; (2) arraçoamento eficiente; (3) adequada aeração e circulação da água de tanques e viveiros; (4) reutilização do efluente, quando possível, na própria atividade aquícola; (5) reutilização do efluente para outros propósitos, tais como irrigação de plantações e hidroponia; (6) armazenamento da água da chuva para ser utilizada no abastecimento dos sistemas de criação; (7) tratamento dos efluentes através de alagados artificiais.

As espécies utilizadas também devem ser adaptadas às características do local de criação, no intuito de otimizar a produção e evitar ao máximo o uso de medicamentos, muitas vezes poluentes, no tratamento de enfermidades. No que diz respeito ao manejo alimentar, deve ser priorizado a utilização de alimentos de fácil aceitabilidade e elevada digestibilidade pelos organismos aquáticos, com o objetivo de diminuir os resíduos gerados, especialmente de matéria orgânica e de nutrientes que contribuem para o aumento da eutrofização nos ambientes límnicos. Para finalizar, é de relevância a implementação do tratamento do efluente gerado pelas atividades de aquicultura, especialmente para minimizar os impactos sobre os ecossistemas aquáticos.

1.7. Objetivos

Esta tese de doutorado, financiada pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Processo: 02/04131-8), teve por objetivo geral o desenvolvimento de técnicas e padrões que visem melhores práticas de manejo das atividades de aqüicultura. E como objetivos específicos:

1. Caracterizar os efluentes de um viveiro com reprodutores de camarão água doce (*Macrobrachium amazonicum*);
2. Avaliar a eficiência de duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) no tratamento de efluentes da carcinicultura;
3. Determinar a composição química de *E. crassipes* e *P. stratiotes*, no que se refere aos teores de aminoácidos, macro e micro nutrientes, proteína bruta, polifenóis, lipídeos, fração de parede celular e carboidratos solúveis, no intuito de inferir sobre a possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal produzida nos sistemas de tratamento de efluentes;
4. Avaliar as interações ecológicas entre *E. crassipes* e *P. stratiotes*, com o objetivo de obter informações básicas sobre estas duas espécies, quando em associação.
5. Determinar os coeficientes de digestibilidade de *E. crassipes* e *P. stratiotes* pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), no intuito de analisar o grau de viabilidade de aproveitamento da biomassa desses vegetais em rações para peixes.

2. ESTRUTURAÇÃO DOS DEMAIS CAPÍTULOS

Os capítulos II, III e IV são referentes aos experimentos desenvolvidos na Universidade Estadual Paulista, no Setor de Carcinicultura (campus de Jaboticabal), no período de janeiro a maio de 2003. O capítulo 5 diz respeito ao experimento desenvolvido no Laboratório de Nutrição de Organismos Aquáticos da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Campus de Botucatu, Unidade Integrada ao Centro de Aqüicultura da UNESP, no período de janeiro a fevereiro de 2004.

O segundo capítulo intitulado "**Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes**" teve por objetivo verificar a eficiência de duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) no tratamento de efluentes de camarões de água doce (*Macrobrachium amazonicum*). Os sistemas de tratamento foram constituídos de 15 tanques experimentais, que ficaram ao ar livre e apresentaram as seguintes dimensões: 1,0 m de largura, 2,0 m de comprimento e 0,5 m de profundidade. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com cinco tratamentos e três réplicas. Tratamento I: composto apenas por *E. crassipes*; Tratamento II: composto apenas por *P. stratiotes*; Tratamento III: composto por *E. crassipes* na metade inicial das unidades experimentais e por *P. stratiotes* na metade final; Tratamento IV: composto por *P. stratiotes* na metade inicial das unidades experimentais e por *E. crassipes* na metade final; Tratamento V: Controle, ou seja, sem plantas (Figuras 12 e 13).

O terceiro capítulo intitulado "**Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aqüicultura**" visou avaliar a composição química de duas macrófitas aquáticas flutuantes (*E. crassipes* e *P.*

stratiotes), utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura e inferir sobre a possibilidade de aproveitamento da biomassa desses vegetais.

O quarto capítulo intitulado "**Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes***" teve por objetivo avaliar as inter-relações entre as macrófitas aquáticas flutuantes *E. crassipes* e *P. stratiotes*, cultivadas em efluentes de carcinicultura. O experimento consistiu de cinco tratamentos com unidades experimentais em triplicata. Tratamento I: *E. crassipes* crescendo em monocultura (100%); Tratamento II: *P. stratiotes* crescendo em monocultura (100%); Tratamento III: 75% de *E. crassipes* e 25% de *P. stratiotes*; Tratamento IV: cada uma das espécies preencheu 50% das unidades experimentais; Tratamento V: 25% de *E. crassipes* e 75% de *P. stratiotes* (Figuras 14 e 15).

No quinto capítulo intitulado "**Digestibilidade Aparente de Macrófitas Aquáticas pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)**" são apresentados os coeficientes de digestibilidade aparente da proteína bruta e dos aminoácidos de *E. crassipes* e *P. stratiotes* pela tilápia do Nilo. Foram confeccionadas três rações, marcadas com 0,10% de óxido de cromo-III (indicador), sendo uma delas a ração referência (purificada) e as demais contendo 30% dos ingredientes. A coleta das fezes foi realizada através do sistema Guelph modificado (Figuras 16 a 18).

A exceção do primeiro capítulo, todos os demais estão estruturados no formato de artigo científico. O capítulo 2 está enquadrado nas normas do *Journal of Applied Aquaculture*. O capítulo 3 está de acordo com as normas da revista *Plantas Daninhas*. O capítulo 4 está dentro das normas da revista *Hydrobiologia* e o capítulo 5 está de acordo com as normas da *Revista Brasileira de Zootecnia*.

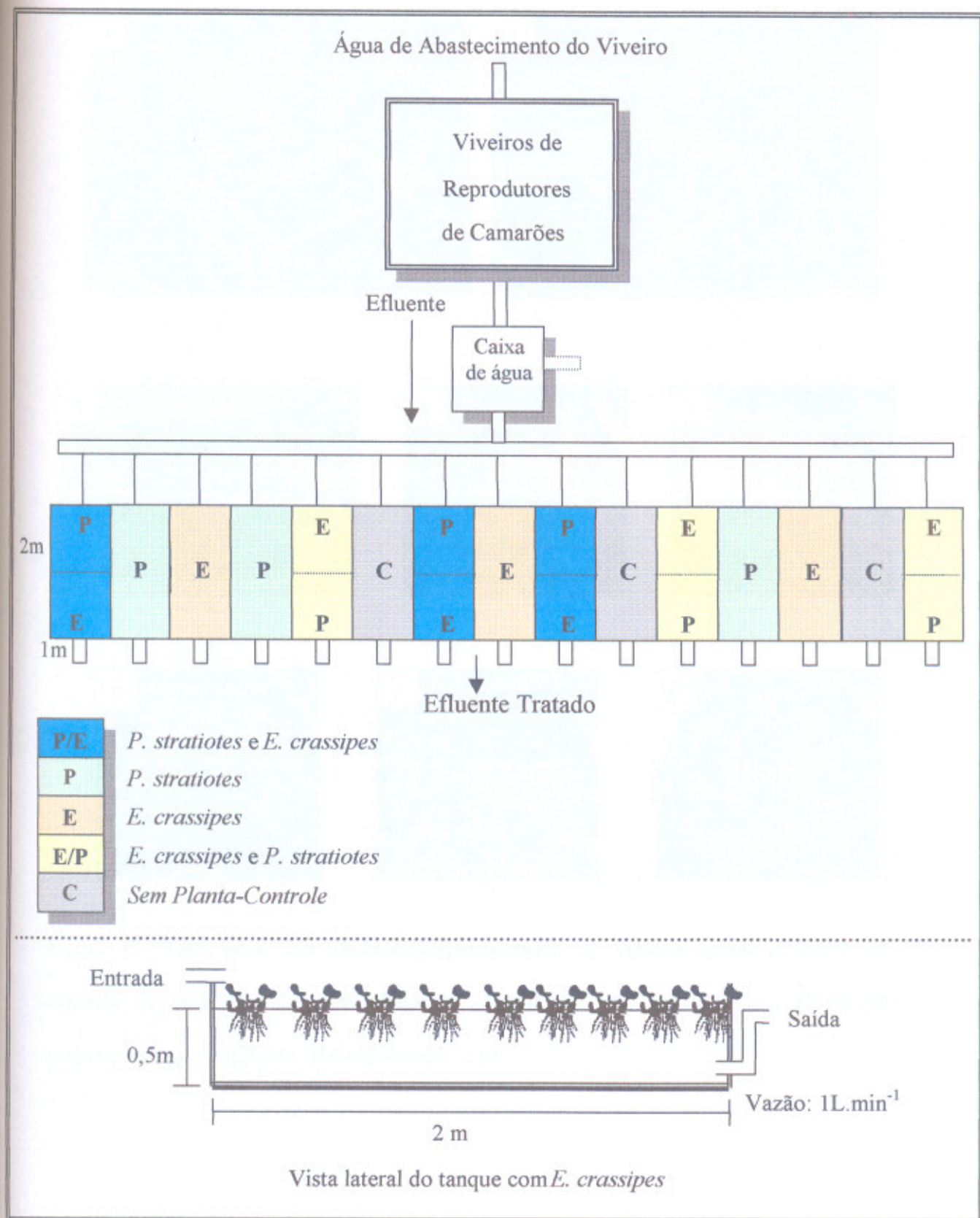


Figura 12. Delineamento experimental do sistema de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas.

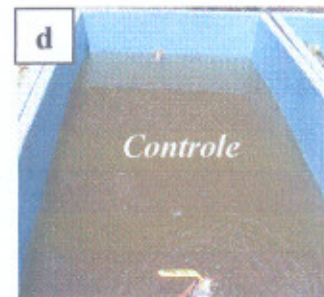
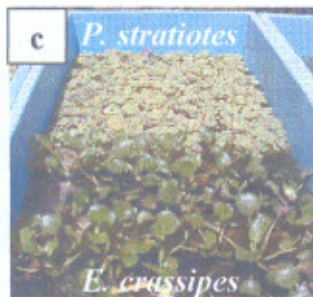
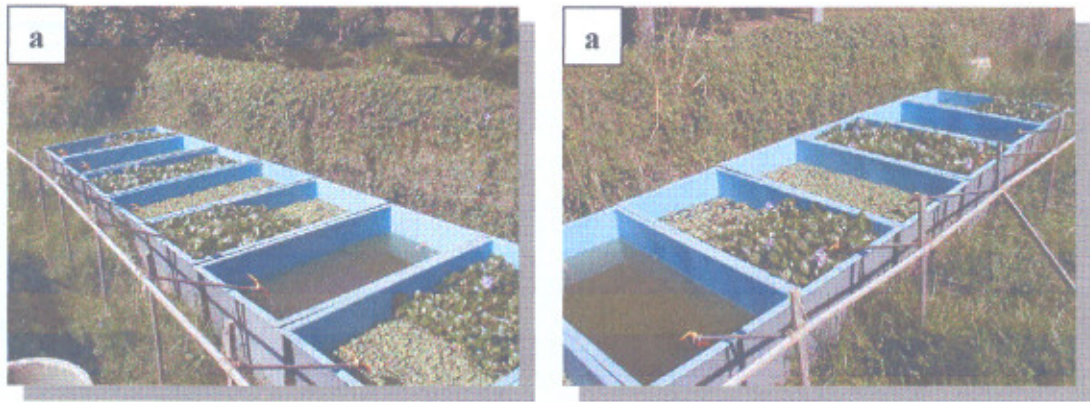
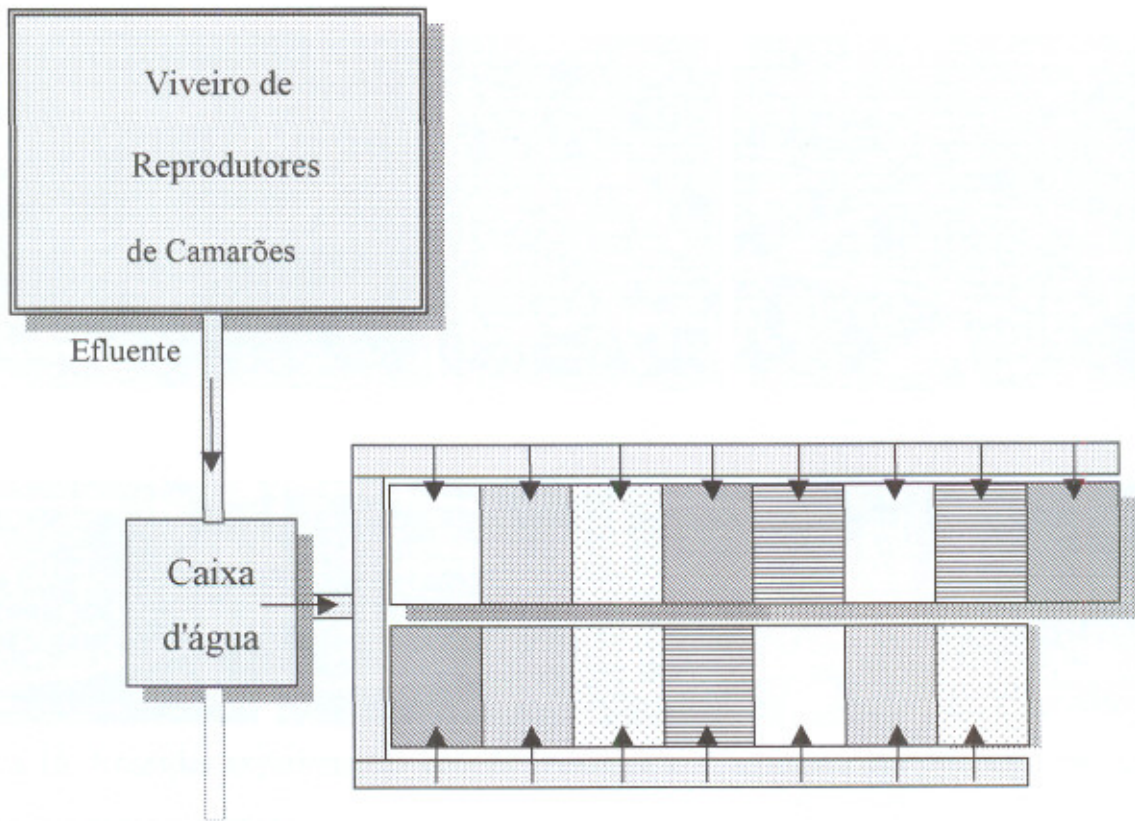


Figura 13. Vista geral das unidades experimentais (a); viveiro de reprodutores de camarão de água doce (b); unidades com *E. crassipes* e *P. stratiotes* em diferentes proporções (c); tanque sem plantas - controle (d).








-  *E. crassipes* (monocultura)
-  *P. stratiotes* (monocultura)
-  3 partes *E. crassipes* e 9 partes de *P. stratiotes*
-  6 partes *E. crassipes* e 6 partes de *P. stratiotes*
-  9 partes *E. crassipes* e 3 partes de *P. stratiotes*

Figura 14. Delineamento do experimento de competição entre as macrófitas aquáticas flutuantes *E. crassipes* e *P. stratiotes*.



Figura 15. Unidades experimentais com *E. crassipes* e *P. stratiotes* em diferentes proporções (experimento de competição).

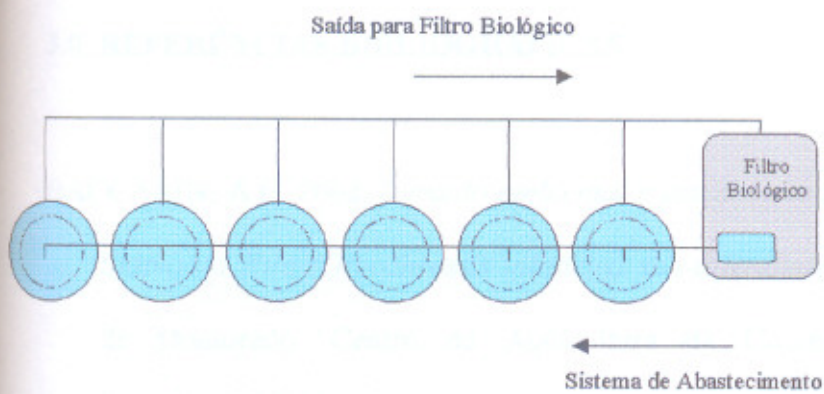


Figura 16. Conjunto de aquários circulares (aquários de alimentação), confeccionados em fibra de vidro, com capacidade para 250 L de água usados no ensaio de digestibilidade.

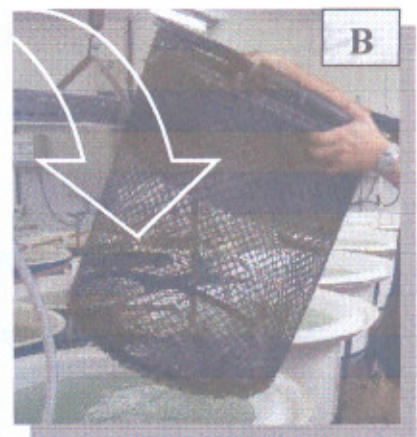


Figura 17. Aquários de digestibilidade e os seus respectivos filtros biológicos (A). Detalhe do tanque rede com indivíduos de *O. niloticus* utilizado no experimento (B).

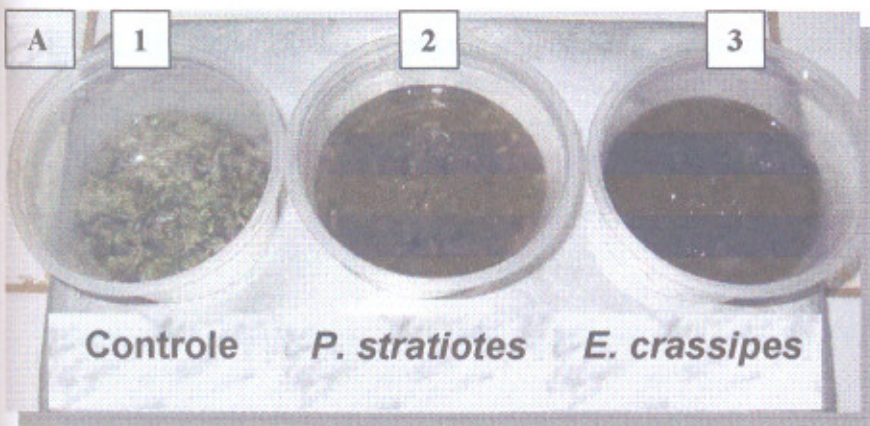


Figura 18. (A) Fezes de indivíduos de *O. niloticus* alimentados com ração purificada - controle (1), ração com 30% de biomassa total de *P. stratiotes* (2) e ração com 30% de biomassa total de *E. crassipes* (3), coletadas dos tanques de digestibilidade. (B) Detalhe do tubo coletor contendo fezes de tilápia do Nilo.

3.0. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BACCARIN, A.E. 2002. *Impacto ambiental e parâmetros zootécnicos da produção de tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus) sob diferentes manejos alimentares*. Tese de Doutorado. Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP, 56 p.
- BERGHEIM, A.; AABEL, J.B. & SEYMOUR, E.A. 1991. Past and present approaches to aquaculture waste management in Norwegian net pen culture operations. In: COWEY, C.H. & CHO, C.Y. (Eds.), *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste*. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional strategies in Management of Aquaculture Waste, Ontario, Canada.
- BOAVENTURA, R.; PEDRO, A.M.; COIMBRA, J. & LENCASTRE, E. 1997. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution*, 95(3): 379-387.
- BRIX, H. 1987. Treatment of wastewater in the rizhosphere of wetlands plants - the root zone method. *Water Science and Technology*, 19(1/2): 107-118.
- BRIX, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science Technology*, 35(5): 11-17.
- BRIX, H. & SCHIERUP, H.H. 1989. The use of aquatic macrophytes in water - pollution control. *Ambio*. 15: 100-107.
- BROW, J.J.; GLENN, E.P.; FITZSIMMONS, K.M. & SMITH, S.E. 1999. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. *Aquaculture*, 175: 255-268.
- CAMARGO, J.A. 1992. Temporal and spatial variations in dominance, diversity and biotic indices along a limestone stream receiving a trout farm effluent. *Water, Air and Soil Pollution*, 63:343-359.

- CHUA, T.E.; PAW, J.N. & GUARIAN, F.Y. 1989. The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in southeast Asia. *Marine Pollution Bulletin*, 20: 335-343.
- COCHAVA, M.; DIAB, S.; AVNIMELECH, Y. MIRES, D. & AMIT, Y. 1990. Intensive growth of fish with minimal water exchange. *Fish. Fish-breeding Israel*, 23(4): 174-181.
- COOPER, P.F. & FINDLATER, B.C. 1990. *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, International Association on Water Pollution Research and Control, Pergamon Press, Oxford.
- CORBITT, R.A. & BOWEN, P. 1994. Constructed wetlands for wastewater treatment. In: KENT, D.M. (Ed.) *Applied Wetlands Science and Technology*, Lewis Publishers, London. p. 221-243.
- ENNABILI, A.; ATER, M. & RADOUX, M. 1998. Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquatic Botany*. 62: 45-56.
- ESTEVEZ, F. A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 602p.
- FAO 1997. *Aquaculture development*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. n. 5, Rome: FAO.
- FAO. 1988. *Aspects of FAO's policies, programs, budget and activities aimed at contributing to sustainable development*. Rome: FAO.
- FAO. 1994. *Diagnóstico sobre el estado de la acuicultura e América Latina y el Caribe*. Documento de Campo n. 11. México: FAO.
- FARAHBAKSHAZAD, N., MORISON, G.M. & SALATI, E.F. 2000. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. *Ambio*. 29: 74-77.

- FAULKNER, S.P. & RICHARDSON, C.J. 1989. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. In: HAMER, D.A. (Ed.). *Constructed wetlands for wastewater treatments*, Lewis Publishers, Michigan. 41-72.
- GOPAL, B. 1999. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potential and problems. *Water Science Technology*, 40(3): 27-35.
- GUNTENSPERGEN, F.; STEARNS, F. & KADLEC, J.A. 1989. Wetland vegetation. In: HAMER, D.A. (Ed.). *Constructed wetlands for wastewater treatments*, Lewis Publishers, Michigan. p. 73-88.
- HAMER, D.A. & BASTIAN, R.K. 1989. Wetlands ecosystems: natural water purifiers? In: HAMER, D.A. (Ed.). *Constructed wetlands for wastewater treatments*, Lewis Publishers, Michigan. p. 5-20.
- HENRY-SILVA, G.G. 2001. *Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (Eichhornia crassipes, Pistia stratiotes e Salvinia molesta) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal*. Dissertação de Mestrado. Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP, 79 p.
- HENRY-SILVA, G.G.; BACCARIN, A.E. & CAMARGO, A.F.M. (dados não publicados). Impacto do lançamento de efluentes de aquicultura sobre a qualidade da água de ambientes híbridos.
- HENRY-SILVA, G.G. & CAMARGO, A.F.M. (no prelo). Treatment of Aquaculture Effluents with Floating Aquatic Macrophytes. *Journal World Aquaculture Society*.
- HOPKINS, J.S.; BRADY, C.L.; HAMILTON, R.D. & HEFFERNAN, J.A. 1995. The effect on low-rate sand filtration and modified feed management on effluent quality, pond water quality and production of intensive shrimp ponds. *Estuaries*, 18: 116-123.

- KADLEC, R.H. & KNIGHT, R.L. 1996. *Treatment Wetlands*, Boca Raton: CRC Lewis Publishers.
- KARPISCAK, M. M.; GERBA, C. P.; WATT, P. M.; FOSTER, K. E. & FALABI, J. A. 1996. Multi - species plant systems for wastewater quality improvements and habitat enhancement. *Water Science Technology*, 33: 231-236.
- LOCH, D.D.; WEST, J.L. & PERLMUTTER, D.G. 1996. The effects of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, 147: 37-55.
- MACEDO, C.F. 2004. Qualidade da água em viveiros de criação de peixes com sistema de fluxo contínuo. Tese de Doutorado. Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP, 136 p.
- MENEZES, L.C.B & BEYRUTH, Z. (2003). Impactos da aquicultura em tanques-rede sobre a comunidade bentônica da represa de Guarapiranga - São Paulo - SP. *Boletim do Instituto de Pesca*, 29(1):77-86.
- MIDLEN, A. & REDDING, T. 1998. *Environmental Management for Aquaculture*. Netherlands, Kluwer Academic Publishers. 223 p.
- MIRES, D. 1995. Aquaculture and the aquatic environment: mutual impact and preventive management. *The Israeli Journal of Aquaculture - Bamidgeh*, 47: 163-172.
- NACA/FAO. 2000. *Desenvolvimento da Aquicultura para Além de 2000: A Declaração de Bangucoque e Estratégia*. Conferência sobre aquicultura no Terceiro Milênio, 20-25 de fevereiro de 2000, Bangucoque Tailândia. NACA, Bangucoque e FAO, Roma. 22 p.
- NG, W.J.; SIM, T.S. & ONG, K.K. 1990. The effect of *Elodea densa* on aquaculture water quality. *Aquaculture*, 87: 267-276.

