

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ - UNIOESTE  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE PISCICULTURA ORGÂNICA  
UTILIZANDO MACRÓFITAS AQUÁTICAS *Eichhornia crassipes* (Mart.  
Solms) e *Egeria densa* (Planchon.)**

**ANDRÉ LUIS GENTELINI**

**CASCADEL - PR**

**2007**

# **Livros Grátis**

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

Milhares de livros grátis para download.

**ANDRÉ LUIS GENTELINI**

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE PISCICULTURA ORGÂNICA  
UTILIZANDO MACRÓFITAS AQUÁTICAS *Eichhornia crassipes* (Mart.  
Solms) e *Egeria densa* (Planch.)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, Área de concentração em Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Simone Damasceno Gomes

Co-Orientador: Prof. Dr. Aldi Feiden.

**CASCADEL - PR**

**2007**

**ANDRÉ LUIS GENTELINI**

“Tratamento de efluente de piscicultura orgânica utilizando macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (mart. Solms) e *Egeria densa* (Planchon.)”

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação “*Stricto Sensu*” em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Simone Damasceno Gomes  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Valéria Rossetto Barriviera Furuya  
Centro de Ciências Agrárias, UEM

Prof. Dr. Silvio César Sampaio  
Centro de Engenharias e Ciências Exatas, UNIOESTE

Cascavel, 15 de fevereiro de 2007.



***Dedico esta, a Deus e a minha família,  
pelo apoio incondicional  
nas inúmeras dificuldades enfrentadas  
na busca do saber.***

## AGRADECIMENTOS

À professora Dr<sup>a</sup>. Simone Damasceno Gomes, pela orientação, amizade, oportunidade, compreensão, confiança e estímulo concedidos nesta fase da minha vida, em busca do conhecimento e crescimento pessoal.

Ao professor co-orientador Dr. Aldi Feiden, pela amizade, experiência de vida, ensinamento e apoio sempre que precisei.

À CAPES, pela bolsa concedida.

A todos os professores do programa com quem tive oportunidade de conhecer e aprender coisas grandiosas.

Ao professor Dr. Wilson Rogério Boscolo e Ms<sup>c</sup>. Adilson Reidel, pela amizade, conhecimento compartilhado e sugestões sobre o trabalho.

Aos meus colegas de mestrado, em especial ao Luciano Caetano de Oliveira e Dilcemara Zenatti que muito me auxiliou nas análises laboratoriais.

Ao Anderson Coldebella, gerente da fazenda Paturi, Terra Roxa – PR, pelo apoio na logística e disponibilização do local para instalação do experimento.

Aos meus pais Leonir e Ladi Gentelini pelos aconselhamentos e oportunidade concedidas, nunca medindo esforços para minha educação.

A minha irmã Patrícia, meus irmãos Julio e Samuel e minha cunhada Andrieli, pela convivência, amizade e companheirismo.

Aos inúmeros amigos e amigas...!!!, pela amizade e alegria de suas companhias.

Enfim, agradeço a todos que de uma forma ou outra contribuíram para a realização deste trabalho.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	x
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
<u>1 INTRODUÇÃO.....</u>	<u>1</u>
<u>2 REVISÃO DE LITERATURA.....</u>	<u>3</u>
<u>2.1 HISTÓRICO DA PISCICULTURA BRASILEIRA.....</u>	<u>3</u>
<u>2.2 PISCICULTURA E MEIO AMBIENTE.....</u>	<u>6</u>
<u>2.3 GERAÇÃO DE RESÍDUOS NA PISCICULTURA.....</u>	<u>7</u>
<u>2.4 PRINCIPAIS CONSTITUINTES DE EFLUENTES DE PISCICULTURA.....</u>	<u>10</u>
<u>2.4.1 Nitrogênio.....</u>	<u>10</u>
<u>2.4.2 Amônia</u>	<u>11</u>
<u>2.4.3 Nitrito</u>	<u>11</u>
<u>2.4.4 Nitrato</u>	<u>12</u>
<u>2.4.5 Fósforo</u>	<u>12</u>
<u>2.4.6 Sólidos Suspensos.....</u>	<u>13</u>
<u>2.4.7 Matéria Orgânica.....</u>	<u>14</u>
<u>2.5 TRATAMENTO DE RESÍDUO DA AQUICULTURA.....</u>	<u>14</u>
<u>2.6 MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....</u>	<u>16</u>
<u>2.6.1 Reprodução.....</u>	<u>18</u>
<u>2.6.2 Absorção e Liberação de Nutrientes.....</u>	<u>18</u>
<u>2.6.3 Luz e Temperatura na Fotossíntese.....</u>	<u>19</u>
<u>2.6.4 Danos ao Meio Ambiente.....</u>	<u>19</u>
<u>2.6.5 Produção de Biomassa e seu Aproveitamento.....</u>	<u>20</u>
<u>2.6.6 Egeria (Egeria Densa).....</u>	<u>21</u>
<u>2.6.7 Aguapé (Eichhornia crassipes).....</u>	<u>22</u>
<u>2.7 WETLANDS CONSTRUÍDAS E LAGOAS.....</u>	<u>23</u>
<u>3 MATERIAL E MÉTODOS.....</u>	<u>26</u>