- ODUM, E.P. 1988. *Ecologia*. Editora Guanabara, 434 p.
- ODUM, E.P. 1993. *Ecology: our endangered life-support systems*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, 301p.
- PERSSON, G. 1991. Eutrophication resulting from salmonid fish culture in fresh and salt waters: Scandinavian experiences. In: COWEY, C.H. & CHO, C.Y. (Eds.), *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste*. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional strategies in Management of Aquaculture Waste, Ontario, Canada.
- PISTORI, R.E.T. 2005. *Crescimento da macrófita aquática flutuante Salvinia molesta crescendo em duas represas submetidas a diferentes níveis de impactos*. Dissertação de Mestrado. Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP, 45 p.
- PROENÇA, C.E.M. & NETO, F.M.O. 2000. Legislação. In: VALENTI, W.C.; POLI, C.R.; PEREIRA, J.A.; BORGHETTI, J.R. *Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia, p. 143-180.
- REDDING, T.; TODD, S. & MIDLEN, A. 1997. The treatment of aquaculture wastewater - A botanical approach. *Journal of Environmental Management*, 50: 283-299.
- REDDY, K.R. & DEBUSK, T.A. 1985. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 14(4): 459-462.
- REDDY, K.R. & DEBUSK, T.A. 1987. State of the art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Water Science and Technology*, 19: 61-79.
- SCHWARTZ, M. F. & BOYD, C. E. 1995. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. *The Progressive Fish-Culturist*, 57: 255-266.

- SHILO, M. & RIMON, A. 1982. Factors which effect the intensification of fish breeding in Israel. 2. Ammonia transformation in intensive fish ponds. *Bamidgeh*, 34(3): 101-114.
- SILVERT, W. 1992. Assessing environmental impact of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture*, 107: 67-79.
- SRAC. 1998. Characterization and management of effluents from aquaculture ponds in the southeastern United states. Pub. 600. 31 p.
- STICKNEY, R.R. 1979. *Principles of warmwater aquaculture*. New York: Jonh Wiley & Sons, Inc., p. 156-158.
- TOVAR, A.; MORENO, C.; MÁNUEL-VEZ, M.P. & GARCÍA-VARGAS, M. 2000. Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. *Water Resource*, 34(1): 334-342.
- VALENTI, W.C. 2000. Aquaculture for sustainable development. In: VALENTI, W.C.; POLI, C.R.; PEREIRA, J.A.; BORGHETTI, J.R. *Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia, p. 25-32.
- VINATEA, L.A.A. 2000. *Modos de apropriação e gestão patrimonial de recursos costeiros*. Tese de Doutorado. Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 250 p.
- VYMAZAL, J. 1998. Types of constructed wetlands for wastewater treatment. In: *Proceedings - 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. ICWS'98, Águas de São Pedro - SP, Brazil, pp. 150-166.
- WOOD, A. 1995. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. *Water Science and Technology*, 32(3), 21-29.

Capítulo II

TRATAMENTO DE EFLUENTES DA CARCINICULTURA POR MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES

RESUMO - Os efluentes de aqüicultura são ricos em sólidos em suspensão, nitrogênio, fósforo e matéria orgânica e contribuem para a eutrofização dos corpos de água receptores. Os sistemas de tratamento com macrófitas aquáticas podem ser uma alternativa viável para minimizar este impacto. O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de sistemas compostos por duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) no tratamento de efluentes gerados por um viveiro de manutenção de reprodutores de camarões de água doce (*Macrobrachium amazonicum*). Os sistemas de tratamento foram constituídos de 12 unidades experimentais com as macrófitas aquáticas e três sem plantas (controle). Foram analisadas amostras da água de abastecimento do viveiro de criação de camarões de água doce, do efluente gerado e dos efluentes após passarem pelos sistemas de tratamento. O efluente apresentou menores concentrações de oxigênio dissolvido e maiores concentrações de nutrientes do que a água de abastecimento do viveiro. Ambas as espécies de macrófitas aquáticas flutuantes foram eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo.

Palavras-chave: aqüicultura, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Macrobrachium amazonicum*, nutrientes

TREATMENT OF SHRIMP EFFLUENTS WITH FLOATING AQUATIC MACROPHYTES

ABSTRACT - Aquaculture effluents are enriched by suspended solids, nitrogen, phosphorus and organic matter and contribute to increase eutrophication of the receiving water bodies. Systems for treatment of aquaculture effluents with aquatic macrophytes are a viable alternative to minimize this impact. The objective of this work was to evaluate the efficiency of systems composed of two species of floating aquatic macrophyte (*Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*) to treat effluents from shrimp culture. The effluent originated from a pond populated with *Macrobrachium amazonicum*. Treatment systems consisted of 12 experimental tanks with aquatic macrophyte and three tanks without plants (control). Water samples were collected from the fresh water supply and before and after passing through the treatment systems. Effluents had increased nutrients contents and reduced dissolved oxygen and the aquatic macrophytes effectively removed nitrogen and phosphorus from the effluent.

Key words: aquaculture, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Macrobrachium amazonicum*, nutrients

INTRODUÇÃO

A aqüicultura moderna deve contemplar além do lucro, a preservação ambiental e o desenvolvimento social. Neste contexto, a preocupação com o ambiente deve ser parte integrante do processo de produção, sendo inadequado o desenvolvimento de técnicas que visem otimizar a produção de organismos aquáticos sem considerar os possíveis impactos gerados (Valenti, 2000). A aqüicultura, assim como toda a atividade produtiva, acarreta impactos ambientais, sendo, portanto, necessário considerar mecanismos viáveis para minimizá-los, planejando adequadamente a utilização dos recursos naturais e elaborando estratégias consistentes de desenvolvimento sustentável (Assad & Bursztyn, 2000; Henry-Silva, 2001).

A aqüicultura tende a produzir grandes volumes de efluentes com concentrações relativamente reduzidas de nutrientes, principalmente quando comparados com os efluentes urbanos (Folke et al., 1994). No entanto, as características dos efluentes de aqüicultura tendem a apresentar ampla variação, em decorrência das formas de manejo, da tecnologia empregada, das espécies criadas e, principalmente, da intensidade de produção (Castagnolli, 1992; Boyd, 1997).

Como principal efeito do lançamento desses efluentes nos ambientes naturais, têm-se constatado o aumento das concentrações de nutrientes e o conseqüente aumento das populações de fitoplâncton e de bactérias, sendo que o seu lançamento contínuo pode resultar em bioacumulação crônica de fósforo, com conseqüências ecológicas negativas sobre o ambiente aquático (Redding et al., 1997). Concomitantemente, a eutrofização artificial também pode comprometer os sistemas de criação, através da depleção dos teores de oxigênio dissolvido, do aumento de compostos nitrogenados tóxicos e do comprometimento da qualidade do pescado (Midlen & Redding, 1998; Gerber et al., 1979).

Dentre as várias atividades que a aqüicultura engloba, a carcinicultura tem se destacado em virtude de sua ampla difusão em várias partes do mundo, embora tenha sofrido redução de produção de 10% na última década (Cavalcanti, 1998; Ostrensky et al., 2000). Esta atividade desperta a atenção em relação aos impactos ambientais que pode provocar, especialmente em relação aos efluentes gerados. Estes efluentes contribuem para o aumento das concentrações de nutrientes nos ambientes aquáticos em que são lançados, afetando a dinâmica e a estabilidade das comunidades (Beardmore et al., 1997). Segundo Wang (1990) a alta produção fitoplanctônica nos viveiros de criação de camarões força os carcinicultores a contínuas renovações de água, gerando descargas de efluentes nos ambientes aquáticos naturais.

É importante ressaltar que à medida que as normas ambientais se tornam mais rigorosas, a administração e a eliminação dos resíduos serão cada vez mais importantes nas atividades de aqüicultura. Desta forma, uma estratégia apropriada de manejo dos resíduos torna-se indispensável para manter a legalidade, a rentabilidade e a sustentabilidade de qualquer empreendimento aqüícola. De fato, a Declaração de Banguécoque (NACA/FAO, 2000) preconiza que as políticas e as regulamentações referentes à aqüicultura devem promover explorações técnicas economicamente viáveis, ambientalmente responsáveis e socialmente aceitáveis.

Nesse contexto, os sistemas de tratamento de efluentes compostos por macrófitas aquáticas podem ser uma alternativa viável para os aqüicultores, no intuito de minimizar os impactos sobre os ecossistemas aquáticos. As principais vantagens são o baixo custo de implantação e manutenção e a eficiência já comprovada no tratamento de efluentes urbanos (Brix & Schierup, 1989; Casabianca, 1995; Karpiscak et al., 1996; Ennabili et al., 1998; Farahbakhshazad et al., 2000), além da possibilidade de aproveitamento da

biomassa vegetal excedente (Gopal & Sharma, 1979; El-Sayed, 1999; Henry-Silva & Camargo, 2002).

Embora diversos trabalhos comprovem a eficiência das plantas aquáticas no tratamento de efluentes domésticos, estudos sobre a utilização desses vegetais no tratamento de efluentes de aquicultura são escassos. Podendo-se destacar os trabalhos de Schwartz & Boyd (1995) que analisaram a eficiência de um sistema composto por macrófitas aquáticas emersas no tratamento de efluentes de *Ictalurus punctatus* (bagre de canal), o de Redding et al. (1997) que verificaram a capacidade de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos na remoção de nutrientes de efluentes de uma criação de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e o de Costa-Pierce (1998) que utilizou *E. crassipes* em um sistema integrado de tratamentos de efluentes domésticos e de piscicultura. No Brasil, podem ser destacados as pesquisas desenvolvidas por Henry-Silva (2001) que testou a eficiência das macrófitas aquáticas flutuantes *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *Salvinia molesta* no tratamento de efluentes de um viveiro de criação de *O. niloticus* e por Benassi (2003) que verificou a capacidade de remoção de nutrientes de carcinicultura por espécies flutuantes. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi verificar a eficiência das macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* no tratamento de efluentes de camarões de água doce (*Macrobrachium amazonicum*).

MATERIAL E MÉTODOS

Delineamento experimental

O experimento de campo foi desenvolvido na Universidade Estadual Paulista (21° 18' S e 48° 18' W), no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura, durante o

período de quatro meses (janeiro a maio de 2003). As macrófitas aquáticas foram coletadas em ecossistemas lóticos bem preservados do litoral sul do Estado de São Paulo (24° 11' S e 46° 48' W).

Os sistemas de tratamento dos efluentes foram constituídos de 15 tanques experimentais de fibra de vidro, instalados ao ar livre e apresentaram as seguintes dimensões: 1,0 m de largura, 2,0 m de comprimento e 0,5 m de profundidade. O período de residência do efluente em cada um dos tanques foi de aproximadamente 17 horas, com vazão de 1 L.minuto⁻¹.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com cinco tratamentos e três réplicas, sendo os tratamentos assim constituídos: **tratamento 1**: apenas *E. crassipes* (7000 g de massa fresca por tanque); **tratamento 2**: apenas *P. stratiotes* (5500 g de massa fresca por tanque); **tratamento 3 (E+P)**: *E. crassipes* na metade inicial dos tanques (3500 g de massa fresca por tanque) e *P. stratiotes* na metade final dos tanques (2750 g de massa fresca por tanque); **tratamento 4 (P+E)**: *P. stratiotes* na metade inicial dos tanques (2750 g de massa fresca por tanque) e por *E. crassipes* na metade final dos tanques (3500 g de massa fresca por tanque); **tratamento 5**: Controle (sem plantas).

De acordo com as recomendações de Wolverton (1979), a biomassa das espécies vegetais preencheu aproximadamente 80% da superfície das unidades experimentais. Os efluentes foram provenientes de um viveiro de 200 m² com aproximadamente 2000 reprodutores de camarão de água doce (*M. amazonicum*), com densidade média de estocagem foi de 85,7 g.m⁻². O manejo alimentar foi efetuado com ração peletizada comercial, cuja composição é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Composição básica da ração fornecida aos reprodutores de *M. amazonicum*.

Componente	Valor	Componente	Valor
Umidade (máx.) %	12,0	Vitamina B6 (mg)	100,0
Proteína Bruta (min.) %	32,0	Ácido Fólico (mg)	1,0
Extrato Etéreo (min.) %	7,0	Ácido Pantotênico (mg)	50,0
Matéria Fibrosa (máx.) %	9,0	Biotina (mg)	0,5
Matéria Mineral (máx.) %	12,0	Colina (mg)	2.000,0
Cálcio (máx.) %	2,0	Niacina (mg)	80,0
Fósforo (min.) %	1,0	Riboflavina (mg)	8,0
Vitamina A (UI/kg)	10	Cobre (mg)	20,0
Vitamina D3 (UI/kg)	3	Ferro (mg)	40,0
Vitamina C (mg)	250,0	Iodo (mg)	5,0
Vitamina E (mg)	80,0	Manganês (mg)	30,0
Vitamina K3 (mg)	5,0	Selênio (mg)	0,4
Vitamina B1 (mg)	25,0	Zinco (mg)	150,0
Vitamina B2 (mg)	10,0	Antioxidante (mg)	150,0

Variáveis Limnológicas

Semanalmente, entre 9:00 e 10:00 h foram coletadas e analisadas amostras de água que abasteciam os viveiros de camarão, dos efluentes gerados e, dos efluentes tratados pelas macrófitas aquáticas e dos tanques controle. As medidas de temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), turbidez, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica foram obtidas através do aparelho "Water Quality Checker", modelo U-10 da marca Horiba. As determinações de nitrogênio total (NT), N-nitrito (N-NO₂) e N-nitrato (N-NO₃) foram realizadas segundo método descrito em Mackereth et al. (1978) e as concentrações de N-amoniaco (N-NH₃) foram determinadas de acordo com o método proposto por Koroleff (1976). Os valores de fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD) e alcalinidade total foram obtidos através do método descrito por Golterman et al. (1978).

Variáveis biológicas

Semanalmente as plantas foram removidas das partes inicial (entrada do efluente) e final (saída do efluente tratado) dos tanques para a determinação da massa fresca e, posteriormente, devolvidas as suas respectivas unidades experimentais. Antes de efetuar a pesagem, o excesso de água retido nas raízes dos vegetais foi retirado, deixando a água escorrer por aproximadamente cinco minutos.

Análise dos Dados

A massa seca das macrófitas aquáticas foi estimada a partir da equação de regressão linear entre a massa fresca (MF) e a massa seca (MS) de indivíduos coletados nos ecossistemas lóticos do litoral sul do estado de São Paulo:

E. crassipes: $MS = 0,565 + 0,061 \times MF$ ($r = 0,985$; $n = 30$).

P. stratiotes: $MS = -1,951 + 0,055 \times MF$ ($r = 0,992$; $n = 30$).

As porcentagens de remoção dos nutrientes e da turbidez, para cada tratamento, foram calculadas através da seguinte equação:

$$R = 100 - [(100 * C_{etrat}) / C_e]$$

Onde: R = Porcentagem de remoção; C_{etrat} = concentração de nutriente no efluente tratado e C_e = concentração de nutriente no efluente de carcinicultura.

Para testar a normalidade e a homocedasticidade dos dados foram utilizados os testes de D'Agostinho e de Bartlett, respectivamente. Para as variáveis que apresentaram distribuição normal e variância homogênea foi aplicada Análise de Variância (ANOVA-one-way) e a posteriori o teste de Duncan. Quando os pré-requisitos da ANOVA não

foram satisfeitos foi aplicado o teste não-paramétrico de Kruskal - Wallis (Zar, 1999). O nível de significância considerado para todos os testes foi 0,05.

Com as variáveis limnológicas foi aplicada a Análise dos Componentes Principais (Bouroche & Saporta, 1982), com o intuito de ordenar os sistemas de tratamento quanto a eficiência na remoção de nutrientes.

RESULTADOS

Características Físicas e Químicas da Água de Abastecimento e do Efluente da Carcinicultura

Na Tabela 2 estão apresentados os valores médios e desvios padrão das variáveis limnológicas da água de abastecimento e do efluente do viveiro de carcinicultura. Pode-se constatar que as variáveis físicas e químicas do efluente do viveiro apresentaram maiores valores médios de temperatura, pH, condutividade elétrica, alcalinidade, turbidez, fósforo e nitrogênio em relação a água de abastecimento. Os incrementos de turbidez, fósforo total e nitrogênio total no efluente foram de 106,7; 78,4 e 56,7%, respectivamente. Para as demais formas nitrogenadas os incrementos foram de 59,7% para N-nitrato; 48,0% para N-nitrito e 50,4% para N-amoniaco. A concentração de oxigênio dissolvido do efluente sofreu redução de 27,4% em relação a concentração média obtida na água de abastecimento do viveiro.

Tabela 2. Valores médios e desvios padrão (16 semanas) das variáveis físicas e químicas da água de abastecimento e do efluente do viveiro de reprodutores de camarão de água doce (*M. amazonicum*).

Variáveis	Água de Abastecimento	Efluente
Temperatura (°C)	25,7 ± 2,0	26,5 ± 2,2
pH	7,5 ± 0,3	8,1 ± 0,5
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	6,5 ± 0,9	5,1 ± 0,6
Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹)	0,058 ± 0,008	0,068 ± 0,006
Alcalinidade total (mg.L ⁻¹)	0,677 ± 0,047	0,638 ± 0,081
Turbidez (NTU)	30 ± 7,0	62 ± 21
Fósforo total (µg.L ⁻¹)	128,5 ± 27,9	229,3 ± 69,7
Fósforo dissolvido (µg.L ⁻¹)	15,6 ± 5,4	33,1 ± 7,1
Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)	0,30 ± 0,03	0,47 ± 0,15
N-nitrato (µg.L ⁻¹)	99,1 ± 12,3	158,3 ± 23,4
N-nitrito (µg.L ⁻¹)	10,0 ± 1,1	14,8 ± 2,2
N-amoniaco (µg.L ⁻¹)	11,3 ± 0,9	17,0 ± 1,4

Sistemas de Tratamento de Efluentes

Em relação aos teores de nutrientes e de matéria orgânica, constatou-se uma melhoria da qualidade do efluente de carcinicultura, após passar pelos sistemas de tratamento. Os valores de fósforo, nitrogênio e turbidez do efluente sofreram reduções significativas ($p < 0,05$) após atravessarem os sistemas com as macrófitas aquáticas. Os valores destas variáveis foram significativamente superiores no efluente tratado pelo sistema controle (sem plantas). Não foram constatadas diferenças significativas entre as

características limnológicas do efluente tratado pelos sistemas com *E. crassipes*; *P. stratiotes*; *E. crassipes* + *P. stratiotes* e *P. stratiotes* + *E. crassipes*. Os valores de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica foram significativamente inferiores ($p < 0,05$) no efluente tratado pelas macrófitas aquáticas, quando comparados com os valores do efluente da carcinicultura (Figuras 1 e 2).

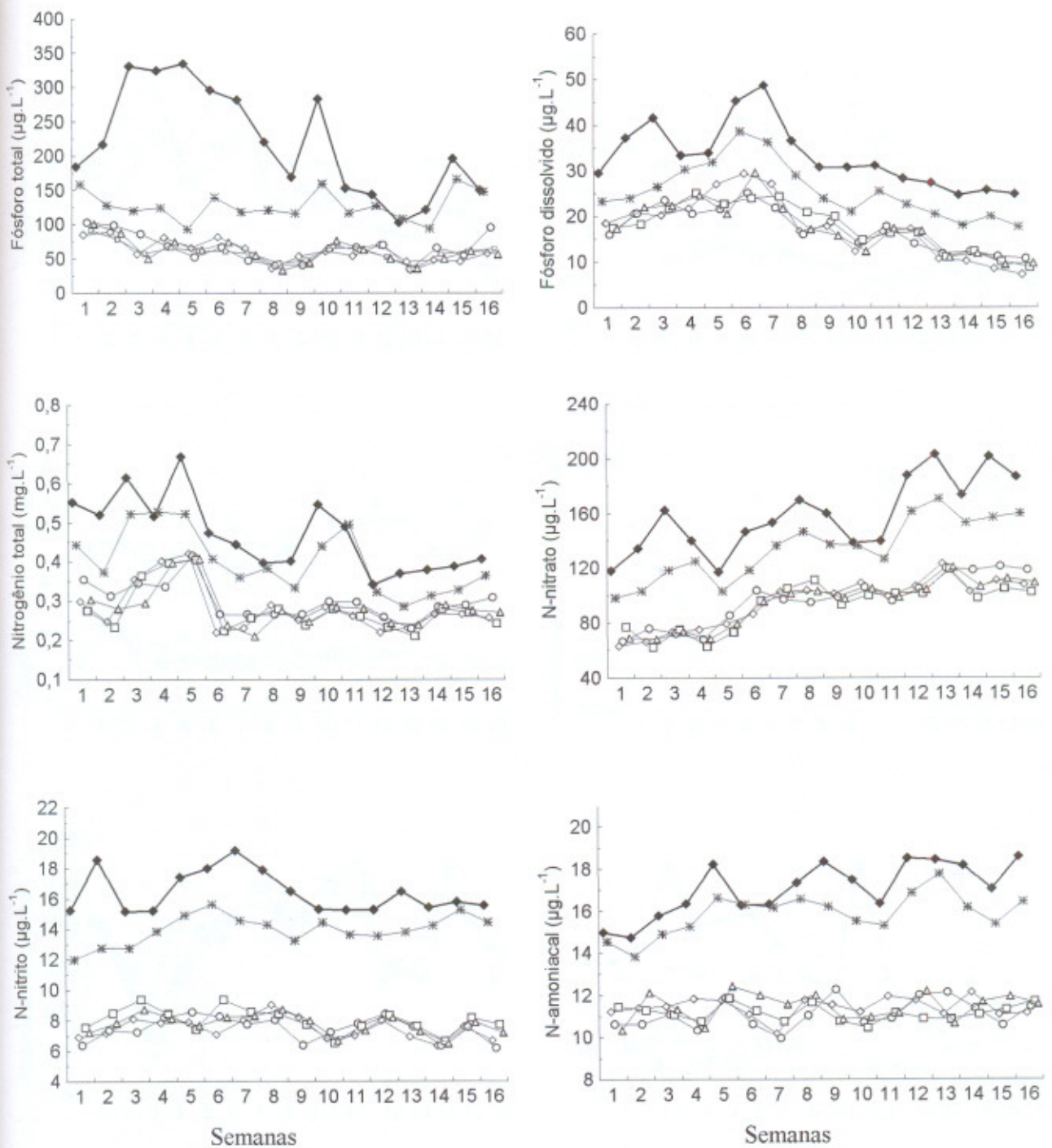


Figura 1. Valores médios de fósforo total, fósforo dissolvido, nitrogênio total, N-nitrato, N-nitrito, N-amoniaco do efluente do viveiro de camarões de água doce (♦) e do efluente tratado após passar pelos sistemas de tratamento controle (★), *E. crassipes* (◇), *P. stratiotes* (○) *E. crassipes* + *P. stratiotes* (□) *P. stratiotes* + *E. crassipes* (△).

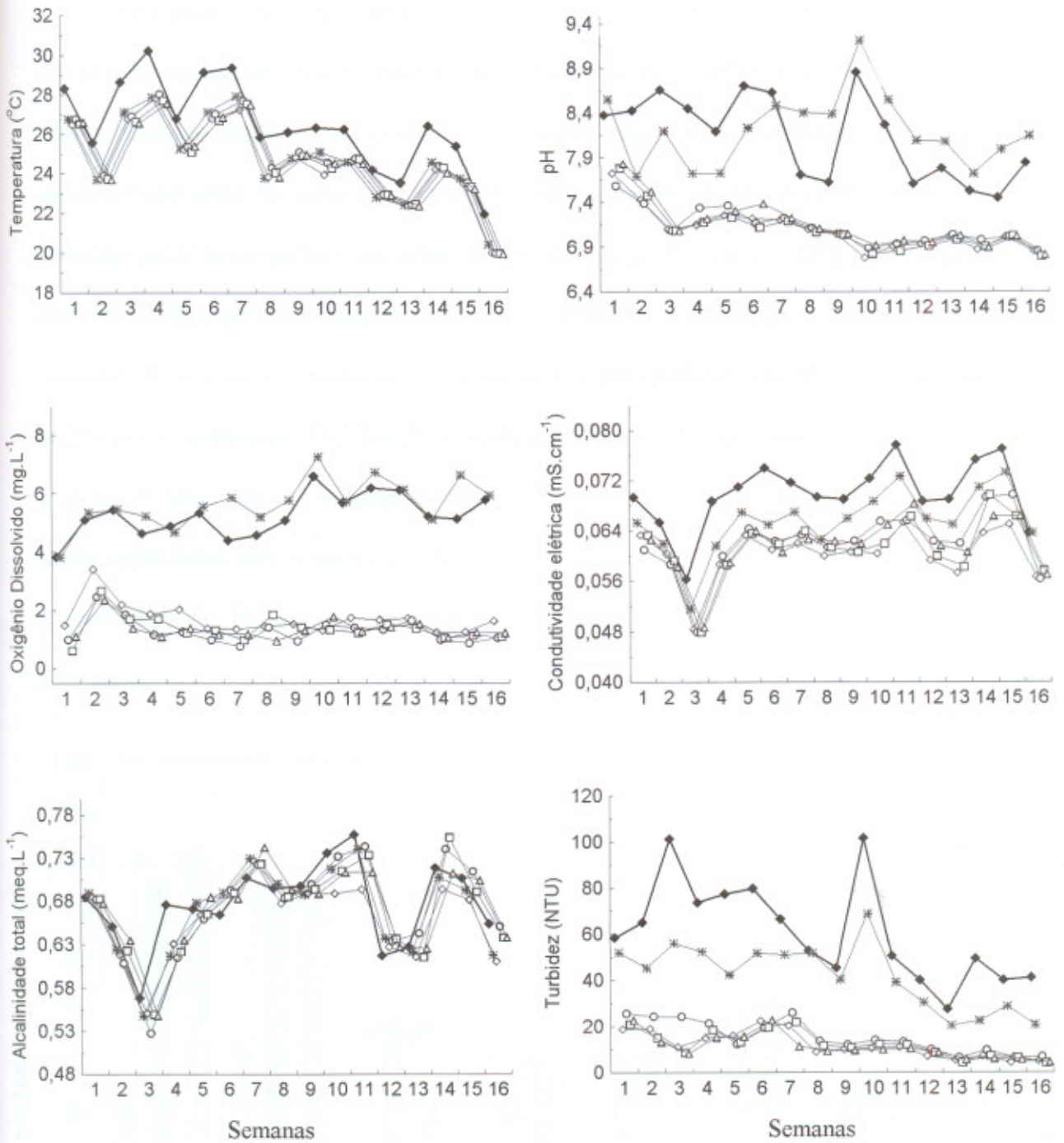


Figura 2. Valores médios de temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade total e turbidez do efluente do viveiro de camarões de água doce (◆) e do efluente tratado após passar pelos sistemas de tratamento controle (★), *E. crassipes* (◇), *P. stratiotes* (○) *E. crassipes* + *P. stratiotes* (□) *P. stratiotes* + *E. crassipes* (Δ).

Na Figura 3 estão apresentados os valores médios e desvios padrão (16 semanas) de remoção de nutrientes e de turbidez pelos sistemas de tratamento. Pode-se observar menor remoção pelo sistema controle. Entretanto, não foram constatadas diferenças significativas entre os sistemas com as macrófitas aquáticas. Os maiores valores de remoção pelos sistemas de tratamento foram obtidos para o fósforo total (41,9% pelo controle; 71,6% por *E. crassipes*; 69,9 por *P. stratiotes*; 72,5% por *E. crassipes* + *P. stratiotes* e 72,1 por *P. stratiotes* + *E. crassipes*) e para turbidez (30,6% pelo controle; 80,2% por *E. crassipes*; 75,2 por *P. stratiotes*; 79,8% por *E. crassipes* + *P. stratiotes* e 81,5 por *P. stratiotes* + *E. crassipes*). Entre as formas nitrogenadas as maiores remoções foram verificadas para N-nitrito (14,8% pelo controle; 54,3% por *E. crassipes*; 54,5 por *P. stratiotes*; 51,1% por *E. crassipes* + *P. stratiotes* e 52,7 por *P. stratiotes* + *E. crassipes*).

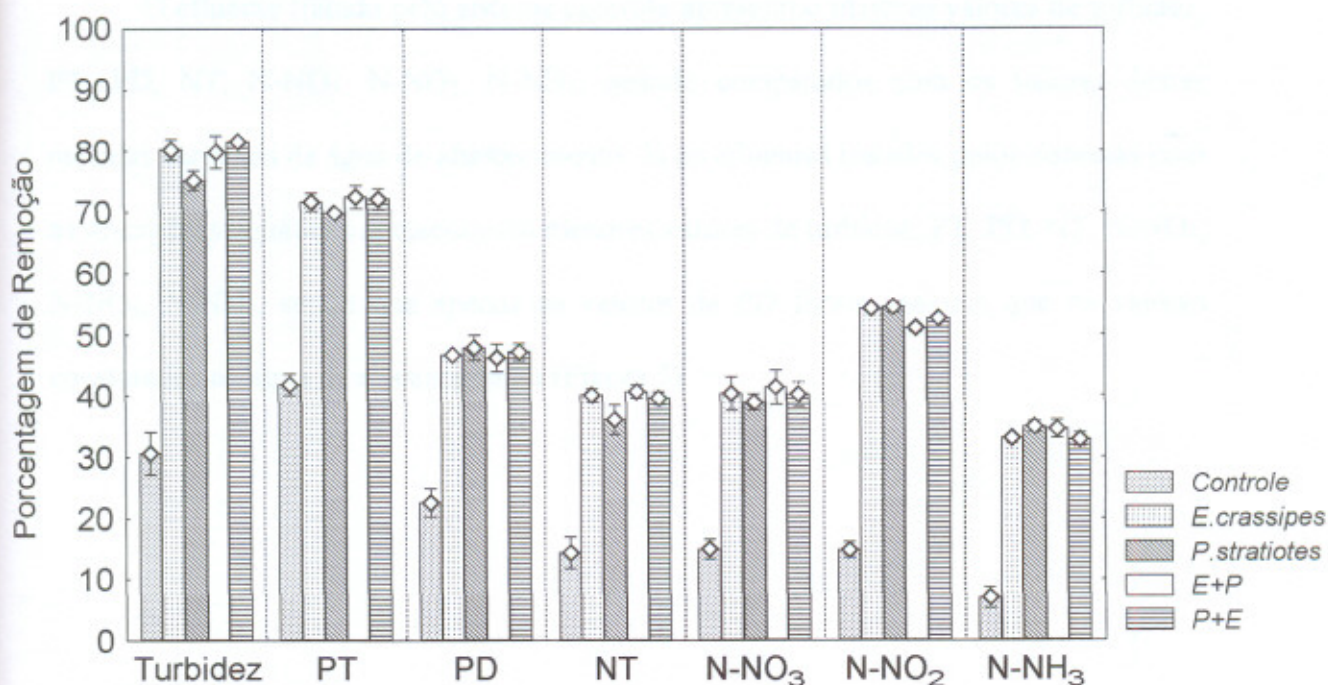


Figura 3. Valores médios e desvios padrão de remoção (%) de turbidez, fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), nitrogênio total (NT), N-nitrato (N-NO₃), N-nitrito (N-NO₂) e N-amoniaco (N-NH₃) pelos sistemas de tratamento de efluentes.

A análise dos componentes principais (ACP) resumiu 92,4% da variabilidade total dos dados limnológicos do efluente tratado em seus dois primeiros eixos, sendo que o primeiro eixo explicou mais de 83% da variância total encontrada (Tabela 3). A exceção de alcalinidade total, que apresentou correlação negativa com o eixo II, todas as demais variáveis apresentaram correlação negativa com o eixo I. Os sistemas com as macrófitas aquáticas (agrupamento A) apresentaram os menores valores das variáveis que foram correlacionadas negativamente com o eixo I da ACP. O efluente tratado pelo sistema controle (agrupamento B) apresentou maiores valores de temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, turbidez, alcalinidade total, fósforo total, fósforo dissolvido, nitrogênio total, N-nitrato, N-nitrito e N-amoniaco quando comparado com os valores destas variáveis nos efluentes tratados pelos sistemas com as macrófitas aquáticas (Figura 4).

O efluente tratado pelo sistema controle apresentou maiores valores de turbidez, PT, PD, NT, N-NO₃, N-NO₂, N-NH₃, quando comparados com os valores destas mesmas variáveis da água de abastecimento. Já os efluentes tratados pelos sistemas com as macrófitas aquáticas apresentaram menores valores de turbidez, PT, PD, NT, N-NO₃, N-NO₂, N-NH₃, sendo que apenas os valores de PD foram maiores que os valores constatados na água de abastecimento (Figura 5).

Tabela 3. Correlação das variáveis limnológicas dos sistemas de tratamento com os eixos I e II da ACP.

Variáveis	Eixos	
	I	II
Temperatura	-0,772	0,464
Oxigênio dissolvido	-0,987	-0,008
pH	-0,986	0,022
Condutividade elétrica	-0,921	0,089
Turbidez	-0,984	0,064
Alcalinidade total	-0,321	-0,881
Fósforo total	-0,991	-0,017
Fósforo dissolvido	-0,974	-0,057
Nitrogênio total	-0,980	0,026
N-nitrato	-0,949	-0,032
N-nitrito	-0,988	-0,029
N-amoniaco	-0,986	-0,082
<i>% de Variação Explicada</i>	<i>83,9</i>	<i>8,5</i>

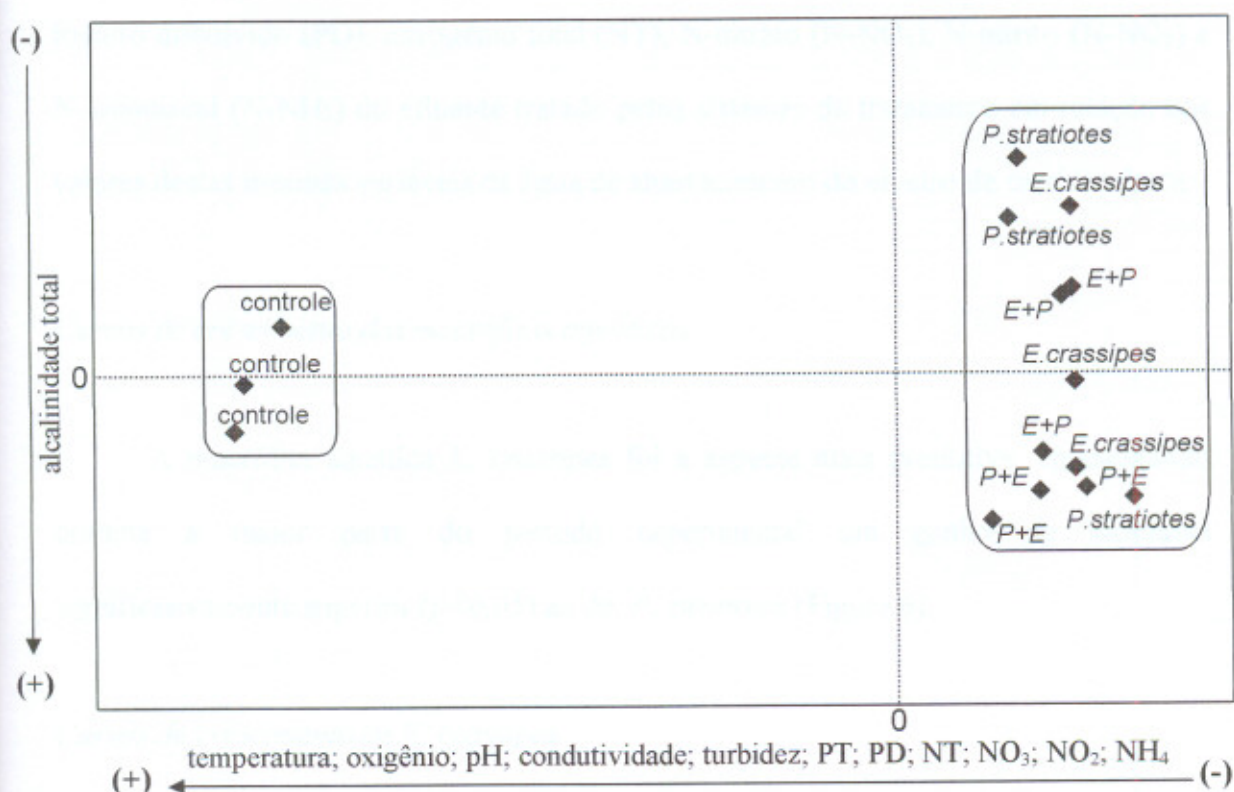


Figura 4. Ordenação dos sistemas de tratamento de efluentes pela ACP, mostrando a formação de dois agrupamentos (A e B). Os dois eixos da análise explicaram 92,4% da variação observada (Eixo I = 83,9% e Eixo II = 8,5%).

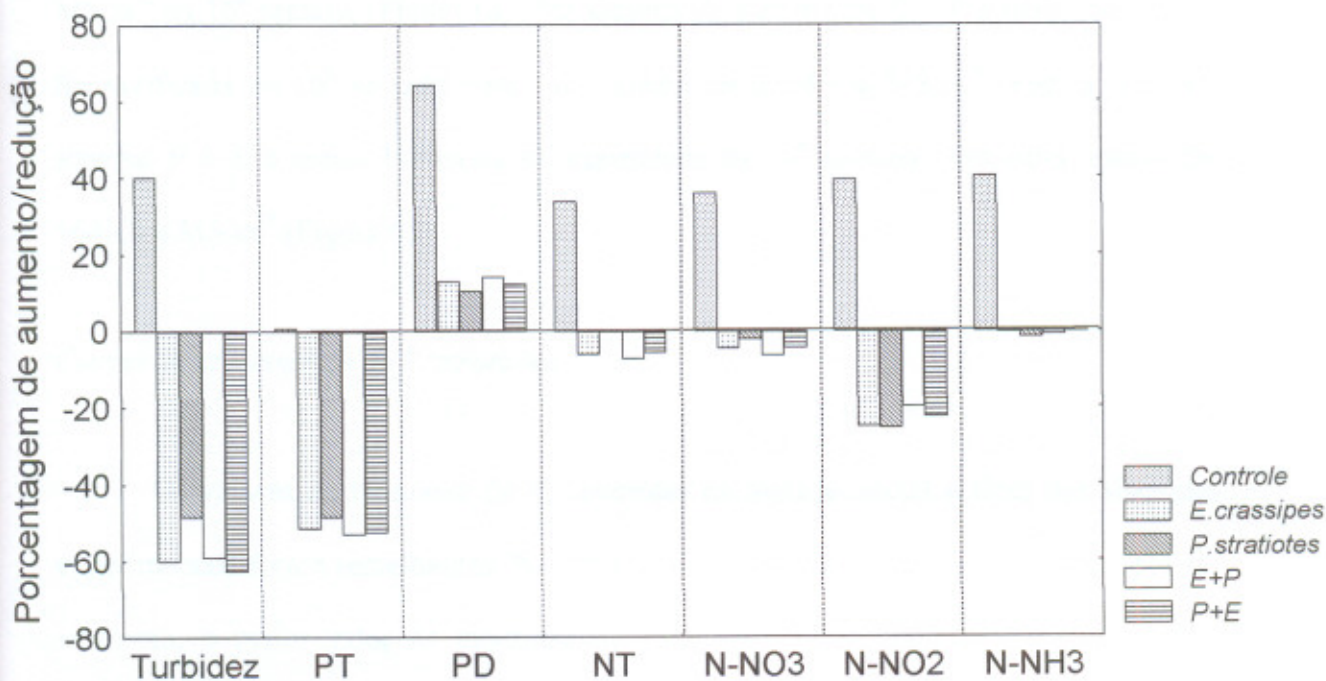


Figura 5. Porcentagens médias de aumento/redução de turbidez, fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), nitrogênio total (NT), N-nitrato (N-NO₃), N-nitrito (N-NO₂) e N-amoniaco (N-NH₃) do efluente tratado pelos sistemas de tratamento em relação aos valores destas mesmas variáveis da água de abastecimento do viveiro de carcinicultura.

Curvas de crescimento das macrófitas aquáticas

A macrófita aquática *E. crassipes* foi a espécie mais produtiva, apresentando durante a maior parte do período experimental um ganho de biomassa significativamente superior ($p < 0,05$) ao de *P. stratiotes* (Figura 6).

Curvas de crescimento de *E. crassipes*

No sistema apenas com *E. crassipes*, o maior valor médio de biomassa foi obtido na 16ª semana na metade inicial do sistema (2201,1 g MS.m⁻²). Na metade final, o ganho de biomassa desta espécie foi inferior, apresentando valor médio de 1641,9 g

MS.m⁻² na 16^a semana (Figura 6a). No sistema de tratamento *E + P* a maior biomassa foi verificada na 16^a semana com valor médio de 2554,4 g MS.m⁻² (Figura 6c). No sistema *P + E* a maior biomassa foi constatada na 16^a semana com valor médio de 1646,8 g MS.m⁻² (Figura 6d)

Curvas de crescimento de P. stratiotes

Os valores de biomassa de *P. stratiotes* na metade inicial e final dos sistemas experimentais foram semelhantes. Na metade inicial do sistema composto apenas por *P. stratiotes*, o maior valor de biomassa foi obtido na 10^a semana (448,3 g MS.m⁻²), enquanto que na metade final o maior valor foi encontrado na 16^a semana (452,7 g MS.m⁻²) (Figura 6b). No sistema *E + P* a maior biomassa foi constatada na 13^a semana com valor médio de 471,1 g MS.m⁻² (Figura 6c). No sistema *P + E* a maior biomassa foi verificada na 10^a semana com valor médio de 465,2 g MS.m⁻² (Figura 6d).

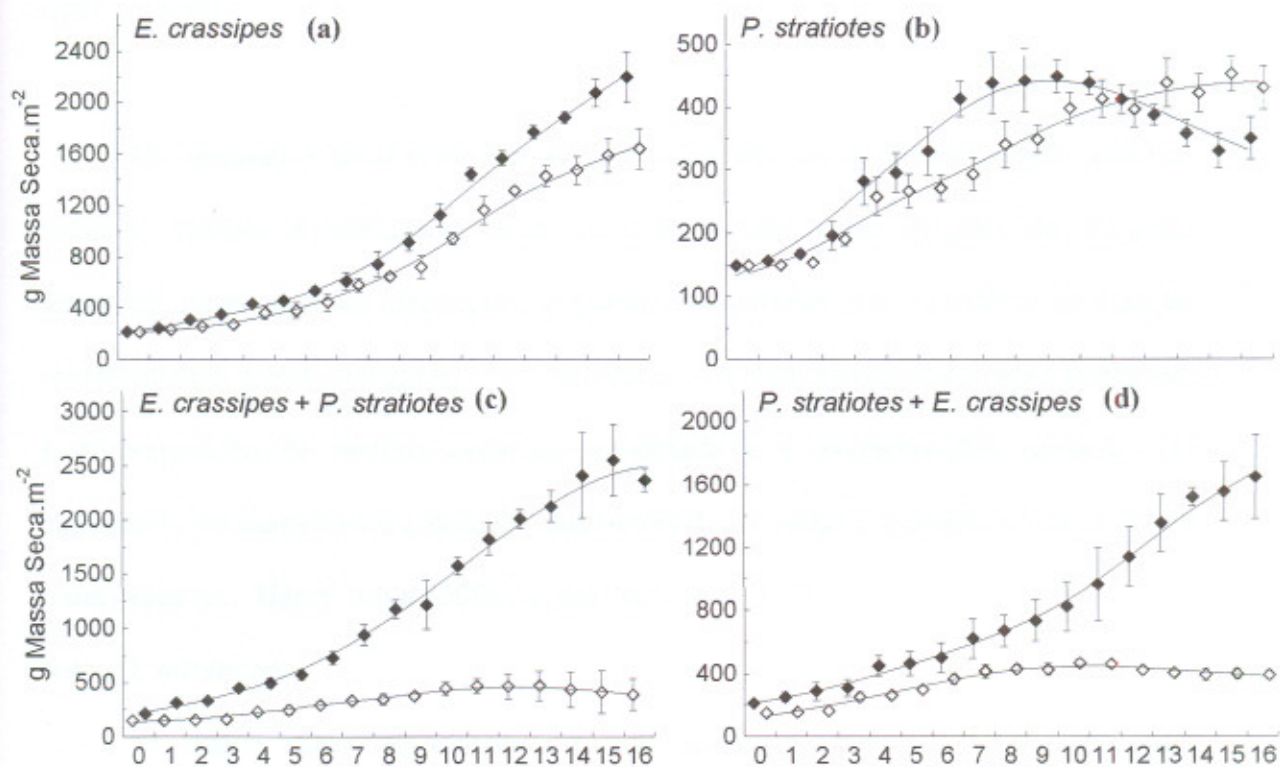


Figura 6. Curvas de crescimento das macrófitas aquáticas nos sistemas de tratamento compostos por *E. crassipes* (a); *P. stratiotes* (b); *E. crassipes* + *P. stratiotes* (c); *P. stratiotes* + *E. crassipes* (d) na metade inicial (◆) e na metade final (◇) das unidades experimentais.

DISCUSSÃO

Os resultados mostraram um aumento dos valores de condutividade elétrica, turbidez, fósforo e nitrogênio, além de redução das concentrações de oxigênio dissolvido no efluente de carcinicultura quando comparados com os valores da água de abastecimento. Essas alterações, provavelmente, estiveram associadas à ração fornecida, à decomposição de matéria orgânica acumulada e à excreção dos camarões. O incremento de nutrientes e a redução dos teores de oxigênio dissolvido também foram observados por Henry-Silva (2001) e por Baccharin (2002) em efluentes de tilápia do Nilo (*O. niloticus*).

O maior valor de temperatura constatado no efluente de carcinicultura provavelmente se deveu ao aquecimento proporcionado pelos raios solares incidentes sobre o viveiro de criação. A temperatura mais elevada também contribuiu para a redução das concentrações de oxigênio dissolvido, em decorrência da redução da solubilização deste gás. O pH mais elevado no efluente provavelmente esteve relacionado com a fotossíntese realizada pelo fitoplâncton, que ao assimilar o CO₂ disponível na água aumentou os valores de pH do meio. Já os valores de alcalinidade no efluente do viveiro não foram suficientes para manter o pH estável (tamponado), visto a variação do mesmo em relação à água de abastecimento.

Análise dos componentes principais permitiu a formação de dois agrupamentos: um composto pelos sistemas com as macrófitas aquáticas, no qual o efluente tratado apresentou os menores valores de nutrientes, turbidez, condutividade elétrica, pH, temperatura e oxigênio dissolvido e outro composto pelo sistema controle, que apresentou a menor eficiência na redução das concentrações de turbidez e de nutrientes e maiores valores de condutividade elétrica, pH, temperatura e oxigênio dissolvido. É

importante ressaltar que os processos de remoção de nutrientes nestes sistemas de tratamento ocorrem não somente pela absorção direta pelas macrófitas aquáticas, mas também através de uma combinação de mecanismos físicos, biológicos e químicos, tais como sedimentação, absorção pelo perifiton e transformação do nitrogênio por bactérias (nitrificação e desnitrificação).

A eficiência dos sistemas com *E. crassipes* e *P. stratiotes* na redução da turbidez deveu-se principalmente ao grande desenvolvimento radicular apresentado por essas duas espécies e a pouca profundidade dos tanques, que, provavelmente, criaram condições favoráveis para a adsorção e precipitação do material particulado em suspensão. Essa capacidade de retenção de material particulado é importante, pois os efluentes de aquicultura geralmente são ricos em material orgânico que podem provocar alterações nos ambientes aquáticos (Iwana, 1991; Henry-Silva & Camargo, no prelo).

Os menores valores de temperatura no efluente tratado pelas macrófitas aquáticas se deveram principalmente ao sombreamento da coluna d' água, proporcionado pela biomassa aérea destes vegetais. A reduzida concentração de oxigênio dissolvido também esteve relacionada com o sombreamento da coluna d' água, que inibe o desenvolvimento fitoplanctônico, e com a decomposição da matéria orgânica aderida ao sistema radicular de *E. crassipes* e *P. stratiotes*. De fato, Reddy & DeBusk (1985) constataram que em sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas com grandes lâminas foliares, tais como *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *Hydrocotyle umbellata*, as concentrações de oxigênio dissolvido foram baixas (2,4-3,9 mg.L⁻¹), especialmente em decorrência do sombreamento e da decomposição da matéria orgânica por organismos aeróbios. No sistema controle, a incidência dos raios solares sobre a superfície das unidades experimentais proporcionou o incremento dos valores de temperatura, além de favorecer o desenvolvimento de algas filamentosas que

contribuíram para o aumento das concentrações de oxigênio e de pH durante o período diurno. Henry-Silva (2001), verificando a eficiência de macrófitas aquáticas no tratamento de piscicultura, também constatou grande desenvolvimento de fitoplâncton em tanques sem macrófitas, e que conseqüentemente proporcionou incremento dos teores de oxigênio dissolvido na água.