<u>3.1 LOCAL DE INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO.....</u>	<u>26</u>
<u>3.2 EFLUENTE OBJETO DE ESTUDO.....</u>	<u>27</u>
<u>3.3 MACRÓFITAS AQUÁTICAS UTILIZADAS.....</u>	<u>27</u>
<u>3.4 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO.....</u>	<u>28</u>
<u>3.5 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO.....</u>	<u>30</u>
<u>3.6 PARÂMETROS AVALIADOS E METODOLOGIAS DE DETERMINAÇÃO</u>	<u>31</u>
<u>3.7 ANÁLISE DOS DADOS.....</u>	<u>32</u>
<u>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</u>	<u>33</u>
<u>4.1 CARACTERÍSTICA DO EFLUENTE.....</u>	<u>33</u>
<u>4.2 TEMPERATURA, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E PH.....</u>	<u>35</u>
<u>4.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA.....</u>	<u>38</u>
<u>4.3.1 Nitrogênio Total.....</u>	<u>40</u>
<u>4.3.2 Fósforo Total.....</u>	<u>42</u>
<u>4.3.3 Amônia</u>	<u>44</u>
<u>4.3.4 Nitrito</u>	<u>46</u>
<u>4.3.5 Nitrato</u>	<u>48</u>
<u>4.3.6 Turbidez.....</u>	<u>49</u>
<u>4.3.7 DQO</u>	<u>51</u>
<u>4.4 PRODUÇÃO DE BIOMASSA.....</u>	<u>52</u>
<u>5 CONCLUSÕES.....</u>	<u>56</u>
<u>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</u>	<u>57</u>
<u>REFERÊNCIAS.....</u>	<u>58</u>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Balanço de matéria seca, nitrogênio e fósforo em sistema de produção de tilápia.....	9
Tabela 2 - Parâmetros químicos avaliados durante o período experimental e metodologias utilizadas.....	31
Tabela 3 - Padrões de lançamento de alguns compostos em corpos receptores de classe II.....	34
Tabela 4 - Valores médios e desvio padrão das variáveis físicas e químicas durante a fase experimental.....	35
Tabela 5 - Valores médios de concentração e percentagem de remoção de nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), amônia (NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> ), nitrito (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ), nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), turbidez e DQO durante a fase experimental, nos diferentes tempos de detenção hidráulica.....	39
Tabela 6 - Produção de biomassa das macrófitas aquáticas em cada tempo de detenção hidráulica.....	52

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Vista aérea da fazenda Paturi, Terra Roxa – PR.....	26
Figura 2 - Exemplos de aguapé com inflorescência em local com alta colonização.....	27
Figura 3 - Exemplos de egeria com inflorescência em ambiente natural.....	28
Figura 4 - Estrutura esquematizada dos tanques experimentais e distribuição das espécies de macrófitas nos respectivos TDH.....	29
Figura 5 - Estrutura de tratamento em operação.....	30
Figura 6 - Médias de pH (A), temperatura (B) e condutividade elétrica (C), durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH () e egeria 4 TDH (), 8TDH () e 12 TDH (), respectivamente.....	36
Figura 7 - Médias de remoção percentual de nitrogênio total (A) e temperatura (B), durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH (), respectivamente e para egeria 4 TDH (), 8TDH () e 12 TDH (), respectivamente.....	40
Figura 8 - Médias de remoção percentual do fósforo total (A) e temperatura (B), durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH (), respectivamente, e para egeria 4 TDH (), 8TDH () e 12 TDH (), respectivamente.....	42
Figura 9 - Médias de remoção percentual de amônia durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH (), respectivamente e para egeria 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH (), respectivamente.....	45
Figura 10 - Médias de remoção percentual de nitrito, durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH (), respectivamente e para egeria 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH (), respectivamente.....	47

- Figura 11 - Médias de remoção percentual de nitrato, durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH (), respectivamente e para egeria 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH (), respectivamente..... 48
- Figura 12 - Média de remoção percentual de turbidez, durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH (), respectivamente e para egeria 4 TDH (), 8 TDH () e 12 TDH (), respectivamente..... 50
- Figura 13 - Médias de produção de biomassa, durante o período experimental.  
..... 53