A remoção de nutrientes, principalmente de fósforo, foi superior a remoção efetuada por outros sistemas que trataram efluentes com maiores concentrações de nitrogênio e fósforo. Manfrinato (1989), utilizando *E. crassipes* para tratamento da água do Rio Piracicaba (0,1-0,27 mg.L⁻¹ de fósforo total e 0,2-2,6 mg.L⁻¹ de N-amoniacoal), obteve reduções de até 47% nas concentrações de fósforo total. DeBusk et al. (1983), ao utilizarem a mesma espécie no tratamento de efluentes domésticos com altas concentrações de nutrientes (0,7 mg.L⁻¹ de P-PO₄ e 3,2 mg.L⁻¹ de N-NO₃), obtiveram remoções na ordem de 10% de fósforo total. Redding et al. (1997), utilizando macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos no tratamento de efluentes de piscicultura com elevadas concentrações de N-amoniacoal (0,2-4,3 mg.L⁻¹) e N-nitrato (1,2-11,7 mg.L⁻¹), constataram reduções dessas formas nitrogenadas, respectivamente, de 4,3 e 3,3% por *Azolla filiculoides* (flutuante), 8,2 e 5,9% por *Elodea nuttalli* (submersa) e 10,7 e 15,4% por *Rorippa nasturtium-aquaticum* (emersa). Estes resultados indicaram que a eficiência desses sistemas depende das concentrações de nutrientes presentes nos efluentes e das espécies de macrófitas aquáticas utilizadas.

Apesar da eficiência das macrófitas aquática na remoção de nutrientes e na redução das cargas de matéria orgânica do efluente de carcinicultura, é importante ressaltar a necessidade de oxigenação desses efluentes tratados, especialmente se os mesmos venham a ser reutilizados em atividades de aqüicultura. Em sistemas aqüícolas com alta densidade de cultivo, baixas taxas de troca de água, baixo pH e reduzidas

concentrações de oxigênio dissolvido é provável que o dióxido de carbono dissolvido se acumule em níveis que possam criar condições tóxicas para os organismos heterotróficos. Uma alternativa para incrementar as concentrações de oxigênio dissolvido, é a utilização de sistemas de tratamento com espécies de macrófitas aquáticas submersas e algas. Sistemas com *Egeria densa*, apesar de apresentarem menor eficiência na remoção de nutrientes, proporcionaram condições para o aumento da oxigenação dos efluentes tratados (Reddy & DeBusk, 1985).

Tripathi & Shukla (1990) também verificaram um decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido após os efluentes urbanos serem tratados por um sistema com *E. crassipes* (0,64-1,4 mg.L⁻¹). Para aumentar os valores de oxigênio foi instalado, após o sistema com *E. crassipes*, um sistema com *Chlorella vulgares*, *Scenedesmus quadricauda*, *Microcystis aeruginosa* e *Euglena viridis*. Estas algas, através de suas atividades fotossintéticas, proporcionaram um considerável aumento das concentrações de oxigênio dissolvido (3-6-14,5 mg.L⁻¹).

O tempo de residência do efluente nos sistemas de tratamento é outro aspecto que deve ser considerado, visto que a alta vazão geralmente dificulta a ocorrência dos processos de absorção de nutrientes e de sedimentação de material particulado. De fato, Sipaúba-Tavares et al. (2001), utilizando *E. crassipes* em um sistema de tratamento de efluentes de aquicultura com elevada vazão, constataram acréscimo dos valores de N-nitrato, fósforo total e P-ortofosfato no efluente tratado. Sakadevan & Bavor (1999), trabalhando em um alagado artificial com espécies de macrófitas aquáticas emersas (*Phragmites australis*, *Schoenoplectus validus* e *Triglochin procera*), verificaram correlação positiva entre a eficiência na remoção de nutrientes e o tempo de residência do efluente no alagado. No presente trabalho a vazão utilizada nos sistemas de

tratamento (17 horas) foi suficiente para a remoção da maior parte do fósforo e da turbidez.

Os sistemas de tratamento com as macrófitas aquáticas apresentaram eficiências similares na redução dos valores de nutrientes e de turbidez. No entanto, *E. crassipes* apresentou ganho de biomassa superior ao de *P. stratiotes*. É importante ressaltar que a maximização da retirada de nitrogênio e fósforo depende da remoção contínua das macrófitas, visto que essas plantas estocam nutrientes apenas por um curto período de tempo. Desta forma, a utilização de *E. crassipes* em sistemas de tratamento de efluentes de carcinicultura é mais indicada caso haja o aproveitamento da biomassa vegetal. Caso contrário, é recomendável a utilização de *P. stratiotes*, devido a maior facilidade na remoção da biomassa vegetal excedente.

Os resultados revelaram a efetiva capacidade das macrófitas aquáticas flutuantes em removerem matéria orgânica particulada e nutrientes dos efluentes de carcinicultura. Considerando que a qualidade do efluente gerado pelas atividades de aquicultura não deve diferir da qualidade da água utilizada nas próprias criações (Mires, 1995), pode-se afirmar que os sistemas de tratamento com *E. crassipes* e *P. stratiotes* atingiram grande eficiência, pois os efluentes tratados apresentaram teores de nitrogênio e fósforo menores do que os teores encontrados na água de abastecimento do viveiro de camarões. Assim, existe a possibilidade de reutilização dos efluentes tratados nas atividades de carcinicultura, ou mesmo, de lançá-los nos ambientes aquáticos naturais, minimizando os impactos relacionados a eutrofização artificial.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti por ter gentilmente disponibilizado a infra-estrutura de setor de Carcinicultura (UNESP - Jaboticabal), aos técnicos Carlos Fernando Sanches, Valdecir Fernandes de Lima e José Roberto Polachini pelo auxílio nos trabalhos de campo e de laboratório e à FAPESP pelo suporte financeiro (Processo: 02/04131-8).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSAD, L.T. & BURSZTYN, M. 2000. Aqüicultura sustentável. In: VALENTI, W.C.; POLI, C.R.; PEREIRA, J.A.; BORGHETTI, J.R. (Eds.). *Aqüicultura no Brasil, bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: CNPQ/Ministério da Ciência e Tecnologia. p. 33-72.
- BACCARIN, A.E. 2002. *Impacto ambiental e parâmetros zootécnicos da produção de tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus) sob diferentes manejos alimentares*. Tese de Doutorado. Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, 56 p.
- BEARDMORE, J.A.; MAIR, G.C. & LEWIS, R.I. 1997. Biodiversity in aquatic systems in relation to aquaculture. *Aquaculture Research*. 28: 829-839.
- BENASSI, R.F. 2003. *Capacidade de tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes, Pistia stratiotes e Salvinia molesta D.S. Mitchell*. Dissertação de Mestrado. Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP, 49 p.
- BOUROCHE, J.M. & SAPORTA, G. 1982. *Análise de Dados*. Rio de Janeiro: Ed. Zahar, 116p.
- BOYD, C.E. 1997. *Manejo do solo e da qualidade da água em viveiro para aqüicultura*. Auburn University, Alabama, 55 p.
- BRIX, H., SCHIERUP, H.H. 1989. The use of aquatic macrophytes in water – pollution control. *Ambio*. 15: 100-107.
- CASABIANCA, M. L. 1995. Large-scale production of *Eichhornia crassipes* on paper industry effluent. *Bioresource Technology*. 54: 35-38.

- CASTAGNOLLI, N. 1992. *Piscicultura de água doce*. FUNESP/FCAVJ/UNESP. Câmpus de Jaboticabal, SP, 189p.
- CAVALCANTI, L.B. 1998. Histórico. In: VALENTI, W.C. (Ed.). *Carcinicultura de água doce: tecnologia para produção de camarões*. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, p. 17-20.
- COSTA-PIERCE, B.A. 1998. Preliminary investigation of an integrated aquaculture-wetland ecosystem using tertiary-treated municipal wastewater in Los Angeles County, California. *Ecological Engineering*. 10: 341-354.
- DEBUSK, T.A.; WILLIAMS, L.D. & RYTHUR, J.H. 1983. Removal of nitrogen and phosphorus from waste in a waterhyacinth-based treatment system. *Journal of Environmental Quality*, 12(2): 257-262.
- EL-SAYED, A.F.M. 1999. Alternative dietary protein sources for farmed tilapia, *Oreochromis* spp. *Aquaculture*, 179: 149-168.
- ENNABILI, A., ATER, M. & RADOUX, M. 1998. Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquatic Botany*. 62: 45-56.
- FARAHBAKSHAZAD, N., MORISON, G.M. & SALATI, E.F. 2000. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. *Ambio*. 29: 74-77.
- FOLKE, C. KAUTSKY, N. & TROELL, M. 1994. The costs of eutrophication from salmon farming implications for policy. *Journal of Environmental Management*, 40: 173-182.
- GERBER, N.N. 1979. Volatile substances from actinomycetes: their role in the odor pollution of water. *Critical Reviews in Microbiology*, 7:191-214.
- GOLTERMAN, H.L., CLYNO, R.S. & OHSNTAD, M.A.M. 1978. *Methods for chemical analysis of fresh water*. Boston, Blackwell. 214p.
- GOPAL, B. & SHARMA, K.P. 1979. Aquatic weed versus utilisation. *Economic Botany*, 33(3): 340-346.
- HENRY-SILVA, G.G. 2001. *Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (Eichhornia crassipes, Pistia stratiotes e Salvinia molesta) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal*. Dissertação de Mestrado. Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP, 79 p.

- HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. (no prelo). Treatment of Aquaculture Effluents with Floating Aquatic Macrophytes. *Journal of World Aquaculture Society*.
- HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. 2002. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Acta Scientiarum. Maringá*, 24(2): 519-526.
- IWAMA, K.G. 1991. Interactions between aquaculture and the environment. *Critical Reviews in Environmental Control*, 21(2): 177-216.
- KARPISCAK, M. M., GERBA, C. P., WATT, P. M., FOSTER, K. E. & FALABI, J. A. 1996. Multi - species plant systems for wastewater quality improvements and habitat enhancement. *Water Science Technology*, 33: 231-236.
- KOROLEFF, F. 1976. *Determination of nutrients*. In: GRASSHOFF, K. Methods of seawater analysis. Wwinhein. Verlog. Chemic. p. 117-181.
- MACKERETH, F.I.F., HERON, J. & TALLING, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologist*. London, Freshwater Biological Association. 121 p.
- MANFRINATO, E.S. 1989. *Avaliação do método edafo-fitodepuração para tratamento preliminar de águas*. Dissertação de Mestrado - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba - SP. 98 p.
- MIDLEN, A. & REDDING, T. 1998. *Environmental Management for Aquaculture*. Netherlands, Kluwer Academic Publishers.
- MIRES, D. 1995. Aquaculture and the aquatic environment: mutual impact and preventive management. *The Israeli Journal of Aquaculture - Bamidgeh*, 47: 163-172.
- NACA/FAO. 2000. Desenvolvimento da Aquicultura para Além de 2000: A Declaração de Bangucoque e Estratégia. Conferência sobre aquicultura no Terceiro Milênio, 20-25 de fevereiro de 2000, Bangucoque Tailândia. NACA, Bangucoque e FAO, Roma. 22 p.
- OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J.R. & PEDINI, M. 2000. Situação atual da aquicultura brasileira e mundial. In: VALENTI, W.C; POLI, C.R.; PEREIRA, J.A.; BORGHETTI, J.R. (Eds.). *Aquicultura no Brasil, bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: CNPQ/Ministério da Ciência e Tecnologia. p. 353-382.
- REDDING, T., TODD, S., MIDLEN, A. 1997. The treatment of aquaculture wastewater - A botanical approach. *Journal of Environmental Management*, 50: 283-299.

- REDDY, K.R. & DEBUSK, T.A. 1985. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 14(4): 459-462.
- SAKADEVAN, K. & BAVOR, H.J. 1999. Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. *Water Science Technology*. 40(2): 121-128.
- SCHWARTZ, M.F. & BOYD, C.E. 1995. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. *The Progressive Fish-Culturist*, 57: 255-266.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; FÁVERO, E.G.P. & BRAGA, F.M. 2001. Utilização de biofiltros de macrófitas como forma de minimizar os impactos causados pela aquicultura. *Caderno de Resumos do Seminário Internacional da Represa do Lobo-Broa*. Instituto Internacional de Ecologia, CRHEA/SHS/EESC/USP e DEBE/UFSCar, São Carlos.
- TRIPATHI, A. & SHUKLA, S.C. 1990. Biological treatment of wastewater by selected aquatic plants. *Environmental Quality*. 69: 69-78.
- VALENTI, W.C. 2000. Aquaculture for sustainable development. In: VALENTI, W.C; POLI, C.R.; PEREIRA, J.A.; BORGHETTI, J.R. (Eds.). *Aquicultura no Brasil, bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: CNPQ/Ministério da Ciência e Tecnologia. p. 17-24.
- WANG, J. 1990. Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. *Aquaculture Engineering*, 9: 134-142.
- WOLVERTON, B. C. 1979. Engineering design data for small vascular aquatic plant wastewater treatment systems. In: Proc. Conference Aquaculture Systems for Wastewater Treatment, EPA Office of Municipal Pollution Control, Washington, D.C., pp 179-192
- ZAR, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th. Ed., Prentice Hall, New Jersey.

CHEMICAL COMPOSITION OF FLOATING AQUATIC MACROPHYTES
USED IN TREATMENT OF AQUACULTURE WASTEWATER

ABSTRACT - The purpose of this work was to determine the chemical composition of floating aquatic macrophytes used in the treatment of aquaculture wastewater and analyze the potential use of the plant biomass. *Pistia stratiotes* showed higher contents of calcium (1.71%), magnesium (231.07 mg kg⁻¹), manganese (233.33 mg kg⁻¹), iron (61.33 mg kg⁻¹), zinc (21.00 mg kg⁻¹) and copper (25.93 mg kg⁻¹). *P. stratiotes* showed the highest contents of ash (14.35%), phosphorus (0.15%), potassium (0.27%), calcium (1.71%), iron (61.33 mg kg⁻¹) and copper (25.93 mg kg⁻¹). **Key words:** *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*, *Potamogeton amplifolius*.

CHEMICAL COMPOSITION OF FLOATING AQUATIC MACROPHYTES
USED IN TREATMENT OF AQUACULTURE WASTEWATER

Capítulo III

ABSTRACT - The purpose of this work was to determine the chemical composition of floating aquatic macrophytes used in the treatment of aquaculture wastewater and analyze the potential use of the plant biomass. *P. stratiotes* showed higher contents of calcium (1.71%), magnesium (231.07 mg kg⁻¹), manganese (233.33 mg kg⁻¹), iron (61.33 mg kg⁻¹), zinc (21.00 mg kg⁻¹) and copper (25.93 mg kg⁻¹). *P. stratiotes* showed the highest contents of ash (14.35%), phosphorus (0.15%), potassium (0.27%), calcium (1.71%), iron (61.33 mg kg⁻¹) and copper (25.93 mg kg⁻¹). **Key words:** *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*, *Potamogeton amplifolius*.

COMPOSIÇÃO QUÍMICA DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES UTILIZADAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE AQUICULTURA

RESUMO - Para o aproveitamento da biomassa das macrófitas aquáticas é necessário conhecer as características de composição química e o valor nutritivo desses vegetais. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a composição química de duas macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*), utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura e inferir sobre o aproveitamento da biomassa. *E. crassipes* apresentou os maiores conteúdos de cálcio (1,51%), magnésio (3916,67 mg.kg⁻¹), manganês (1233,33 mg.kg⁻¹), zinco (81,83 mg.kg⁻¹), ferro (5425,00 mg.kg⁻¹), cobre (25,83 mg.kg⁻¹). Na biomassa de *P. stratiotes* foram obtidos os maiores valores de matéria mineral (18,95%), fósforo (0,38%), nitrogênio (2,40%), proteína bruta (15,02%) e aminoácidos, com exceção de ácido aspártico e triptofano.

Palavras chave: valor nutritivo, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, nutrientes.

CHEMICAL COMPOSITION OF FLOATING AQUATIC MACROPHYTES USED IN TREATMENT OF AQUACULTURE WASTEWATER

ABSTRACT - The purpose of this work was to evaluate the chemical composition of two free floating aquatic macrophytes (*Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*) used in the treatment of aquaculture wastewater and to infer on the potential use of the plant biomass. *E. crassipes* showed higher contents of calcium (1.51%), magnesium (3916.67 mg.kg⁻¹), manganese (1233.33 mg.kg⁻¹), zinc (81.83 mg.kg⁻¹), iron (5425.00 mg.kg⁻¹), copper (25.83 mg.kg⁻¹). *P. stratiotes* showed the higher contents of ash (18.95%), phosphorus (0.38%), nitrogen (2.40%), crude protein (15.02%) and amino acids, with exception of aspartic acid and tryptophan.

Key words: nutritive value, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, nutrients.

INTRODUÇÃO

As macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* ocorrem em vários ecossistemas aquáticos, sendo consideradas daninhas em locais onde a proliferação é indesejada por causar problemas aos usos múltiplos de rios, lagos e represas, tais como dificuldade à navegação e à captação de água, problemas relacionados à geração de energia elétrica e comprometimento das atividades de lazer (Pieterse & Murphy, 1990; Camargo et al., 2003; Martins et al., 2003). Por outro lado, a ampla distribuição e a capacidade de colonizar novos ambientes, associadas às altas taxas de crescimento e a elevada capacidade de estocar nutrientes tornam estes vegetais potencialmente atrativos para diversos fins.

As macrófitas aquáticas flutuantes têm sido utilizadas com êxito no tratamento de efluentes urbanos e de aquíicultura (Farahbakhshazad et al., 2000; Henry-Silva, 2001). No entanto, é reduzido o aproveitamento da biomassa vegetal produzida nestes sistemas de tratamento, onde as plantas necessitam periodicamente serem retiradas para otimizar a eficiência na remoção de nutrientes. Neste contexto, alternativas de aproveitamento desta biomassa vegetal excedente podem ser implantadas, tais como: produção de papel (Morton, 1975), uso na alimentação animal (El-Sayed, 1999), produção de biogás (Wolverton & MacDonald, 1978) e fertilização de solos (Oliveira et al., 1998). Em piscicultura a biomassa das macrófitas aquáticas pode ser aproveitada como fertilizantes da água, ou como fonte protéica alternativa. De fato, Santiago et al. (1988) constataram que uma dieta contendo valores de 42% de macrófita aquática flutuante *Azolla pinnata* proporcionou maiores taxas de crescimento para alevinos de tilápia do Nilo do que a dieta controle com farinha de peixe. Destaca-se também que a Declaração de Bangucoque (NACA/FAO, 2000) preconiza que devem ser

intensificadas investigações sobre a utilização de plantas aquáticas como suplemento alimentar em atividades de aqüicultura.

Deve-se ressaltar que para um melhor aproveitamento da biomassa das macrófitas aquáticas é necessário conhecer as características de sua composição química. Os teores de proteínas, aminoácidos, matéria mineral, lipídios, polifenóis, fração de parede celular e carboidratos solúveis, quando analisados conjuntamente, podem indicar o valor nutricional dessas plantas, para melhor inferir sobre o aproveitamento da biomassa vegetal (Thomaz & Esteves, 1984; Henry-Silva & Camargo, 2002). Outro aspecto que deve ser considerado, diz respeito a pouca informação disponível sobre a composição química desses vegetais, especialmente dos utilizados em sistemas de tratamento de efluentes.

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivos analisar o valor nutritivo das macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Pistia stratiotes* (L.) utilizadas em sistemas de tratamento de efluentes de aqüicultura e inferir sobre o potencial de aproveitamento da biomassa dessas espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

As macrófitas aquáticas flutuantes *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram coletadas em sistemas de tratamento de efluentes de um viveiro povoado por reprodutores de camarão de água doce localizados na Universidade Estadual Paulista, no Centro de Aqüicultura da UNESP – Jaboticabal (21° 18' S e 48° 18' W).

Foram coletadas amostras do efluente do viveiro com camarões de água doce, com o intuito de determinar as concentrações de nitrogênio e fósforo a que as macrófitas aquáticas estavam submetidas. As determinações de nitrogênio orgânico total, N-nitrito

e N-nitrato foram realizadas segundo métodos descritos em Mackereth et al. (1978) e as concentrações de N-amoniaco foram determinadas de acordo com o método proposto por Koroleff (1976). As concentrações de fósforo total foram obtidas segundo Golterman et al. (1978).

O material vegetal coletado foi limpo através de sucessivas lavagens, para a remoção de perifiton, detritos orgânicos e partículas inorgânicas associadas. Posteriormente, as plantas foram secas em estufa a 60° C, até peso constante, e trituradas em moinho para a determinação da composição química da biomassa (massa seca) de ambas as espécies.

Os teores de aminoácidos foram determinados segundo o método proposto por Moore & Stein (1963). O método analítico de determinação de nitrogênio total utilizado foi o de Kjeldahl, segundo Allen et al. (1974). Os teores protéicos foram calculados multiplicando-se os resultados de nitrogênio orgânico total por 6,25 (Boyd, 1970). Os teores de matéria mineral (cinzas) foram obtidos através de incineração da amostra a 550°C durante quatro horas em mufla. Os teores de cálcio, magnésio, manganês, zinco, ferro e cobre foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica, após digestão ácida e os teores de fósforo total foram determinados segundo metodologia utilizada por Esteves (1980).

A porcentagem de fração de parede celular (FPC) foi determinada segundo o método descrito em Van Soest & Wine (1967), que consiste na retirada do protoplasma celular através de solução neutra, restando apenas a parte estrutural. A determinação das concentrações de carboidratos solúveis foi feita através do método proposto por Dubois et al. (1956) e os teores de lipídios obtidos pelo método de Folch et al. (1957). Para determinar as concentrações de polifenóis utilizou-se o método descrito por King & Heat (1967), a partir da extração por solução de metanol.

RESULTADOS & DISCUSSÃO

As concentrações de nutrientes do efluente do viveiro com camarões de água doce foram: $0,47 \pm 0,15 \text{ mg.L}^{-1}$ de N-total; $229,3 \pm 69,7 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ de P-total; $33,1 \pm 7,1 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ de P-dissolvido; $17,0 \pm 1,4 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ de N-amoniacal; $14,8 \pm 2,2 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ de N-nitrito; $158,3 \pm 23,4 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ de N-nitrato.

Os resultados referentes aos teores de aminoácidos na biomassa total de *E. crassipes* e *P. stratiotes* estão apresentados na Tabela 1. Na Tabela 2 estão apresentados os resultados dos teores de proteína bruta, matéria mineral, macro e micronutrientes, fração de parede celular, polifenóis, carboidratos solúveis e lipídeos.

Os maiores teores de aminoácidos foram encontrados na biomassa de *P. stratiotes*, à exceção dos teores de ácido aspártico e triptofano. A soma de todos os aminoácidos analisados em relação ao total de proteínas foi de 89,8% para *E. crassipes* e de 97,2% para *P. stratiotes* (Tabela 1).

Tabela 1. Valores de aminoácidos na biomassa total de *E. crassipes* e *P. stratiotes*.

Aminoácidos	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>
	(% massa seca)	
Alanina	0,85	1,10
Arginina	0,57	0,97
Ácido Aspártico	1,54	1,46
Glicina	0,75	0,97
Isoleucina	0,57	0,78
Leucina	1,03	1,40
Ácido Glutâmico	1,38	1,79
Lisina	0,55	0,85
Cistina	0,04	0,09
Metionina	0,07	0,08
Fenilalanina	0,66	0,91
Tirosina	0,27	0,44
Treonina	0,69	0,75
Triptofano	0,14	0,13
Prolina	0,49	0,75
Valina	0,78	1,07
Histidina	0,22	0,30
Serina	0,59	0,75

Tabela 2. Valores de matéria mineral, proteína bruta, macro e micronutrientes (fósforo, nitrogênio, cálcio, magnésio, manganês, zinco, ferro e cobre), fração de parede celular, polifenóis, carboidratos solúveis e lipídeos na biomassa total (massa seca) de *E. crassipes* e *P. stratiotes*.

Composição	<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Pistia stratiotes</i>
Matéria mineral (%)	17,09	18,95
Proteína bruta (%)	12,45	15,02
Fósforo total (%)	0,26	0,38
Nitrogênio total (%)	2,00	2,40
Cálcio (%)	1,51	1,09
Magnésio (mg.kg ⁻¹)	3916,67	2145,83
Manganês (mg.kg ⁻¹)	1233,33	430,00
Zinco (mg.kg ⁻¹)	81,83	29,83
Ferro (mg.kg ⁻¹)	5425,00	1391,67
Cobre (mg.kg ⁻¹)	25,83	9,17
Fração de parede celular (%)	57,75	56,90
Polifenóis (UDO.g ⁻¹)	0,44	0,42
Carboidratos solúveis (mg.L ⁻¹)	14,47	12,39
Lipídeos (%)	4,73	4,44

Os teores de aminoácidos encontrados na biomassa de ambas as espécies foram semelhantes aos obtidos por Wolverton & MacDonalds (1978) em sementes de algodão e de soja. Além disso, os teores de aminoácidos em *E. crassipes* e *P. stratiotes*, a exceção de metionina e tirosina, foram superiores aos constatados por Moozhiyil & Pallauf (1986) em espécies de feno (Tabela 3).

Tabela 3. Valores comparativos de aminoácidos na biomassa total de *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e espécies forrageiras.

Aminoácidos	Algodão ¹	Soja ¹	Feno ²	<i>E. crassipes</i> ³	<i>P. stratiotes</i> ³
	(farelo)	(farelo)	(biomassa total)		
gramas/100 g de Proteína Bruta					
Lisina	5,40	6,49	4,00	4,42	5,66
Histidina	2,16	2,63	1,80	1,80	2,00
Arginina	5,17	6,98	4,50	4,58	6,46
Ácido Aspártico	19,22	12,18	8,00	12,36	9,72
Treonina	4,86	4,26	4,10	5,54	5,00
Serina	494	5,51	4,00	4,74	4,99
Ácido Glutâmico	13,66	19,36	9,90	11,08	11,92
Prolina	5,02	5,29	4,90	3,93	4,99
Glicina	5,56	4,48	4,70	6,02	6,46
Alanina	6,33	4,58	5,50	6,82	7,33
Valina	5,48	4,80	5,40	6,26	7,13
Metionina	1,31	1,37	1,50	0,56	0,53
Isoleucina	4,40	4,90	4,00	4,58	5,19
Leucina	7,80	7,98	7,00	8,27	9,32
Tirosina	3,55	3,94	3,00	2,17	2,93
Fenilalanina	5,10	5,37	4,30	5,30	6,06
Triptofano	-	-	-	1,12	0,87
Cistina	-	-	-	0,32	0,60
Proteína Bruta (%)	39,1	44,5	12,0	12,4	15,0

¹ Wolwerton & McDonald (1978);

² Moozhiyil & Pallauf (1986). Feno = *Salvinia molesta*;

³ Neste estudo.

Quanto aos teores de proteína bruta, observou-se que na biomassa das espécies em questão os teores ficaram acima de 12%, valor abaixo do qual considera-se os tecidos vegetais pobres em proteínas (Boyd, 1970). Os valores de proteína obtidos em *E. crassipes* (12,45%) e *P. stratiotes* (15,02%) foram superiores aos encontrados no capim-gordura (*Melinis minutiflora*), que possui em sua matéria seca 9,0% de proteína bruta, sendo utilizado como forrageiro em função de seu valor nutritivo (Lorenzi, 2000). Thomaz & Esteves (1984) também encontraram valores de proteína inferiores em diferentes tipos de forragens (3,10 a 7,90% MS), enquanto Cândido et al. (2002) constataram teores de proteína variando de 5,90 a 8,70% MS em silagens de híbridos de sorgo (*Sorghum bicolor*).

O elevado teor de material mineral geralmente encontrado na biomassa das macrófitas aquáticas, principalmente devido às incrustações de CaCO_3 , é fator limitante ao seu uso como forragem. Esses altos teores de matéria mineral tendem a diminuir a porcentagem de matéria orgânica, reduzindo o valor nutritivo desses vegetais (Boyd, 1968). Desta forma, quanto menor a o conteúdo mineral de uma espécie maior será a sua contribuição em termos de matéria orgânica. Por outro lado, espécies que armazenam maior quantidade de minerais, tendem a contribuir mais diretamente na ciclagem de nutrientes (Henry-Silva et al., 2001). Os resultados obtidos revelaram que os conteúdos minerais de *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram semelhantes (17,09 e 18,95%, respectivamente), sendo superiores aos encontrados por Thomaz & Esteves (1984) para forragens utilizadas na alimentação de gado (3,80 a 7,40% da MS). Entretanto, foram inferiores aos 19,60% da MS encontrados pelos mesmos autores em ração comercial utilizada em piscicultura.

Em comparação com outras macrófitas aquáticas, *E. crassipes* e *P. stratiotes* apresentaram valores intermediários de conteúdo mineral. Linn et al. (1975),

pesquisando o valor nutritivo de 17 macrófitas aquáticas, obtiveram valores inferiores a 5,60% de conteúdo mineral na biomassa das espécies analisadas. Boyd (1968) reportou valores de até 40% em *Myriophyllum spicatum* e superiores a 50% em *Chara* sp. Estas diferenças nos conteúdos minerais, provavelmente se devem não somente as particularidades entre as espécies vegetais, mas também pela disponibilidade de nutrientes dos ambientes aquáticos. Segundo Larcher (2000), plantas que se desenvolvem em locais pobres em nutrientes apresentam reduzidos teores de minerais em sua biomassa (1 a 3% da MS). Por outro lado, plantas que crescem em ambiente salino possuem conteúdo de matéria mineral que pode alcançar até 55% da MS.

Analisando os teores dos macro e micronutrientes na biomassa das macrófitas aquáticas, pode-se constatar que *E. crassipes* apresentou valores mais elevados de cálcio, magnésio, manganês, zinco, ferro e cobre, quando comparados com os valores encontrados na biomassa de *P. stratiotes*. Estes valores podem ser considerados relativamente altos, especialmente para a biomassa de *E. crassipes*, quando comparados com os teores obtidos na biomassa de espécies forrageiras (Tabela 4), sugerindo a possibilidade de aproveitamento destas macrófitas aquáticas como fertilizantes de solo. Parra & Hortenstein (1974) constataram que a incorporação de *E. crassipes* no solo proporcionou uma produção de milho semelhante ou até mesmo superior do que quando os solos foram adubados com fertilizante comercial.

Tabela 4. Valores comparativos de micronutrientes na biomassa total de *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e espécies forrageiras.

Espécies	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco
	(mg.kg ⁻¹)			
<i>Panicum maximum</i> ¹ (Capim colonião)	7,3	124,0	90,0	20,7
<i>Panicum maximum</i> ^{2,3} (Capim colonião)	4,3	154,0	174,0	31,0
<i>Hypparrhenia rufa</i> ¹ (Capim-jaraguá)	2,8	166,0	273,0	26,6
<i>Hypparrhenia rufa</i> ^{2,3} (Capim-jaraguá)	2,2	281,0	106,0	23,0
<i>Melinis minutiflora</i> ¹ (Capim-gordura)	5,8	161,0	123,0	42,0
<i>Melinis minutiflora</i> ^{2,3} (Capim-gordura)	4,5	487,0	126,0	21,0
<i>Pennisetum purpureum</i> ¹ (Capim-elefante)	10,2	178,0	179,0	40,1
<i>Digitaria decumbens</i> ¹ (Capim-pangola)	6,1	137,0	197,0	30,4
<i>Brachiaria decumbens</i> ¹ (Capim-braquiária)	6,3	187,0	108,0	27,3
<i>Paspalum notatum</i> ¹ (Grama-batatais)	7,0	142,0	116,0	19,7
<i>Eichhornia crassipes</i> ⁴ (Aguapé)	25,8	5425,0	1233,3	81,8
<i>Pistia stratiotes</i> ⁴ (Alface d'água)	9,2	1391,7	430,0	29,8

¹ Gallo et al. (1974);

² Sousa et al. (1980);

³ Sousa et al. (1981);

⁴ Neste estudo.

Apesar dos maiores teores de fósforo terem sido encontrados na biomassa total de *P. stratiotes* (0,38%), valores médios superiores a este foram obtidos por Lopes-Ferreira (2000) (0,57% da MS) e por Aoi & Hayashi (1996) (1,03% da MS) ao estudarem a mesma espécie. Geralmente estas variações intraespecíficas estão associadas às diferentes condições tróficas dos ambientes aquáticos, que influenciam nas taxas de crescimento e nos conteúdos de nutrientes dos tecidos vegetais (Tucker, 1981; Henry-Silva et al., 2002). Cabe ressaltar, que as concentrações de fósforo no efluente de carcinicultura tratado por ambas as espécies de macrófitas aquáticas foram de 5 a 57 vezes inferiores as constatadas nos ambientes dos trabalhos mencionados.

De acordo com Boyd & Goodyear (1971) a análise dos teores de FPC é de extrema importância quando se pretende avaliar de forma qualitativa os vegetais. Os materiais que compõem a FPC, tais como celulose, hemicelulose, lignina e substâncias nitrogenadas lignificadas contribuem na formação de material particulado de difícil degradação (Barbieri, 1984). Desta forma, vegetais com altos valores de FPC geralmente apresentam menor valor nutritivo para os animais, com queda considerável na ingestão quando os valores de FPC são superiores a 60% de matéria seca (Van Soest & Wine, 1967). Pode-se constatar que *P. stratiotes* e *E. crassipes* apresentaram teores de FPC de 56,90 e 53,45%, respectivamente. Esses valores elevados estão associados principalmente à contribuição proporcionada pela biomassa submersa dessas duas espécies (Henry-Silva & Camargo, 2002).

Na biomassa de *E. crassipes* e *P. stratiotes*, os teores de lipídios (4,73 e 4,44%, respectivamente), que são compostos orgânicos com características de reserva energética, e os teores de carboidratos solúveis (14,47 e 12,39 mg.L⁻¹, respectivamente), foram inferiores quando comparados aos teores encontrados em espécies de outros grupos ecológicos. Barbieri (1984), analisando a composição química de algumas

macrófitas aquáticas na Represa do Lobo (Broa), obteve valores médios de 17,3% da MS de lipídios e de 137 mg.g⁻¹ da MS de carboidratos solúveis, nas lâminas foliares de *Nymphoides indica*. Contudo, no presente trabalho a concentração de lipídios na biomassa de *E. crassipes* foi semelhante à constatada por DaSilva *et al.* (1994) para a mesma espécie em um lago do Pantanal mato-grossense e por Esteves (1981) em estudo sobre o valor nutritivo de macrófitas aquáticas tropicais. Os teores de carboidratos solúveis e lipídeos na biomassa de *E. crassipes* e *P. stratiotes* também foram semelhantes aos obtidos por Thomaz e Esteves (1984) em forragens, tais como folhas de cana de açúcar e silagem.

Os vegetais que apresentam reduzidos teores de polifenóis são mais facilmente utilizados por herbívoros. De fato, McLeod (1974), avaliando o papel dos taninos na qualidade da forragem, constatou que ruminantes apresentaram dificuldade em digerir a proteína de forragens com elevados teores destes compostos. No que se refere às macrófitas aquáticas, Thomaz & Esteves (1984) consideraram que esses vegetais devem apresentar um limite de 16 U.D.O.g⁻¹ da MS de polifenóis serem aproveitados em rações animais. No presente trabalho, as concentrações de polifenóis observadas na biomassa de *E. crassipes* e de *P. stratiotes* foram de 0,44 U.D.O.g⁻¹ e de 0,42 U.D.O.g⁻¹, respectivamente, de modo que os teores de polifenóis, provavelmente, não são limitantes ao aproveitamento dessas macrófitas aquáticas.

Com os resultados de composição química obtidos, pode-se inferir sobre a possibilidade de aproveitamento do excedente de biomassa de *E. crassipes* e *P. stratiotes* utilizadas em sistemas de tratamento de aquicultura. No entanto, apesar destas espécies apresentarem valores nutritivos relativamente elevados quando comparadas com outras espécies vegetais utilizadas como forragem, especialmente no que se refere aos teores de proteína e aminoácidos, a elevada quantidade de água na biomassa destas

macrófitas aquáticas pode limitar o seu aproveitamento. De fato, *E. crassipes* e *P. stratiotes* apresentam valores superiores a 90% de água em seus tecidos (Henry-Silva, 2001), condicionando o aproveitamento reduzido da biomassa vegetal após a secagem ou mesmo para o consumo da biomassa fresca.

Segundo Esteves (1998), experimentos feitos com búfalos e gado, em diferentes partes do mundo, mostraram que a administração isolada de biomassa de macrófitas aquáticas acarretou queda de peso desses animais. Este fato, provavelmente, se deve a fatores antinutricionais que impedem o aproveitamento adequado desses vegetais. Entretanto, Rodrigues & Rodrigues (1989) obtiveram êxito ao utilizarem a biomassa de *E. crassipes* como suplemento na alimentação de gado confinado, e Appler (1985) constatou que cerca de 20% de farinha de peixe utilizada na dieta alimentar de *Oreochromis niloticus* e *Tilapia zillii* pode ser substituída pela planta aquática *Hydrodictyon reticulatum*, sem efeitos adversos sobre o crescimento dos peixes. Neste contexto, o uso isolado das espécies estudadas, pode não suprir as necessidades nutricionais das criações, sendo indicadas, portanto, como suplemento alimentar ou como item a ser acrescentado em rações.

É importante ressaltar que a análise da composição química pode indicar os possíveis usos da biomassa das macrófitas aquáticas. Desta forma, o aproveitamento de *P. stratiotes* e *E. crassipes* como fertilizante de solos pode ser viável, tendo em vista os valores relativamente altos de alguns macro e micronutrientes, a exceção de fósforo, encontrados na biomassa total destes vegetais. Entretanto, é necessário o desenvolvimento de experimentos que tenham como objetivo quantificar o grau de aceitabilidade e da digestibilidade desses vegetais pelos organismos que irão consumi-los, especialmente no que se refere a *E. crassipes* que apresentou elevados valores de FPC e de alguns minerais, tais como magnésio, manganês e ferro.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti por ter gentilmente disponibilizado a infra-estrutura de setor de Carcinicultura (UNESP - Jaboticabal), aos técnicos Carlos Fernando Sanches, Valdecir Fernandes de Lima e José Roberto Polachini pelo auxílio nos trabalhos de campo e de laboratório e à FAPESP pelo suporte financeiro (Processo: 02/04131-8).

LITERATURA CITADA

- ALLEN, S. E. et al. **Chemical Analysis of Ecological Materials**. Oxford: Blackwell, 1974, 150 p.
- AOI, T.; HAYASHI, T. Nutrient removal by water lettuce (*Pistia stratiotes*). **Water Science Technology**, v. 34, n. 7, p. 407-412, 1996.
- APPLER, H. N. Evaluation of *Hydrodictyon reticulatum* as a protein source in feeds for *Oreochromis (Tilapia) niloticus* and *Tilapia zillii*. **Journal of Fish Biology**, v.27, p. 327-334, 1985.
- BARBIERI, R. **Estudos da composição química de algumas espécies de macrófitas aquáticas e suas implicações no metabolismo da represa do Lobo (Broa)**. 1984. 221 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1984.
- BOYD, C. E. Aminoacids protein and caloric content of aquatic macrophytes. **Ecology**, v. 51, p. 902-906, 1970.
- BOYD, C. E. Fresh water plants: a potential source of protein. **Economic Botany**, v. 22, p. 359-368, 1968.
- BOYD, C. E.; GOODYEAR, C. P. Nutritive quality of food in ecological systems. **Archiv Hydrobiology**, v. 69, n.2, p. 356-270, 1971.
- CAMARGO, A. F. M.; HENRY-SILVA, G. G. & PEZZATO, M. M. Crescimento e produção primária de macrófitas aquáticas em zonas litorâneas. In: HERNY, R. (Ed.). **Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos**. Fundibio/Rima. 2003. p. 213-232.

- CANDIDO, M. J. D. C. et al. Valor nutritivo de silagens de híbridos de sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) sob doses crescentes de adubação. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 31, n. 1, p. 20-29, 2002.
- DA SILVA, C. J. et al. Composição química das principais espécies de macrófitas aquáticas do Lago Recreio Pantanal Matogrossense (MT). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 54, n. 4, p. 617-622, 1994.
- DUBOIS, M. et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, v. 28, p. 350-356, 1956.
- EL-SAYED, A. F. M. Alternative dietary protein sources for farmed tilapia, *Oreochromis* spp. **Aquaculture**, v. 179, p. 149-168, 1999.
- ESTEVEZ, F. A. Die bedeutung der aquatischen makrophyten für den stoffhaushalt des schöhsees. III. Die anorganischen hauptbestandteile der aquatischen makrophyten. **Gewässer und Abwässer**, v. 66/67, p. 29-94, 1980.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro (RJ): Interciência/FINEP, 1998. 602 p.
- ESTEVEZ, F. A. Valor nutritivo de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOLOGIA E PROTEÇÃO DE ÁGUAS CONTINENTAIS, 1981, São Paulo, **Anais...** São Paulo: 1981. p. 229-244.
- FARAHBAKSHAZAD, N. et al. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. **Ambio**, v. 29, p. 74-77, 2000.
- FOLCH, J. et al. A simple method for the isolation and purification of total lipids from animal tissues. **Journal Biochemical**, v. 26, p. 497-509, 1957.
- GALLO, J. R. et al. Composição inorgânica de forrageiras do Estado de São Paulo. **Boletim da Indústria Animal**, v.31, p. 115-137, 1974.
- GOLTERMAN, H. L. et al. **Methods for chemical analysis of fresh water**. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1978.
- HENRY-SILVA, G. G. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal**. 2001. 79 f. Dissertação (Mestrado) - Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. & PEZZATO, M. M. Effect of nutrient concentration on the growth of *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta*. In: 11th EWRS INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON AQUATIC

- WEEDS, 2002, Moliets et Maã (France). **Proceedings...** Moliets et Maã (France): 2002. p. 40-43.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum. Maringá**, v. 24, n. 2, p. 519-526, 2002.
- HENRY-SILVA, G.G. et al. Chemical composition of five species of aquatic macrophytes from lotic ecosystems of the southern coast of the state of São Paulo (Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 13, n. 1, p. 11-17, 2001.
- KING, H. C.; HEAT, G. W. The chemical analysis of small sample of leaf material and the relationship between the disappearance and composition of leaves. **Pedobiologia**, v. 7, p. 192-197, 1967.
- KOROLEFF, F. Determination of ammonia. In: GRASSHOFF, E.; KREMLING, E. (Eds.). **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Weinheim, 1976. p. 117-181.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos (SP): Rima, 2000. 531 p.
- LINN et al. Nutritive value of dried and ensilage aquatic plants. I. Chemical composition. **Journal of Animal Science**, v. 41, p. 601-609, 1975.
- LOPES-FERREIRA, C. M. **Estudo de uma área alagada do Rio Atibaia visando a elaboração de proposta de manejo para melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana, SP)**. 2000. 145 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 3. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000.
- MACKERETH, F. I. F. et al. **Water analysis: some revised methods for limnologist**. London: Freshwater Biological Association (Scientific Publications, 36), 1978.
- MARTINS, D. et al. Caracterização química das plantas aquáticas coletadas no reservatório de Salto Grande (Americana-SP). **Planta Daninha**, v. 21, p. 21-25, 2003. Edição Especial.
- McLEOD, M. N. Plants tannins - Their role in forage quality. **Nutrition Abstracts and Reviews**, v. 44, n. 11, p. 803-812, 1974.
- MOORE, I.; STEIN, W. H. Chromatographic determination of amino acids by use of automatic recording equipments. **Methods in Enzymology**, v. 6, p. 55-64, 1963.

- MOOZHYYIL, M.; PALLAUF, J. Chemical composition of the water fern, *Salvinia molesta*, and its potential as feed source for ruminants. **Economic Botany**, v. 40, n. 3, p. 375-383, 1986
- MORTON, J. F. Cattails (*Typha spp*). Weed problem or potential crop? **Economic Botany**, v. 29, p. 7-29, 1975.
- NACA/FAO. **Desenvolvimento da Aquacultura para Além de 2000: A Declaração de Bangucoque e Estratégia. Conferência sobre aquacultura no Terceiro Milênio**. NACA e FAO, Roma, 2000. 22 p.
- OLIVEIRA, M. A. et al. Utilisation of aquatic biomass to energy production. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEM FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Anais... Águas de São Pedro: 1998**. p. 609-618.
- PARRA, J. V.; HORTENSTEIN, C. C. Plant nutritional content of some Florida water hyacinths and response by pearl millet to incorporation of water hyacinths in three soil types. **Hyacinth Control**, v. 12, p. 85-90.
- PIETERSE, A.H.; MURPHY, K. 1990. **Aquatic weeds and management of nuisance aquatic vegetation**. New York: Oxford University Press, 593 p.
- RODRIGUES, N. S.; RODRIGUES, M. M. Fito-depuração de água de lavagem de cana pelo aguapé. **Stab: Açúcar, Alcool e Subprodutos**, 1989, p. 49-51.
- SANTIAGO, C.B. et al. Response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry to diets containing *Azolla* meal. In: 2ND INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA IN AQUACULTURE, 1998, Philippines. **Proceedings...** Philippines. 1998. p. 377-382.
- SOUSA, J. C. et al. Inter-relações entre minerais do solo, forrageiras e tecido animal. 2. Cobre e molibdênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.15, p. 335-341, 1980.
- SOUSA, J. C. et al. Inter-relações entre minerais no solo, plantas forrageiras e tecido animal. 3. Manganês, ferro e cobalto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 16, p. 739-746, 1981.
- THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Estudos da biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas quanto ao seu valor nutritivo. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 4, 1984, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1984. p. 439-467.

- TUCKER, C. S. The effect of ionic form and level of nitrogen on the growth and composition of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. **Hydrobiologia**, v. 83, p. 517-522, 1981.
- VAN SOEST, P. J.; WINE, R. H. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds, IV. Determination of plant cell-wall constituents. **Journal Association of Analytical Chemistry**, v. 50, n. 1, p. 50-51, 1967.
- WOLVERTON, B. C.; McDONALD, R. C. Nutritional composition of water hyacinths growth on domestic sewage. **Economic Botany**, v. 32, n. 4, p. 363-370, 1978.

Capítulo IV

Faint, illegible text, likely bleed-through from the reverse side of the page.

Capítulo IV

Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*

RESUMO - O objetivo do trabalho foi avaliar as inter-relações entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Pistia stratiotes* L., utilizando o método de séries substitutivas. As plantas foram cultivadas em unidades experimentais com área útil de 0,19 m² ao ar livre e com um fluxo contínuo. Semanalmente as plantas foram pesadas (massa fresca) e posteriormente devolvidas as suas respectivas unidades experimentais. Pôde-se verificar a existência de competição assimétrica entre as duas espécies, sendo que ao final do experimento *E. crassipes* apresentou vantagem competitiva em relação a *P. stratiotes*, independente das proporções iniciais adotadas.

Palavras-chave: competição, macrófita aquática, séries substitutivas

Ecological interrelationships between free floating aquatic macrophytes

Eichhornia crassipes and *Pistia stratiotes*

ABSTRACT - The objective of this study was to evaluate the interrelationships between two free floating aquatic macrophytes, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Pistia stratiotes* L., using a reciprocal replacement series for the intermixed combinations. Plants were cultured in experimental units, each having 0.19 m² of surface area. During the first 8 weeks of the experiment, plants of each species were removed from the experimental unit weekly, allowed to drain for 5 minutes and weighed (fresh weight). They were then returned to their respective plots. We concluded the existence of an asymmetric competition between two species. *E. crassipes* showed competitive vantage in relation to *P. stratiotes*, independent of the initial proportion in plots.

Key words: competition, aquatic macrophyte, replacement series

INTRODUÇÃO

A macrófita aquática flutuante *Eichhornia crassipes* é nativa da América do Sul tropical e introduzida em quase todos os continentes, enquanto que *Pistia stratiotes* é considerada uma espécie cosmopolita tropical e subtropical (Pott & Pott, 2000). No Brasil ambas as espécies são abundantes e amplamente distribuídas, ocorrendo em ecossistemas aquáticos naturais e impactados por atividades antrópicas (Henry-Silva & Camargo, 2000; Bini et al., 1999). Existem relatos de proliferação indesejada dessas espécies em diversas partes de mundo, restringindo os usos múltiplos dos ecossistemas aquáticos, tais como dificuldade à navegação e à captação de água, problemas relacionados à geração de energia elétrica, comprometimento das atividades de lazer e redução da produção pesqueira (Pieterse & Murphy, 1990; Petr, 2000).

Embora haja um número relativamente grande de informações sobre métodos de controle, distribuição e biologia de *P. stratiotes* e principalmente de *E. crassipes*, estudos experimentais que abordam as relações ecológicas entre macrófitas aquáticas ainda são escassos (Thomaz & Bini, 2003). Neste contexto, destacam-se os estudos desenvolvidos por Tag El Seed (1978) que verificou o efeito de diferentes níveis de acidez sobre as interações ecológicas de *E. crassipes* e *P. stratiotes*; os experimentos de campo de McIlraith et al. (1989) que analisaram as interações entre espécies do gênero *Lemna*; o trabalho de Benassi & Camargo (2000) que observaram o processo competitivo entre *P. stratiotes* e *Salvinia molesta*; e os experimentos de Agami & Reddy (1990) que analisaram as relações de competição entre *E. crassipes* e *P. stratiotes* em ambiente enriquecido com nutrientes.

A competição inter-específica pode ser definida como qualquer interação que afeta negativamente o crescimento, a sobrevivência ou a fecundidade da população de determinada espécie, em decorrência da exploração por recursos e/ou de interferência

por indivíduos de outra espécie (Begon et al., 1996). Por outro lado, a competição pode provocar adaptações seletivas que facilitam a coexistência de uma diversidade de organismos numa dada área (Odum, 1988).

O conhecimento das relações ecológicas tem a sua importância prática, visto que se uma espécie prolifera indesejadamente e se os fatores que limitam a sua produção são conhecidos, pode-se manejar o ambiente adequadamente, criando condições que inibam o seu crescimento. O entendimento das interações ecológicas também pode ser útil no intuito de otimizar a eficiência das macrófitas aquáticas em sistemas de tratamento de efluentes (Camargo et al., 2003; Henry-Silva, 2001). Neste contexto este estudo teve por objetivo avaliar as inter-relações entre *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms e *Pistia stratiotes* L., através de experimentos em séries substitutivas, que mantém constante a densidade total e varia a proporção das espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

Delineamento experimental

Os indivíduos de *E. crassipes* (Pontederiaceae) e *P. stratiotes* (Araceae) foram selecionados por tamanho e aparência semelhantes (rosetas individuais com raiz, mas sem rametes) e coletados em ecossistemas lóticos bem preservados do litoral sul do estado de São Paulo (24° 11' S e 46° 48' W). Os valores médios ($n = 3$) de massa fresca individual de *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram de 61,1 e 29,5 g, respectivamente, sendo que os valores médios de massa seca foram de 3,8 g para *E. crassipes* e 1,4 g para *P. stratiotes*.

As macrófitas aquáticas foram cultivadas ao ar livre em quinze caixas plásticas (unidades experimentais) de 0,55 x 0,35 x 0,25 m, com área útil de 0,19 m² (21° 18' S e

48° 18' W). As superfícies das unidades experimentais foram divididas em doze partes iguais para posteriormente serem dispostos os indivíduos de *E. crassipes* e *P. stratiotes*. O fluxo de água nas unidades experimentais foi contínuo (vazão de 1 L.min⁻¹).

As interações entre *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram investigadas utilizando o método de séries substitutivas, que mantém constante a densidade total e varia a proporção das espécies, de acordo com a metodologia proposta por Wit (1960). A densidade vegetal total foi de oito indivíduos em cada unidade experimental, tanto em monocultura quanto em culturas mistas. O experimento consistiu de cinco tratamentos com unidades experimentais em triplicata. Ambas as espécies de macrófitas aquáticas cultivadas em monoculturas corresponderam ao tratamento um, 12 partes de *E. crassipes* ou 100% de preenchimento, e ao tratamento dois, 12 partes de *P. stratiotes* ou 100% de preenchimento. No tratamento três a área das unidades experimentais foi preenchida por nove partes (75%) de *E. crassipes* e três partes (25%) de *P. stratiotes* (9Ec3Ps). No tratamento quatro cada uma das espécies preencheu seis partes, ou seja, 50% para cada espécie (6Ec6Ps) e no tratamento cinco foram três partes (25%) de *E. crassipes* e nove partes (75%) de *P. stratiotes* (3Ec9Ps).

Variáveis físicas e químicas

As amostras de água foram obtidas semanalmente entre as 8:00 e 9:00 horas durante dois meses. Os valores de temperatura, oxigênio dissolvido (OD) e pH foram obtidos com o multi-sensor marca Horiba U10. As determinações de nitrogênio total (N-total), N-nitrito e N-nitrato foram realizadas segundo método descrito em Mackereth et al. (1978) e as concentrações de N-amoniaco foram determinadas de acordo com o método proposto por Koroleff (1976). As concentrações de fósforo total (P-total) e

fósforo dissolvido (P-dissolvido) foram obtidas através do método descrito por Golterman et al. (1978).

Variáveis biológicas

Semanalmente as plantas foram removidas para a determinação da massa fresca e, posteriormente, devolvidas as suas respectivas unidades experimentais. Antes de efetuar a pesagem, o excesso de água retido nas raízes dos vegetais foi retirado, deixando a água escorrer por aproximadamente cinco minutos. Após oito semanas o experimento foi finalizado em decorrência do intenso crescimento de ambas as espécies.

Aos dados de biomassa total de cada um dos tratamentos foi ajustado um modelo de crescimento logístico através da parametrização da seguinte equação (Krebs, 1994):

$$N_t = \frac{K}{1 + e^{a-rm}}$$

Em que: N_t = biomassa (g MS.m⁻²); t = tempo; K = capacidade suporte (máximo valor de N); e = 2,71828 (base dos logaritmos naturais); a = constante de integração que define a posição da curva na origem; r = coeficiente de crescimento intrínseco.

Os coeficientes de crescimento intrínseco (r_m) e K foram estimados dos ajustes das variações temporais de biomassa ao modelo sigmóide e foram efetuados através de regressões não lineares, calculadas pelo algoritmo iterativo de Levenberg-Marquardt (Press et al., 1993). Para estes ajustes foram utilizados os coeficientes de crescimento de 0,061 dia⁻¹ para *E. crassipes* e de 0,087 dia⁻¹ para *P. stratiotes*, correspondendo as médias dos coeficientes de cada uma das macrófitas aquáticas nos diferentes tratamentos. Por este procedimento admitiu-se que este parâmetro não variou em função das condições ambientais em que foi desenvolvido o experimento.

Os valores de biomassa proporcional (BP) foram determinados no intuito de comparar em termos relativos o comportamento de *E. crassipes* e *P. stratiotes* nos diferentes tratamentos. Os valores de BP foram calculados segundo a equação proposta por Kenkel et al. (1991):

$$BP_{ax} = [GB_{a\ mistura} / (GB_{a\ mistura} + GB_{b\ mistura})]$$

Em que: BP_{ax} = biomassa proporcional da espécie *a* na mistura *x*; $GB_{a\ mistura}$ = ganho de biomassa (g MS.m⁻²) da espécies *a* na mistura; $GB_{a\ mistura}$ = ganho de biomassa (g MS.m⁻²) da espécie *a* na mistura; $GB_{b\ mistura}$ = ganho de biomassa (g MS.m⁻²) da espécie *b* na mistura.

A massa seca das macrófitas aquáticas foi estimada a partir da equação de regressão linear simples entre a massa fresca e a massa seca de indivíduos coletados nos ecossistemas lóticos do litoral sul do estado de São Paulo.

RESULTADOS

Variáveis limnológicas

Os valores das variáveis limnológicas obtidas foram os seguintes: 8,4±0,3 (pH); 27,9±1,6 °C (temperatura); 4,8±0,6 mg.L⁻¹ (oxigênio dissolvido); 0,52±0,08 mg.L⁻¹ (N-total); 273,5±60,7 µg.L⁻¹ (P-total); 38,2±6,5 µg.L⁻¹ (P-dissolvido); 16,2±1,3 µg.L⁻¹ (N-amoniaco); 17,1±1,8 µg.L⁻¹ (N-nitrito); 142,7±21,6 µg.L⁻¹ (N-nitrato).

Macrófitas Aquáticas em Monocultura

Em monocultura, *E. crassipes* apresentou na sexta semana ganho médio de biomassa de 736,7 g MS.m⁻², em relação a sua biomassa inicial (343,4% de aumento),

enquanto que *P. stratiotes* apresentou na sétima semana um ganho médio de 318,1 g MS.m⁻² (391,0% de aumento). Ambas as espécies em monocultura apresentaram decréscimos de biomassa após o incremento máximo. Nestas condições o K de *E. crassipes* foi de 993,2 g MS.m⁻² e o de *P. stratiotes* de 436,7 g MS.m⁻² (figura 1).

Macrófitas aquáticas em diferentes proporções (séries substitutivas)

As macrófitas aquáticas, cultivadas em diferentes proporções de mistura, apresentaram comportamentos distintos. *E. crassipes* apresentou os maiores ganhos de biomassa total em mistura do que quando crescendo em monocultura, enquanto que *P. stratiotes* apresentou menores ganhos de biomassa quando em mistura, se quando comparada crescendo em monocultura.

Na proporção de 3Ec9Ps o maior ganho de biomassa de *E. crassipes* ocorreu na oitava semana com valor médio de 616,6 g MS.m⁻² (591,0% de aumento). Na proporção de 6Ec6Ps o maior de ganho de biomassa ocorreu na sétima semana, com valor médio de 712,3 g MS.m⁻² (567,0% de aumento). Na proporção de 9Ec3Ps a maior ganho de biomassa ocorreu na oitava semana com valor médio de 659,8 g MS.m⁻² (353,3% de aumento).

P. stratiotes, na proporção de 3Ec9Ps, apresentou na sexta semana ganho médio de biomassa de 192,9 g MS.m⁻² (275,7% de aumento), enquanto que nas proporções de 9Ec3Ps e 6Ec6Ps os maiores ganhos médios de biomassa foram, respectivamente, 58,4 g MS.m⁻² (199,4% de aumento) na sétima semana e 83,6 g MS.m⁻² (182,9 % de aumento) na quinta semana.

Os valores de K de *E. crassipes*, quando em mistura com *P. stratiotes*, foram superiores ao valor obtido quando em monocultura. Já o valor de K de *P. stratiotes* foi superior quando cultivada em monocultura (figura 1).

Em relação à biomassa proporcional de ambas as espécies, pode-se constatar que com o transcorrer do experimento houve uma tendência de aumento dos valores de BP de *E. crassipes* e uma conseqüente diminuição dos valores de BP de *P. stratiotes*, nas três proporções em que foram cultivadas misturadas (figura 2).

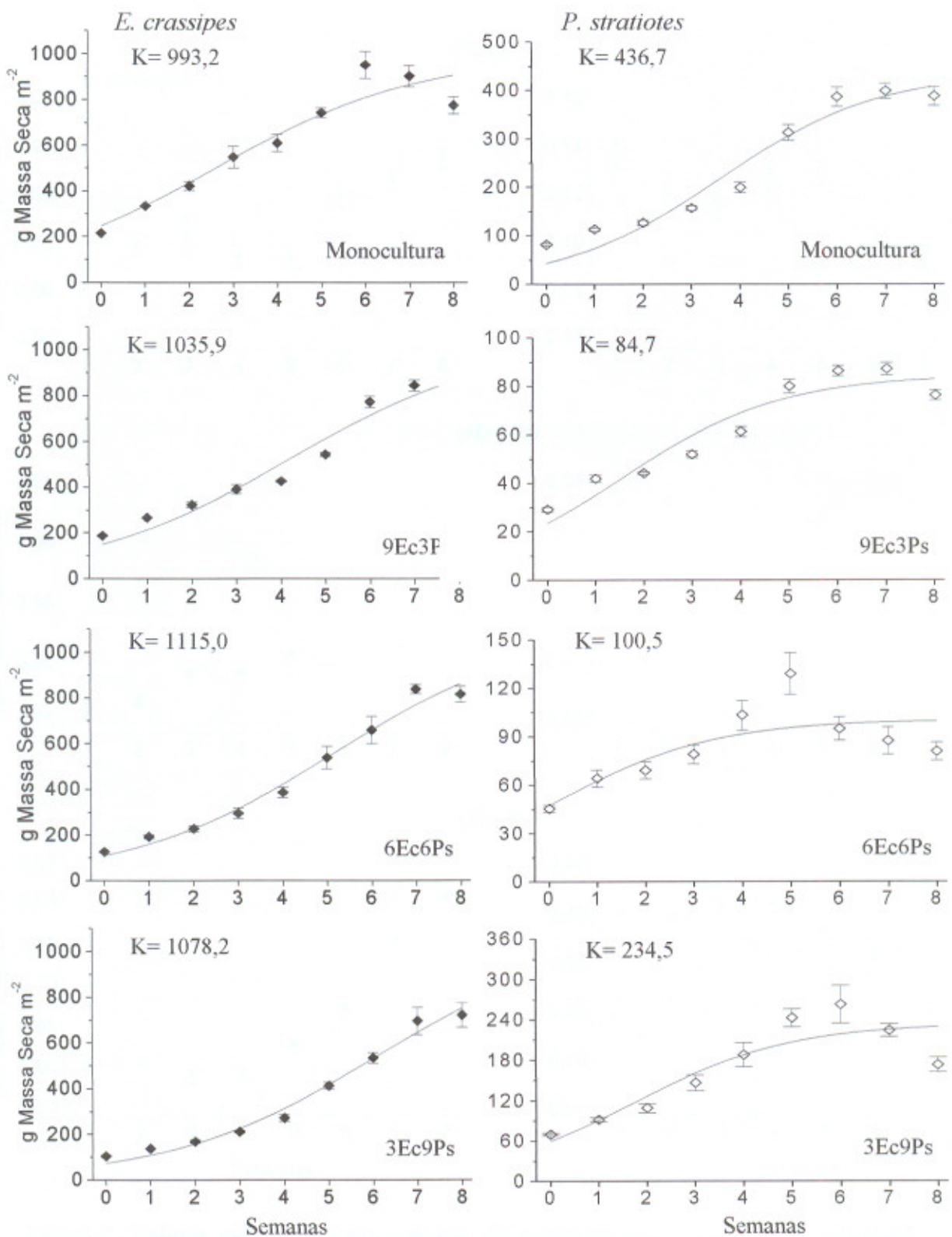


Figura 1. Curvas de crescimento de *E. crassipes* (◆) e *P. stratiotes* (◇) em diferentes proporções de mistura. (Monocultura = 100% de *E. crassipes* e 100% de *P. stratiotes*; 9Ec3Ps = 75% de *E. crassipes* e 25% de *P. stratiotes*; 6Ec6Ps = 50% *E. crassipes* e 50% de *P. stratiotes*; 3Ec9Ps = 25% de *E. crassipes* e 75% de *P. stratiotes*). K = Capacidade Suporte (g Massa Seca.m⁻²). Os gráficos apresentam escalas distintas.

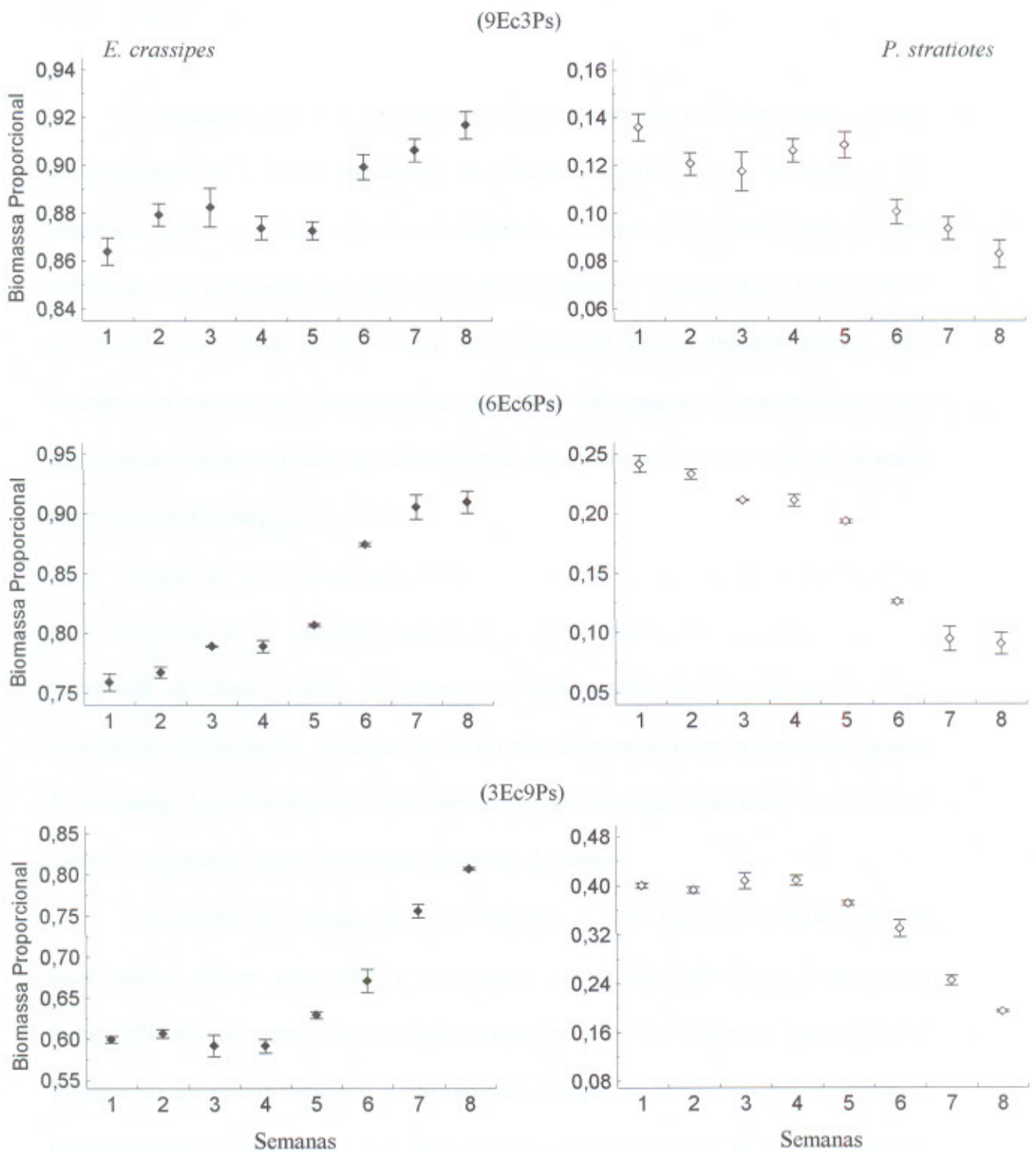


Figura 2. Valores médios e desvios padrão de biomassa proporcional de *E. crassipes* (◆) e de *P. stratiotes* (◇) em diferentes proporções de mistura. (9Ec3Ps = 75 % de *E. crassipes* e 25% de *P. stratiotes*; 6Ec6Ps = 50% *E. crassipes* e 50% de *P. stratiotes*; 3Ec9Ps = 25% de *E. crassipes* e 75% de *P. stratiotes*). Os gráficos apresentam escalas distintas.

DISCUSSÃO

As concentrações de nitrogênio e fósforo na água das unidades experimentais provavelmente não foram limitantes ao desenvolvimento de *E. crassipes* e *P. stratiotes*, pois diversas pesquisas constataram a ocorrência destas espécies em ambientes com concentrações menores destes nutrientes (Camargo et al., 1997; Bini et al., 1999; Henry-Silva et al., 2002). A temperatura provavelmente também não interferiu no crescimento das macrófitas aquáticas, visto que os valores médios foram semelhantes aos encontrados em ecossistemas aquáticos onde estes vegetais ocorrem naturalmente (Camargo et al., 2002).

O valor de pH considerado ótimo para o desenvolvimento de *E. crassipes* se situa em torno de 7, enquanto que o de *P. stratiotes* é de aproximadamente 4 (Chadwick & Obeid, 1966). No entanto, o valor médio de 8,3 não interferiu no crescimento das espécies, visto que em todos os tratamentos foram constatados ganhos de biomassa. Agami & Reddy (1990) também concluíram que o pH entre 7,3 e 7,7 não causou a supressão destas macrófitas aquáticas flutuantes.

O aumento de biomassa de *E. crassipes* e *P. stratiotes* com o transcorrer do experimento esteve associado à estocagem inicial de indivíduos jovens e a disponibilidade de espaço nas unidades experimentais. Em todos os tratamentos o aumento da densidade vegetal e a conseqüente redução do espaço disponível afetaram negativamente o crescimento das duas espécies. Henry-Silva et al. (2002) também observaram diminuições das taxas de crescimento e dos ganhos de biomassa dessas macrófitas aquáticas flutuantes em decorrência do aumento da biomassa vegetal.

E. crassipes apresentou maior habilidade competitiva em relação a *P. stratiotes*, independente das proporções em que foram cultivadas. Apesar da constatação do processo competitivo, este não foi simétrico, ou seja, não foi observado

um decréscimo da capacidade suporte de ambas macrófitas aquáticas. A competição assimétrica ou amensalismo é o processo de interação populacional no qual uma das espécies interagentes é afetada em termos de densidade e de capacidade suporte, enquanto que a outra permanece relativamente inalterada (Odum, 1988). Neste contexto, *P. stratiotes* foi afetada em seu desenvolvimento por *E. crassipes*, pois apresentou reduções nos seus valores de biomassa proporcional com o transcorrer do experimento, sendo que os valores de capacidade suporte foram 5,2; 4,9 e 2,1 vezes menores quando nas proporções de 25, 50 e 75%, respectivamente, do que quando em monocultura (100%). Já *E. crassipes* não sofreu interferências em seu crescimento, visto que a sua biomassa proporcional tendeu a aumentar e os seus valores de capacidade suporte de foram semelhantes.

Caso semelhante de competição assimétrica foi observado por Grace & Wetzel (1981), que analisaram as interações entre macrófitas aquáticas do gênero *Typha*. Os autores constataram que em ambiente com pouca profundidade *T. latifolia* excluiu *T. angustifolia*, sendo que a densidade de *T. latifolia* não foi alterada.

E. crassipes apresentou maior ganho de biomassa total, o que pode ser confirmado observando as suas curvas de crescimento. Este fato provavelmente esteve associado ao maior desenvolvimento de sua parte aérea (pecíolos e lâminas foliares), contribuindo para o melhor desempenho competitivo em relação a *P. stratiotes*. De acordo com Knipling et al. (1970) *E. crassipes* possui um crescimento vertical intenso, principalmente quando estocada em altas densidades, permitindo a utilização mais eficiente da energia solar.

Agami & Reddy (1991), pesquisando as inter-relações entre macrófitas aquáticas, constataram que o crescimento de *Hydrocotyle umbellata* não foi influenciado pela presença de *E. crassipes*. Isto se deu em virtude da capacidade de *H.*

umbellata em desenvolver os seus pecíolos acima da área de influência de *E. crassipes*, mantendo a sua máxima capacidade de assimilação da radiação fotossinteticamente ativa e, conseqüentemente, não sofrendo reduções em suas taxas de crescimento. Van Den Berg et al. (1998), ao estudarem a competição entre *Chara aspera* e *Potamogeton pectinatus*, também concluíram que *P. pectinatus*, ao desenvolver ampla cobertura vegetal próximo à superfície da água, interferiu no crescimento de *C. aspera* por meio de sombreamento.

O sucesso competitivo de *E. crassipes* também esteve relacionado com a sua capacidade em colonizar os espaços disponíveis (taxa de crescimento de $0,061 \text{ dia}^{-1}$). O desenvolvimento mais intenso pode ter aumentado a capacidade de assimilação e de estocagem dos nutrientes, favorecendo o sucesso competitivo em relação a *P. stratiotes* (taxa de crescimento de $0,087 \text{ dia}^{-1}$). De fato, Agami & Reddy (1990) ao constatarem a dominância de *E. crassipes* sobre *P. stratiotes*, verificaram que *E. crassipes* apresentou ao final do experimento um aumento de seis vezes nos teores de nitrogênio total em sua biomassa, enquanto que na biomassa de *P. stratiotes* os valores deste nutriente foram semelhantes aos obtidos no início do experimento.

Apesar da maior habilidade competitiva de *E. crassipes* em relação a *P. stratiotes*, é necessário cautela em extrapolar esta conclusão para os ambientes naturais. *E. crassipes* foi melhor competidora nas condições ambientais adotadas, no entanto, em ambientes com características bióticas e abióticas distintas, as interações ecológicas podem se alterar. Alguns autores vêm comprovando que mudança nas características ambientais modificam as interações ecológicas entre espécies de macrófitas aquáticas. Van et al. (1999), analisando as inter-relações entre macrófitas aquáticas submersas, verificaram que *Hydrilla verticillata* possuiu maior habilidade competitiva em relação a *Vallisneria americana* em sedimentos ricos em nutrientes. No entanto, em sedimentos

com menores teores de nutrientes *V. americana* sobressaiu em relação a *H. verticillata*. Benassi & Camargo (2000) concluíram que *S. molesta* possui maior habilidade competitiva do que *P. stratiotes* em ambiente com baixas concentrações de nitrogênio e fósforo.

É importante ressaltar que em ambientes relativamente controlados a competição e a exclusão competitiva ocorrem com maior frequência. Já em sistemas abertos naturais, com entradas e saídas heterogêneas, a probabilidade de coexistência pode ser maior e os efeitos do aumento da densidade tendem a exercer menor influência sobre as populações (Ricklefs & Miller, 1999). De fato, Chambers & Prepas (1990), investigando a assembléia de macrófitas submersas em um ecossistema lântico, verificaram que a competição interespecífica foi reduzida e que a coexistência ocorreu devido à heterogeneidade espacial e à utilização diferencial de recursos.

Pode-se concluir que existe uma competição assimétrica entre as duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, sendo que *E. crassipes* apresentou vantagem competitiva em relação a *P. stratiotes*, independente das proporções iniciais a que estiveram submetidas.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti por ter gentilmente disponibilizado a infra-estrutura de setor de Carcinicultura (UNESP - Jaboticabal), aos técnicos Carlos Fernando Sanches, Valdecir Fernandes de Lima e José Roberto Polachini pelo auxílio nos trabalhos de campo e de laboratório e à FAPESP pelo suporte financeiro (Processo: 02/04131-8).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agami, M. & Reddy, K.R. 1990. Competition for space between *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Pistia stratiotes* L. cultured in nutrient-enriched water. *Aquatic Botany*. 38: 195-208.
- Agami, M. & Reddy, K.R. 1991. Inter-relationships between *Eichhornia crassipes* and *Hydrocotyle umbellata*. *Aquatic Botany*. 39: 147-157.
- Begon, M.; Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1996. Ecology individuals populations and communities. Blackwell Scientific Publications. 876p.
- Benassi, R.F. & Camargo, A.F.M. 2000. Avaliação do processo competitivo entre duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D. S. Mitchell. *Revista Iniciação Científica*. 1: 59-66.
- Bini, L.M.; Thomaz S.M.; Murphy, K.J. & Camargo, A.F.M. 1999. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipú Reservoir, Brazil. *Hydrobiologia*. 415: 147-154.

- Camargo, A. F. M.; Pezzato, M. M.; Henry-Silva, G. G. & Assumpção, A. M. 2002. Primary production of *Utricularia foliosa*, *Egeria densa* and *Cabomba furcata* from rivers of the coastal plain of the state of São Paulo, Brazil. *Proceedings of the 11th EWRS International Symposium on Aquatic Weeds*. Moliets et Maã (France): 7-10.
- Camargo, A.F.M.; Pezzato, M.M. & Henry-Silva, G.G. 2003. Fatores limitantes a produção primária de macrófitas aquáticas. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini (eds.). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Eduem-Nupélia, Maringá (SC), p. 59-84.
- Camargo, A.F.M.; Schiavetti, A. & Cetra, M. 1997. Efeito da mineração de areia sobre a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em um ecossistema lótico do litoral sul paulista. *Revista Brasileira de Ecologia*. 01:54-59.
- Chadwick, M.J. & Obeid, M. 1966. A comparative study of the growth of *Eichhornia crassipes* Solms and *Pistia stratiotes* L. in water-culture. *Journal of Ecology*. 54: 563-575.
- Chambers, P.A. & Prepas, E.E. 1990. Competition and coexistence in submerged aquatic plant communities: the effects of species interactions versus abiotic factors. *Freshwater Biology*. 23(3): 541-550.
- Golterman, H.L.; Clyno, R.S. & Ohsntad, M.A.M. 1978. *Methods for chemical analysis of fresh water*. Blackwell, Boston, 214 p.
- Grace, J.B. & Wetzel, R. G. 1981. Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (*Typha*): experimental field studies. *American Naturalist*. 118: 463-474.

- Henry-Silva, G.G. 2001. Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal. Dissertação. Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 79 p.
- Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. 2000. Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidades de uso de suas biomassas. *Naturalia*. 26:111-125.
- Henry-Silva, G.G.; Camargo, A.F.M. & Pezzato, M.M. 2002. Effect of nutrient concentration on the growth of *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta*. Proceedings of the 11th EWRS International Symposium on Aquatic Weeds. Moliets et Maã (France), pp. 40-43.
- Kenkel, N.C.; McIlraith, A.L.; Burchill, C.A. & Jones, G. 1991. Competition and the response of three plant species to a salinity gradient. *Canadian Journal Botany*. 69: 2497-2502.
- Knipling, E.D.; West, S.H. & Haller, W.T. 1970. Growth characteristics, yield potential, and nutritive content of water hyacinth. *Proc. Soil & Crop Soc. Florida*, 30: 51-63.
- Koroleff, F. 1976. *Determination of nutrients*. In: GRASSHOFF, K. *Methods of seawater analysis*. Wwinhein. Verlog. Chemic. p. 117-181.
- Krebs, C.J. 1994. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance package*. Pearson Addison Wesley: 5th edition, p. 816.
- Mackereth, F.I.F., Heron, J. & Talling, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologist*. London, Freshwater Biological Association, 121 p.

- McIlraith, A.L.; Robinson, G.G.C & Shay, J.M. 1988. A field study of competition and interaction between *Lemna minor* and *Lemna trisulca*. *Canadian Journal Botany*. 67:2904-2911.
- Odum, E.P. 1988. *Ecologia*. Ed. Guanabara, 434 p.
- Petr, T. 2000. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters. A review. *FAO Fisheries Technical Paper*. 396, Rome, FAO, 185 p.
- Pieterse, A.H. & Murphy, K. 1990. *Aquatic weeds and management of nuisance aquatic vegetation*. New York: Oxford University Press, 593 p.
- Pott, V.J. & Pott A. 2000. *Plantas aquáticas do Pantanal*. EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS) - Brasília, 404 p.
- Press, W.H.; Teukolsky, S.A.; Vetterling, W.T. & Flannery, B.P. 1993. *numerical recipes in C: the art of scientific computing*. Cambridge, Univ. Press, New York, 994p.
- Ricklefs, E.R & Miller, G.L. 1999. *Ecology*. 4th ed. W. H Freeman and Company, 822 p.
- Tag El Seed, M. 1978. Effect of pH on the nature of competition between *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*. *Journal Aquatic Plant Management*. 16: 53-57.
- Thomaz, S.M. & Bini, L.M. 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. In: S.M. Thomaz & L.M. Bini (eds.). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Eduem-Nupélia, Maringá (SC), p. 19-38.
- Van Den Berg, M.S.; Coops, H.; Simons, J. & Keizer, A. 1998. Competition between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Botany*. 60(3): 241-250.

Van, T.K.; Wheeler, G.S. & Center, T.D. 1999. Competition between *Hydrilla verticillata* and *Vallisneria americana* as influenced by soil fertility. *Aquatic Botany*. 62(4): 225-233.

Wit, C. T. 1960. On competition. *Versl. Landbouwk. Onderz.* 66:1-82.

Capítulo V

Capítulo V

Digestibilidade Aparente de Macrófitas Aquáticas pela Tilápia do Nilo

(*Oreochromis niloticus*)

RESUMO: O objetivo deste estudo foi determinar os coeficientes de digestibilidade aparente (CDA) da proteína bruta e dos aminoácidos de duas espécies de macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e avaliar o potencial de aproveitamento destes vegetais em rações animais. Foram confeccionadas três rações, marcadas com 0,10% de óxido de cromo-III, sendo uma delas a ração referência (purificada) e as demais contendo 30% de cada uma das macrófitas aquáticas. As tilápias do Nilo ($58,8 \pm 18,5$ g) foram alimentadas até a saciedade aparente e a coleta de fezes efetuada pelo sistema Guelph modificado. Os CDA médios da proteína e dos aminoácidos foram, respectivamente, 93,32 e 93,17% para a ração referência; 60,35 e 59,23% para *E. crassipes*; e 57,40 e 52,24% para *P. stratiotes*. Não foram constatadas diferenças significativas ($P > 0,05$) entre os valores de CDA da proteína e dos aminoácidos dos ingredientes vegetais. Os maiores CDA foram obtidos para a metionina: 97% para *E. crassipes* e 97% para *P. stratiotes*. Os resultados obtidos demonstraram a reduzida eficiência da tilápia do Nilo em assimilar a maioria dos aminoácidos de *E. crassipes* e *P. stratiotes*.

Palavras-chave: aminoácidos, ingredientes, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*

Apparent Digestibility of Aquatic Macrophytes for Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*)

ABSTRACT: The objective of this study was to determine the apparent digestibility coefficients (ADC) of crude protein and aminoacids for two species of free floating aquatic macrophytes (*Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*) for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and to infer on the potential use this plants in animal feed. Three feeds were developed, containing 0.10% of chromic oxide - III, one being the reference diet (purified) and the others containing 30% of aquatic macrophytes. The Nile tilapias (58.8 ± 18.5 g) were fed to apparent satiation and the faeces were collected by Guelph system. The average ADC of crude protein and amino acids were, respectively, 93.32 and 93.17% for diet reference; 60.35 and 59.23% for *E. crassipes*; and 57.40 and 52.24% for *P. stratiotes*. No significant differences were observed ($P>0.05$) among the ADC of protein and of amino acids of the plants ingredients. Higher CDA were observed for methionine: 98.21% for *E. crassipes* and 98.70% for *P. stratiotes*. The results showed lower efficiency by tilapia of Nile in assimilate the most aminoacids of the *E. crassipes* and *P. stratiotes*.

Key words: amino acids, feedstuffs, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*

INTRODUÇÃO

As rações utilizadas em aquicultura além de atenderem às exigências nutricionais das espécies cultivadas, devem proporcionar reduzidos excedentes de nutrientes, visando minimizar os impactos negativos sobre os sistemas de criação e sobre os ecossistemas aquáticos onde os efluentes são lançados. Estes impactos podem ocasionar alterações na estrutura e no funcionamento desses ambientes, especialmente em decorrência da eutrofização artificial, favorecendo o crescimento fitoplanctônico e, conseqüentemente, o aumento do consumo de oxigênio dissolvido disponível aos organismos aeróbicos (Valenti, 2000; Henry-Silva, 2001; Baccarin, 2002).

Desta forma, além da análise da composição química do alimento, a determinação da digestibilidade de seus nutrientes é um dos principais aspectos que deve ser considerado, no intuito de inferir sobre o seu real potencial de utilização em dietas animais e para avaliar os seus possíveis impactos sobre as características físicas e químicas da água (Cho, 1987; Henry-Silva & Camargo, 2002). Segundo Midlen & Redding (1998) os princípios mais importantes que norteiam o desenvolvimento de dietas com baixa carga poluente são: (a) elevada digestibilidade dos ingredientes para minimizar a quantidade de fezes; (b) aceitabilidade da ração pelos organismos que irão consumi-la; (c) balanço adequado dos nutrientes; (d) elevada estabilidade do pélete; (e) tamanho do pélete compatível com a capacidade de ingestão dos peixes.

Atualmente as indústrias têm se preocupado em produzir rações de melhor qualidade, com alimentos alternativos e que apresentem menor custo do que quando comparados com os alimentos de origem animal, especialmente em relação às farinhas de peixe, de carne, de vísceras de aves e de sangue. Além disso, o conhecimento das exigências nutricionais básicas dos peixes, bem como melhorias no processamento de

alimentos têm proporcionado a elaboração de rações exclusivamente vegetais, minimizando os custos de produção e reduzindo os teores de nutrientes disponibilizados no meio aquático (El Sayed, 1999; Pezzato, 2001; Gonçalves, 2003). É importante ressaltar que a necessidade de identificar fontes alternativas de proteína, para substituir as farinhas de peixes utilizadas nas rações, foi amplamente recomendada no II Simpósio Internacional sobre Aqüicultura Sustentável (1998) em Oslo, Noruega.

Nas próximas décadas, novas oportunidades deverão surgir à medida que forem ocorrendo avanços na investigação e no desenvolvimento de tecnologias em aqüicultura, sendo que uma área promissora diz respeito ao aumento da utilização de plantas aquáticas como fonte de nutrientes em atividades de piscicultura (NACA/FAO 2000). Atualmente, estes vegetais estão sendo utilizados com êxito no tratamento de efluentes urbanos e também de aqüicultura (Brix, 1997; Henry-Silva, 2001). No entanto, ainda é reduzido o aproveitamento da biomassa vegetal produzida nestes sistemas de tratamento.

Neste contexto, alguns trabalhos vêm demonstrando a viabilidade de aproveitamento da biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas na alimentação de peixes. Dentre eles pode ser destacado o estudo de Santiago et al. (1988) que constataram que uma dieta contendo valores de 42% de macrófita aquática flutuante *Azolla pinnata* proporcionou maiores taxas de crescimento para alevinos de tilápia do Nilo do que a dieta com farinha de peixe. Os experimentos de Essa (1997) que ao substituir 50% das rações comerciais (35% Proteína Bruta) por *Lemna* sp não observou efeitos adversos sobre o crescimento de tilápia do Nilo, e o estudo de Naegel (1997) que constatou que 30% da dieta a base de farinha de peixe fornecida para tilápia do Nilo pode ser substituída por farinha de *Azolla*.

Apesar de vários trabalhos de nutrição em aquicultura abordarem a digestibilidade da proteína bruta dos mais diversos alimentos, ainda são escassas informações sobre os valores de aminoácidos das matérias primas e sobre os seus coeficientes de digestibilidade (Furuya et al., 2001). Segundo Wilson et al. (1981) a ração formulada com base em proteína bruta pode não contemplar as exigências nutricionais dos peixes, visto que deficiências ou excessos de aminoácidos interferem no uso da fração nitrogenada e no rendimento de carcaça do peixe.

De acordo com o exposto, este estudo teve por objetivo verificar a viabilidade de aproveitamento da biomassa vegetal de macrófitas aquáticas flutuantes, utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura, como ingrediente em rações para peixes. Para tanto, foram determinados os coeficientes de digestibilidade da proteína bruta e dos aminoácidos de *E. crassipes* e *P. stratiotes* pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*).

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado no período de janeiro a fevereiro de 2004, na Universidade Estadual Paulista (UNESP), no Laboratório de Nutrição de Organismos Aquáticos da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, campus de Botucatu, Unidade Integrada ao Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP).

Para o ensaio de digestibilidade foram utilizadas 100 tilápias do Nilo (*O. niloticus*), revertidas durante a fase larval, com peso vivo médio de $58,8 \pm 18,5$ g. As macrófitas aquáticas (*E. crassipes* e *P. stratiotes*) utilizadas nas rações foram coletadas em sistemas de tratamento de efluentes de criação de camarão de água doce (*Macrobrachium amazonicum*), instalados no setor de Carcinicultura do CAUNESP.

As determinações dos coeficientes de digestibilidade aparente (CDA) da proteína e dos aminoácidos foram realizadas a partir de uma ração referência purificada, elaborada com base na proteína da albumina e da gelatina (Tabela 1). Duas dietas-teste foram confeccionadas para avaliar a digestibilidade das macrófitas aquáticas, onde as biomassas totais de *E. crassipes* e de *P. stratiotes* substituíram, cada uma, 30% da dieta purificada. As farinhas de *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram obtidas segundo o procedimento proposto por Nakanishi (2000).

Na confecção das dietas-teste, após pesagem e homogeneização dos ingredientes, foi acrescida água (pulverizada a 55°C) na proporção de 12% do peso total da mistura. A mistura foi peletizada em equipamentos eletrônico e desidratada em estufa de ventilação forçada (55 °C), por 24 horas. Após, os grânulos foram desintegrados em moinho, para obtenção de grânulos homogêneos com diâmetro de 4,0 mm.

Antes de iniciar o experimento, os peixes permaneceram por cinco dias nos tanques de alimentação, para adaptarem-se às instalações, ao manejo e às dietas experimentais. Para a obtenção das fezes foi adotada a metodologia descrita por Pezzato (2001); pela qual os peixes receberam as rações fora do sistema coletor de fezes.

Durante o período de alimentação os peixes foram alojados em seis tanques-rede de formato circular (80 cm de diâmetro e 60 cm de altura), confeccionados em tela plástica (malha de 1,5 cm entrenós). Cada tanque-rede fez parte de um conjunto de aquários circulares (aquários de alimentação), confeccionados em fibra de vidro, com capacidade de 250 L de água, num sistema fechado de circulação, com renovação a cada 60 minutos. Esse sistema é dotado de filtro físico e biológico, com aeração e controle digital para manutenção da temperatura. Nestes aquários de alimentação os peixes permaneceram durante o dia das 8:00 às 17:00 horas, onde receberam as rações à vontade por arraçamento manual.

Às 17:00 horas os tanques-rede eram transferidos para os aquários de digestibilidade, um para cada tanque-rede, com capacidade para 300 L. Os aquários de digestibilidade eram providos de sistema individual de aeração, circulação de água, controle de temperatura e filtros físico e biológico. Os tanques-rede permaneceram nos aquários de digestibilidade até a manhã do dia seguinte, quando retornaram aos tanques de alimentação, para um novo ciclo de coleta. Tal procedimento possibilitou a obtenção de fezes sem que houvesse contaminação desse material pela dieta e/ou em consequência da lixiviação dos nutrientes da dieta. As fezes coletadas foram congeladas a -20 °C, armazenadas e posteriormente desidratadas a 52 °C por 48 horas, moídas e homogeneizadas para as análises químicas.

Os CDA foram determinados pelo método indireto, usando óxido de cromo-III como indicador inerte (0,1%). Este método possibilitou a coleta das excretas sem a necessidade de manipular os peixes, evitando desta forma, possíveis efeitos causados por estresse. Os CDA da proteína bruta e dos aminoácidos da ração referência e das rações com 30% dos ingredientes (*E. crassipes* e *P. stratiotes*) foram calculados de acordo com a seguinte fórmula (Nose, 1960):

$$CDA(\%) = 100 - \left[100 \left(\frac{\%Cr_2O_{3r}}{\%Cr_2O_{3f}} \right) \times \left(\frac{\%N_f}{\%N_r} \right) \right]$$

Em que:

CDA = coeficiente de digestibilidade aparente da variável analisada (%);

%Cr₂O_{3r} = percentagem de óxido de cromo na ração;

%Cr₂O_{3f} = percentagem de óxido de cromo nas fezes;

%N_f = percentagem da variável nas fezes;

%N_r = percentagem da variável na ração.

Os CDA da proteína bruta e dos aminoácidos exclusivamente dos ingredientes (*E. crassipes* e *P. stratiotes*) foram calculados de acordo com a fórmula descrita por Cho & Slinger (1979):

$$CDA_N (\%) = \frac{CDA_{RT} - CDA_{RR} \cdot x}{y}$$

Em que:

CDA_N = coeficiente de digestibilidade aparente da variável analisada;

CDA_{RT} = coeficiente de digestibilidade aparente da variável na ração teste;

CDA_{RR} = coeficiente de digestibilidade aparente da variável na ração referência;

x = proporção da ração referência (70%);

y = proporção da ração teste (30%).

As análises bromatológicas dos alimentos, das rações e das fezes foram realizadas segundo os protocolos da A.O.A.C. (1990). As análises das concentrações de cromo-III das rações e das fezes foram realizadas segundo método descrito em Graner (1972), no Laboratório de Bromatologia do Departamento de Nutrição Animal (FMVZ) da UNESP - campus de Botucatu.

O oxigênio dissolvido e a temperatura da água dos aquários foram mantidos constantes por meio, respectivamente, de aquecedores e de pedras porosas acopladas a um aerador central. Os valores médios e desvios padrão das variáveis limnológicas da água dos aquários durante o período experimental foram os seguintes: $25,26 \pm 0,17$ °C de temperatura; $6,60 \pm 0,12$ de pH e $6,35 \pm 0,20$ mg/L de oxigênio dissolvido. Os valores destas variáveis ficaram dentro da faixa de conforto para a espécie (Boyd, 1990).

Amostras de água foram coletadas nos aquários de digestibilidade e de sua fonte de abastecimento, no intuito de verificar a influência das rações sobre as concentrações de nitrogênio e fósforo. As amostras foram obtidas após as tilápias do Nilo (10

indivíduos por aquário e com peso médio de 58,8 g) terem permanecido durante 14 horas nos aquários. As determinações de nitrogênio total foram realizadas segundo método descrito em Mackereth et al. (1978) e as de fósforo total de acordo com o método descrito por Golterman et al. (1978).

Os dados foram inicialmente submetidos à estatística descritiva e, posteriormente, às análises estatísticas paramétricas. Para testar a normalidade e a homocedasticidade dos dados foram utilizados os testes de D'Agostinho e de Bartlett, respectivamente (Zar, 1999). Posteriormente, foi aplicada a Análise de Variância de uma classificação e a posteriori o teste de Tukey (5% de probabilidade), para verificar diferenças entre as médias dos coeficientes de digestibilidade e entre as concentrações de nitrogênio e fósforo totais da água dos aquários de digestibilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante todo o período experimental não houve mortalidade ou alterações no consumo alimentar tanto da ração referência quanto das rações que continham os ingredientes testados (*E. crassipes* e *P. stratiotes*).

Na Tabela 2 estão apresentados os valores de aminoácidos e de proteína bruta da ração referência e das macrófitas aquáticas. Na Tabela 3 estão apresentados os resultados dos CDA dos aminoácidos e da proteína bruta da ração referência e das macrófitas. Não foram constatadas diferenças significativas entre os CDA da proteína bruta e dos aminoácidos das duas macrófitas. No entanto os valores de CDA destas variáveis foram significativamente inferiores aos da ração referência, indicando a menor eficiência de tilápia do Nilo em assimilar a proteína e os aminoácidos das macrófitas aquáticas. Conforme constatado por Furuya et al. (2001), a elevada digestibilidade da

ração referência sugere a possibilidade de substituição da caseína por albumina em estudos de avaliação da digestibilidade de nutrientes.

Durante todo o período experimental foi constatado menor tempo de coleta das fezes das tilápias do Nilo alimentadas com as rações com as macrófitas aquáticas, quando comparado com o tempo para coletar as fezes desses peixes, alimentados com a ração referência. Este fato provavelmente esteve relacionado com o trânsito mais rápido das rações testes no trato digestório (Furuya, 2000), visto que *P. stratiotes*, e especialmente *E. crassipes*, possuem valores elevados de fibras em sua biomassa total (Henry-Silva & Camargo, 2000).

Os resultados de CDA da proteína bruta de *E. crassipes* (59,2%) e de *P. stratiotes* (52,2%) foram superiores aos obtidos por Clay (1981), trabalhando com o bagre africano (*Clarias gariepinus*), para o milho (30,0%). Entretanto, estes foram menores que os obtidos com o farelo de girassol (65,4%) e com o farelo de soja (84,3%). Pezzato et al. (2002), verificando o CDA da proteína de ingredientes de origem vegetal pela tilápia do Nilo, encontraram valores de CDA de 23% a 45% superiores aos obtidos no presente estudo com as macrófitas aquáticas. No entanto, os valores de CDA de proteína de *E. crassipes* e de *P. stratiotes* foram superiores aos encontrados pelo mesmo autor para a farinha de sangue (50,7%) e para a farinha de penas (29,12%).

É importante destacar que a digestibilidade de ingredientes vegetais não convencionais é bastante variável em decorrência da espécie de peixe a ser testada e das proporções em que estes ingredientes são incorporados as rações. Wee (1991), utilizando a biomassa de *E. crassipes* (matéria seca) na alimentação de *Labeo rohita*, constatou CDA da proteína de 71 e 63% para níveis de inclusão deste vegetal de 20 e 40%, respectivamente, sendo que para o controle com farinha de peixe o CDA da proteína foi de 79%. O mesmo autor relatou que a farinha de folhas de mandioca

(*Manihot esculenta*) utilizadas na proporção de 20, 40, 60 e 100% das necessidades de proteína de *O. niloticus* apresentou CDA de 64, 50, 35 e 18%, respectivamente.

No presente estudo, os valores médios de CDA dos aminoácidos (essenciais e não essenciais) foram de 60,35 e 57,40% para *E. crassipes* e *P. stratiotes*, respectivamente. Entre os aminoácidos essenciais, a metionina apresentou o maior CDA, sendo que os valores foram de 98,21% para *E. crassipes* e de 98,70% para *P. stratiotes*. Estes altos valores de CDA de metionina das macrófitas aquáticas pela tilápia do Nilo, provavelmente se devem aos baixos valores deste aminoácido encontrados na biomassa de ambas as macrófitas aquáticas, e que provavelmente foi prontamente assimilado pelos peixes. O triptofano também apresentou CDA superior à média dos aminoácidos essenciais para ambas as macrófitas aquáticas testadas.

Por outro lado, a treonina apresentou os menores valores de CDA para as macrófitas aquáticas e inclusive para a ração referência. Este fato também foi observado por Furuya et al. (2001) ao avaliarem os CDA de aminoácidos do milho, farelo de trigo, farelo de soja e farinha de peixe pela tilápia do Nilo e por Allan et al. (2000), utilizando ingredientes alternativos nas dietas da perca prateada (*Bydyanus bidyanus*).

Entre os aminoácidos não essenciais, o maior CDA foi apresentado pela cistina (84,64% em *E. crassipes* e 82,33% em *P. stratiotes*), enquanto que os menores CDA foram obtidos para a glicina (37,49% em *E. crassipes* e 40,38% em *P. stratiotes*). Estes menores valores de CDA para glicina foram semelhantes aos obtidos por Hossain & Jauncey (1989), ao testarem a digestibilidade da farinha de peixe pela carpa comum (*Cyprinus carpio*) e por Anderson et al. (1992), ao utilizar o farelo de soja na dieta de salmão do Atlântico (*Salmo salar*).

Os valores médios de CDA proteína bruta e do CDA dos aminoácidos das macrófitas aquáticas analisadas foram semelhantes, corroborando os resultados obtidos

por Furuya et al. (2001) e Borghesi (2004). Entretanto, é importante ressaltar a importância da determinação da digestibilidade individual dos aminoácidos, pois embora exista alta correlação entre os CDA da proteína e dos aminoácidos, o CDA da proteína nem sempre tende a refletir a digestibilidade de cada um dos aminoácidos (Matsumoto et al., 1996). De fato, no presente estudo o CDA da metionina, foi aproximadamente 2,5 vezes superior ao CDA da glicina, para ambas as macrófitas aquáticas, demonstrando que para a formulação de dietas balanceadas é necessário o conhecimento dos CDA dos aminoácidos dos ingredientes.

Na Tabela 4 encontram-se os valores de proteína e de aminoácidos digestíveis da ração referência e das macrófitas aquáticas. Apesar dos valores de proteína e aminoácidos digestíveis aqui apresentados serem inferiores aos encontrados por Furuya et al. (2001) para o farelo de trigo e para o farelo de soja, estes foram semelhantes aos obtidos pelos mesmos autores para o milho. Desta forma, pode se inferir que a tilápia do Nilo, por apresentar adaptações morfológicas e fisiológicas, consegue aproveitar a proteína e os aminoácidos de origem vegetal.

Pode-se verificar, que as excretas das tilápias do Nilo contribuíram para o aumento das concentrações de nutrientes da água, independente da ração fornecida, visto que os valores de nitrogênio e fósforo da água de abastecimento foram significativamente inferiores aos valores obtidos na água dos aquários de digestibilidade (figura 1). Os teores de PT foram os que apresentaram maiores incrementos médios, sendo que nos aquários com as tilápias alimentadas com a ração referência este aumento foi de 273,3% em relação aos valores encontrados na água de abastecimento, enquanto que para os teores de NT este incremento foi de 42,8%. Já nos aquários com as tilápias alimentadas com as rações contendo *E. crassipes* e *P. stratiotes* os valores de incremento foram, respectivamente, de 489,4% e 526,9% para PT e de 36,5% e 52,4

para NT. Diferenças significativas entre os tratamentos foram obtidas apenas para os teores de PT, sendo encontrados valores significativamente superiores na água dos aquários com os peixes alimentados com as macrófitas aquáticas. Estes maiores valores provavelmente estiveram associados a dificuldade que os animais monogástricos possuem em assimilar o fósforo em dietas a base de plantas, sendo este eliminado nas fezes. É importante ressaltar que em rações com ingredientes vegetais, a maior parte do fósforo pode estar complexado na forma de fósforo fítico (fitato), tornando este macronutriente indisponível para os peixes, visto que os mesmos não possuem enzimas capazes de disponibilizá-lo.

CONCLUSÕES

Os resultados evidenciaram que os coeficientes de digestibilidade aparente da proteína e dos aminoácidos de *E. crassipes* e *P. stratiotes* pela tilápia do Nilo foram semelhantes. Entretanto, o coeficiente de digestibilidade da proteína não refletiu os coeficientes de digestibilidade de todos os aminoácidos, o que reforça o conceito de que para a formulação de uma ração considerada balanceada é imprescindível a determinação dos aminoácidos dos ingredientes e dos seus respectivos coeficientes de digestibilidade.

A utilização desses vegetais em rações animais, é recomendada apenas em substituição a ingredientes que apresentem valores médios de coeficiente de digestibilidade da proteína e dos aminoácidos inferiores ou semelhantes aos obtidos no presente estudo, tais como a farinha de penas, farinha de sangue, ou mesmo a farinha de milho.

O aumento das concentrações de fósforo total na água, em decorrência da alimentação com as macrófitas aquáticas, deve ser levado em consideração, visto que este incremento pode ser prejudicial aos sistemas de criação, especialmente pelo fato do fósforo ser um dos principais responsáveis pelo aumento da produção primária nos ambientes aquáticos, contribuindo para o aumento da eutrofização artificial.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece ao Prof. Dr. Luiz Edivaldo Pezzato por ter disponibilizado gentilmente a infra-estrutura de Laboratório de Nutrição de Organismos Aquáticos (UNESP-Botucatu), aos pós-graduandos Dario Falcon, Giovani Sampaio Gonçalves e Leonardo Tachibana pelo auxílio no desenvolvimento do experimento e à FAPESP pelo suporte financeiro (Processo: 02/04131-8).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLAN, G.L., PARKINSON, S., BOOTH, MA et al. 2000. Replacement of fish meal in diets for Australian silver perch. *Bidyanus bidyanus*: I. Digestibility of alternative ingredients. *Aquaculture*, 186: 293-310.
- ANDERSON, J.S., LALL, S.P., ANDERSON, D.M. et al. 1992. Apparent and true availability of amino acids from common feed ingredients for Atlantic salmon (*Salmo solar*) reared in sea water. *Aquaculture*, 108:111-114.
- ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS - AOAC. 1990. *Official methods of analysis*. Washington, D.C., 1015p.

- BACCARIN, A.E. 2002. *Impacto ambiental e parâmetros zootécnicos da produção de tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus) sob diferentes manejos alimentares*. Tese de Mestrado. Centro de Aquicultura da UNESP, Jaboticabal - SP, 56 p.
- BORGHESI, R. 2004. Avaliação físico-química, nutricional e biológica das silagens ácida, biológica e enzimática elaboradas com descartes e resíduo do beneficiamento da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Dissertação de Mestrado. Escola Superior Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo, Piracicaba - SP, 79 p.
- BOYD, C 1990. Water quality in ponds for aquaculture. London: Birmingham Publishing, 482 p.
- BRIX, H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science Technology*. 35(5): 11-17.
- CHO, C.H. 1987. La energia en la nutrición de los peces. In: *Nutrición en acuicultura II*. Madri-España: J. Espinosa de los Monteros y U. Labasta, p. 197-237.
- CHO, C.Y, SLINGER, S.I. 1979. Apparent digestibility measurement in feedstuff for rainbow trout. In: WORD SYMPOSIUM ON FINFISH NUTRITION AND FISHFEED TECHNOLOGY, Hamburg. Proceeding...Heeneman: Halver, J, Tiews, K., p.239-247.
- CLAY, D. 1981. Utilization of plant materials by juvenile African catfish (*Clarias gariepinus*) and its importance in fish culture. *Journal Limnology Society South African*, 7(2): 47-56.
- EL SAYED, A.F.M. 1999. Alternative dietary protein sources for farmed tilapia, *Oreochromis spp*. *Aquaculture*. 179: 149-168.
- ESSA, M.A. 1997. Utilisation of some aquatic plants in diets for Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, fingerlings. *Egypt Journal Aquatic Biology Fish*. 1(2): 19-34.

- FURUYA, W.M. 2000. *Digestibilidade aparente de aminoácidos e substituição da proteína da farinha de peixe pela proteína do farelo de soja com base no conceito de proteína ideal em rações para a tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus)*. Tese de Doutorado. Escola Superior Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo, Piracicaba - SP, 69 p.
- FURUYA, W.M., PEZZATO, L.E., PEZZATO, A.C. et al. 2001. Coeficientes de digestibilidade e valores de aminoácidos digestíveis de alguns ingredientes para Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Revista Brasileira Zootecnia* 30(4): 1143-1149.
- GOLTERMAN, H.L., CLYNO, R.S., OHNSTAD, M.A.M. 1978. *Methods for chemical analysis of fresh water*. Blackwell, Boston, 214 p.
- GONÇALVES, G.S. 2003. *Digestibilidade aparente de alimentos vegetais suplementados com fitase pela tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus)*. Dissertação de Mestrado. Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal - SP, 67 p.
- GRANER, C.A.F. 1972. *Determinação do cromo pelo método colorimétrico da s-difenilcarbazida*. Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências Médicas e Biológicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu - SP.
- HENRY-SILVA, G.G. 2001. *Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (Eichhornia crassipes, Pistia stratiotes e Salvinia molesta) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal*. Dissertação de Mestrado. Centro de Aquicultura da UNESP, Jaboticabal - SP, 79 p.
- HENRY-SILVA, G.G., CAMARGO, A.F.M. 2000. Composição química de quatro espécies de macrófitas aquáticas e possibilidades de uso de suas biomassas. *Naturalia*. 26:111-125.

- HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. 2002. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. *Acta Scientiarum*. 24(2): 519-526.
- HOSSAIN, M.A., JAUNCEY, K. 1989. Studies on the protein, energy and amino acids digestibility of fish meal, mustard oilcake, linseed and sesame meal for common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquaculture*, 83:59-72.
- MACKERETH, F.I.F., HERON, J., TALLING, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologist*. London, Freshwater Biological Association, 121 p.
- MATSUMOTO, T., RUCHIMAT., T., ITO, Y. et al. 1996. Amino acid availability values several protein sources for yellowtail (*Seriola quinqueradiata*). *Aquaculture*. 146: 109-119.
- MIDLEN, A., REDDING, T. 1998. Environmental Management for Aquaculture. Netherlands, Kluwer Academic Publishers, 223 p.
- NACA/FAO. 2000. Aquaculture Development Beyond 2000: the Bangkok Declaration and Strategy. Conference on Aquaculture in the Third Millennium, Bangkok. NACA, Bangkok & FAO, 27 p.
- NAEGEL, L.C.A. 1997. Azolla meal as a supplemental feed ingredient for tilapias. In: 4TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA IN AQUACULTURE, Orlando. *Anais...* Orlando: WAS, 1997, p. 20-30.
- NAKANISHI, L.I.T. 1999. *Valor nutritivo da folha de mandioca, Manihot esculenta, em dietas de crescimento para o pacu, Piaractus mesopotamicus*. Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências Agrárias da UFSC, Florianópolis-SC, 83p.
- NOSE, T. 1960. On the digestion of food protein by gold-fish (*Carassius auratus*) and rainbow trout (*Salmo irideus*). *Bull. Freshwater fish. Res. Lab.*, 10:11-22.

- PEZZATO, L.E. 2001. *Digestibilidade em peixes*. Tese de Livre Docência, Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade Estadual Paulista, Botucatu-SP.
- PEZZATO, L.E., MIRANDA, E.C., BARROS, M.M. et al. 2002. Digestibilidade aparente de ingredientes pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Revista Brasileira de Zootecnia 31(4): 1595-1604.
- SANTIAGO, C.B.; ALDABA, M.B.; REYES, O.S. et al. 1988. Response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry to diets containing *Azolla* meal. In: 2TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA IN AQUACULTURE, Philippines. *Anais...* Philippines: WAS, 1998, p. 377-382.
- VALENTI, W.C. 2000. *Aquicultura no Brasil; bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia, 399p.
- WEE, K. L. 1991. Used of non-conventional feed stuff of plant origin as fish feed - is it practical and economically feasible? In: De Silva, S. S. (Ed.), Asian Fisheries Society Special Publications (5), Asian Fisheries Society, Manila.
- WILSON, R.P., ROBINSON, E.H., POF, W.E. 1981. Apparent and true availability of amino acids from common feed ingredients for channel catfish. *J. Nat.*, 111:923-929.
- ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4. ed. Prentice Hall, New Jersey, USA.

Tabela 1 - Composição percentual da ração referência. Valores expressos em 100% da matéria seca.

Table 1 - Percentual composition of reference. Values expressed in the 100% of the dry matter.

Ingrediente <i>Ingredient</i>	%
Albumina <i>Albumine</i>	32,50
Gelatina <i>Gelatine</i>	5,50
Amido de milho <i>Corn starch</i>	47,15
Óleo de soja <i>Soybean oil</i>	3,80
a - celulose ¹ <i>a - cellulose</i>	6,60
Fosfato bicálcico <i>Dicalcium phosphate</i>	3,70
Premix min. e vitamínico ² <i>Mineral and vitamin mix</i>	0,50
Vitamina C ³ <i>Vitamin C</i>	0,08
Sal comum <i>Salt</i>	0,15
BHT ⁴	0,02
Óxido de crômio <i>Chomic oxide</i>	0,10
Total	100,00

¹ a-celulose (*a-cellulose*): energia bruta (*gross energy*) = 3658,86 kcal/kg; proteína bruta (*crude protein*) = 1,80%; fibra bruta (*crude fiber*) = 72,91%; cálcio (*calcium*) = 0,28% e fósforo total (*total phosphorus*) = 0,08%.

² Premix min. e vitamínico (*mineral and vitamin mix*) (Supremais): Composição por quilo de produto (*composition per kg the product*): Vit. A = 1.200.000 UI; vit. D₃ = 200.000 UI; vit. E = 12.000 mg; vit. K₃ = 2400 mg; vit. B₁ = 4800 mg; vit. B₂ = 4800; vit. B₆ = 4000 mg; vit. B₁₂ mg = 4800 mg; ácido fólico (*folic acid*) = 1200 mg; pantotenato de cálcio (*pantothenic calcium*) = 12.000 mg; vit. C = 48.000 mg; biotina (*biotin*) = 48 mg; colina (*choline*) = 65.000 mg; ácido nicotínico (*nicotinic acid*) = 24.000 mg; Fe = 10.000 mg; Cu = 600 mg; Mn = 4000 mg; Zn = 6000 mg; I = 20 mg; Co = 2 mg e Se = 20 mg.

³ Vitamina C: sal cálcica 2-monofosfato de ácido ascórbico, 42% de princípio ativo (*calcic salt 2 monophosphate of ascorbic acid, 42% active principle*).

⁴ Bult-Hidroxi-tolueno (*Bulti-hidroxi-toluen*).

Tabela 2 - Composições de proteína bruta e de aminoácidos da ração referência e dos ingredientes. Valores expressos em 100% da matéria seca.

Table 2 - Crude protein and amino acid compositions of carcass, reference diet and ingredients. Values expressed in the 100% of the dry matter.

Aminoácidos (%)	Ração referência	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>
<i>Amino acid</i>	<i>Relative diet</i>		
Essencial			
<i>Essential</i>			
Arg	1,95	0,57	0,97
His (<i>Hys</i>)	0,65	0,22	0,30
Ile	1,61	0,57	0,78
Leu	2,63	1,03	1,40
Lis (<i>Lys</i>)	1,86	0,55	0,85
Met	1,05	0,07	0,08
Fen (<i>Phe</i>)	1,84	0,66	0,91
Tre (<i>Thr</i>)	1,22	0,69	0,75
Trp	0,36	0,14	0,13
Val	2,07	0,78	1,07
Não-essencial			
<i>Non essential</i>			
Asp	2,85	1,54	1,46
Glu	4,06	1,38	1,79
Ala	2,16	0,85	1,10
Cis (<i>Cys</i>)	0,53	0,04	0,09
Gli (<i>Gly</i>)	2,15	0,75	0,97
Ser	1,76	0,59	0,75
Pro	1,70	0,49	0,75
Tir (<i>Tyr</i>)	0,70	0,27	0,44
Proteína bruta	32,60	12,45	15,01
<i>Crude protein</i>			

Tabela 2 - Composições de proteína bruta e de aminoácidos da ração referência e dos ingredientes. Valores expressos em 100% da matéria seca.

Table 2 - Crude protein and amino acid compositions of carcass, reference diet and ingredients. Values expressed in the 100% of the dry matter.

Aminoácidos (%)	Ração referência	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>
<i>Amino acid</i>	<i>Relative diet</i>		
Essencial			
<i>Essential</i>			
Arg	1,95	0,57	0,97
His (<i>Hys</i>)	0,65	0,22	0,30
Ile	1,61	0,57	0,78
Leu	2,63	1,03	1,40
Lis (<i>Lys</i>)	1,86	0,55	0,85
Met	1,05	0,07	0,08
Fen (<i>Phe</i>)	1,84	0,66	0,91
Tre (<i>Thr</i>)	1,22	0,69	0,75
Trp	0,36	0,14	0,13
Val	2,07	0,78	1,07
Não-essencial			
<i>Non essential</i>			
Asp	2,85	1,54	1,46
Glu	4,06	1,38	1,79
Ala	2,16	0,85	1,10
Cis (<i>Cys</i>)	0,53	0,04	0,09
Gli (<i>Gly</i>)	2,15	0,75	0,97
Ser	1,76	0,59	0,75
Pro	1,70	0,49	0,75
Tir (<i>Tyr</i>)	0,70	0,27	0,44
Proteína bruta	32,60	12,45	15,01
<i>Crude protein</i>			

Tabela 3 - Coeficientes de digestibilidade aparente da proteína e aminoácidos da ração referência e dos ingredientes. Valores expressos em 100% da matéria seca.

Table 3 - Apparent digestibility coefficients of protein and amino acid for reference diet and ingredients. Values expressed in the 100% of the dry matter.

Aminoácido (%) Amino acids	Digestibilidade (%) Digestibility		
	Ração Referência Reference Diet	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>
Essencial <i>Essential</i>			
Arginina (<i>Arginine</i>)	94,99	64,03	59,84
Histidina (<i>Histidine</i>)	93,46	60,28	55,84
Isoleucina (<i>Isoleucine</i>)	92,39	53,35	55,09
Leucina (<i>Leucine</i>)	92,87	57,44	55,28
Lisina (<i>Lysine</i>)	93,28	61,54	54,57
Metionina (<i>Methionine</i>)	94,30	98,21	98,70
Fenilalanina (<i>Phenylalanine</i>)	92,90	61,10	55,93
Treonina (<i>Threonine</i>)	90,25	46,33	41,51
Triptofano (<i>Tryptophan</i>)	94,53	77,35	72,19
Valina (<i>Valine</i>)	92,69	54,14	51,20
Não-essencial <i>Non essential</i>			
Aspártico (<i>Aspartic</i>)	92,62	60,26	54,37
Glutâmico (<i>Glutamic</i>)	93,04	66,55	64,42
Alanina (<i>Alanine</i>)	92,19	46,11	46,15
Cistina (<i>Cysteine</i>)	97,08	84,64	82,33
Glicina (<i>Glycine</i>)	92,49	37,49	40,38
Serina (<i>Serine</i>)	93,03	64,20	57,29
Prolina (<i>Proline</i>)	93,39	40,78	45,87
Tirosina (<i>Tyrosine</i>)	94,48	50,69	47,41
Média <i>Average</i>	93,32 ^a	60,35 ^b	57,40 ^b
Proteína bruta <i>Crude protein</i>	93,17 ^a	59,23 ^b	52,24 ^b

Médias seguidas por letras distintas indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) pelo teste de Tukey.
Means followed by different letter indicate significantly different ($P < 0.05$) by Tukey test.

Tabela 4 - Valores médios de proteína e aminoácidos digestíveis da ração referência e ingredientes. Valores expressos em 100% da matéria seca.

Table 4 - Values of digestible protein and amino acids for reference diet and ingredients. Values expressed in the 100% of the dry matter.

Aminoácido (%) <i>Amino acid</i>	Ração Referência <i>Reference Diet</i>	<i>E. crassipes</i>	<i>P. stratiotes</i>
Essencial <i>Essential</i>			
Arg	1,85	0,36	0,58
His (<i>Hys</i>)	0,61	0,13	0,17
Ile	1,49	0,30	0,43
Leu	2,44	0,59	0,77
Lis (<i>Lys</i>)	1,74	0,34	0,46
Met	0,99	0,07	0,08
Fen (<i>Phe</i>)	1,71	0,42	0,51
Tre (<i>Thr</i>)	1,10	0,32	0,31
Trp	0,34	0,11	0,09
Val	1,92	0,42	0,55
Não-essencial <i>Non essential</i>			
Asp	2,64	0,93	0,79
Glu	3,78	0,92	1,15
Ala	1,99	0,39	0,51
Cis (<i>Cys</i>)	0,51	0,03	0,07
Gli (<i>Gly</i>)	1,99	0,28	0,39
Ser	1,64	0,38	0,43
Pro	1,59	0,20	0,34
Tir (<i>Tyr</i>)	0,66	0,14	0,21
Proteína digestível <i>Digestible protein</i>	30,37	7,37	7,84

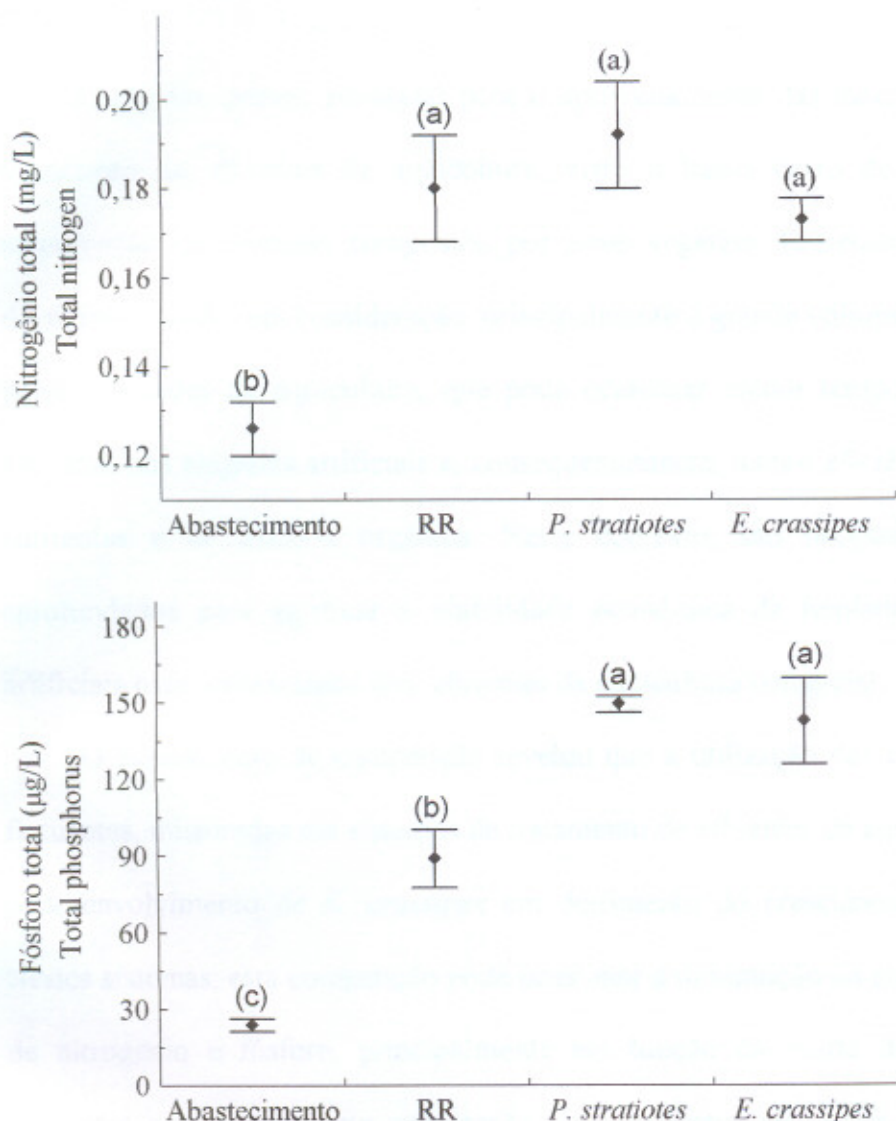


Figura 1. Valores médios e desvios padrão de nitrogênio total e fósforo total da água de abastecimento e da água dos aquários de digestibilidade com as tilápias do Nilo alimentadas com a ração referência (RR) e com as rações contendo *P. stratiotes* e *E. crassipes*.

Figure 1. Average values and standard deviations of total nitrogen and total phosphorus of fresh water supply and of the water of digestibility aquarium with Nile tilapia fed with reference diet (RD) and diet contained *P. stratiotes* and *E. crassipes*

Médias seguidas por letras distintas indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) pelo teste de Tukey.

Means followed by different letter indicate significantly different ($P < 0.05$) by Tukey test.

PERSPECTIVAS

Existe um grande potencial para o aproveitamento das macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de aquicultura, visto o baixo custo de implantação e de manutenção de sistemas compostos por estes vegetais. Entretanto, alguns aspectos devem ser levados em consideração, principalmente o grande volume de efluente gerado pelas atividades de aquicultura, que pode ocasionar menor tempo de residência dos efluentes nos alagados artificiais e, conseqüentemente, menor eficiência na remoção de nutrientes e de matéria orgânica. Neste contexto, são necessários estudos mais aprofundados para verificar a viabilidade econômica da implantação dos alagados artificiais para o tratamento dos efluentes da aquicultura comercial.

O experimento de competição revelou que a utilização das macrófitas aquáticas flutuantes, misturadas em sistemas de tratamento de efluentes de aquicultura, favoreceu o desenvolvimento de *E. crassipes* em detrimento do crescimento de *P. stratiotes*. Nestes sistemas, esta competição pode ocasionar a diminuição da eficiência da remoção de nitrogênio e fósforo, principalmente em função da morte de indivíduos de *P. stratiotes* e a conseqüente exportação dos nutrientes estocados na biomassa desta espécie.

Apesar dos valores relativamente altos de aminoácidos na biomassa de *E. crassipes* e *P. stratiotes*, recomenda-se o desenvolvimento de experimentos de digestibilidade que tenham como objetivo testar a inclusão de porcentagens inferiores a 30% de ambas as macrófitas aquáticas nas rações para tilápia do Nilo, ou mesmo de inclusão apenas das lâminas foliares desses vegetais, especialmente no que se refere a *E. crassipes*, que apresenta valores elevados de fibras em sua fração submersa. A análise qualitativa dessas fibras também é importante, visando obter valores adequados de inclusão desses vegetais em rações para peixes.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)