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

<b>FAO</b>	- Food & Agriculture Organization
<b>CONAMA</b>	- Conselho Nacional de Meio Ambiente
<b>ANA</b>	- Agência Nacional das Águas
<b>IBAMA</b>	- Instituto Nacional do Meio Ambiente e Recursos Naturais
	Renováveis
<b>NT</b>	- Nitrogênio total
<b>N<sub>2</sub></b>	- Nitrogênio molecular
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	- Íon amônio
<b>NH<sub>3</sub><sup>+</sup></b>	- Amônia livre
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	- Íon nitrito
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	- Íon nitrato
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	- Nitrogênio na forma de amônio
<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	- Nitrogênio na forma de nitrato
<b>N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	- Nitrogênio na forma de nitrito
<b>HNO<sub>2</sub></b>	- Ácido nitroso
<b>PT</b>	- Fósforo total
<b>HCl</b>	- Acido clorídrico
<b>DQO</b>	- Demanda Química de Oxigênio
<b>DBO</b>	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>kg</b>	- Quilograma
<b>kg.ha<sup>-1</sup></b>	- Quilograma por hectare
<b>kg.m<sup>-2</sup></b>	- Quilograma por metro quadrado
<b>g.m<sup>-2</sup></b>	- Grama por metro quadrado
<b>g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup></b>	- Grama por metro quadrado dia
<b>ml</b>	- Mililitro
<b>mg.L<sup>-1</sup></b>	- Miligrama por litro
<b>m</b>	- metro
<b>m<sup>2</sup></b>	- Metro quadrado
<b>TDH</b>	- Tempo de detenção hidráulica
<b>NTU</b>	- Unidade Nefelométrica de Turbidez
<b>h</b>	- Hora
<b>pH</b>	- Potencial hidrogeniônico
<b>%</b>	- Percentagem
<b>°C</b>	- Grau Celsius
<b>μS.cm<sup>-1</sup></b>	- Microsiemens por centímetro

## RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência de um sistema de tratamento utilizando macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Egeria densa* (egeria) em três tempos de detenção hidráulica, na remoção de poluentes do efluente de cultivo orgânico de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e obter dados sobre a produção de biomassa das macrófitas aquáticas. O trabalho foi realizado na fazenda Paturi, município de Terra Roxa, estado do Paraná, durante o período de 6 semanas. O sistema foi composto por 18 tanques experimentais de 2,00 x 1,00 x 0,65 m de comprimento, largura e profundidade, respectivamente, revestidos com lona de polipropileno. O delineamento foi inteiramente casualizado, 2 macrófitas x 3 tempos de detenção hidráulica (TDH) e 3 repetições. Os TDH utilizados foram de 4 h, vazão de  $\approx 4,15 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ , 8 h, vazão de  $\approx 2,10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  e 12 h, vazão de  $\approx 1,40 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ . As amostras foram coletadas na entrada e saída do sistema, em intervalos de cinco dias, avaliando-se o nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), amônia, nitrito, nitrato, turbidez, DQO, pH e condutividade elétrica. A temperatura foi medida diariamente. A produção de biomassa foi avaliada ao final do experimento. Para NT, tanto para o aguapé como para a egeria, a maior remoção ( $P < 0,05$ ) foi de 39,90% e 37,38%, respectivamente, observada no TDH de 12 horas, não diferindo do TDH de 8 horas. As melhores remoções de PT ( $P < 0,05$ ) 41,57% e 43,42% foram observadas no TDH de 12 horas para o aguapé e egeria, respectivamente. No caso da turbidez, a maior remoção 62,74% ( $P < 0,05$ ) foi observada no TDH de 12 horas para o aguapé, não diferindo do TDH de 8 horas. Para a egeria o melhor resultado ( $P < 0,05$ ) foi observado no TDH de 12 horas com 81,81%. Para a DQO, tanto o aguapé como a egeria, os melhores resultados de remoção ( $P < 0,05$ ) 63,61% e 62,64% foram observados no TDH de 12 horas, não diferindo do TDH de 8 horas. Para a produção de biomassa o aguapé apresentou os melhores resultados, sendo o maior  $8,95 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$  para o TDH de 4 horas, seguido pelo TDH de 12 e 8 horas. Para a egeria o melhor resultado  $0,05 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$  no TDH de 12 horas, seguido pelos TDH de 8 e 4 horas. Conclui-se que, para remoção de NT, PT, turbidez e DQO, o TDH de 12 horas foi o que apresentou melhor resultado para ambas as macrófitas. O aguapé produziu mais biomassa que a egeria nessas condições em todos os TDH.

**Palavras-chave:** remoção de nutrientes, tempo de detenção hidráulica, aquíicultura.

**TREATMENT OF EFFLUENT OF ORGANIC PISCICULTURE USING MACROPHYTES AQUATICS *Eichhornia crassipes* (Mart. Solms) e *Egeria densa* (Planchon.)**

**ABSTRACT**

The objective of the recent research was to evaluate the efficiency of a system of aquatic treatment being used macrophytes *Eichhornia crassipes* (water hyacinth) and *Egeria densa* (egeria) in three times of hydraulic detention, the removal of pollutants of the effluent one of organic culture of tilápias of the Nile (*Oreochromis niloticus*), and to get given of production of biomass of the aquatics macrophytes. The work was carried through in the Paturi farm, Terra Roxa city, state of the Paraná, during the period of 6 weeks. The system was composed for 18 experimental tanks of 2.00 x 1.00 x 0.65m length, width and depth respectively, coated with polypropylene canvas. An entirely randomized 2 macrophytes x 3 hydraulic detention times (HDT) and 3 repetitions. The used HDT had been of 04h, outflow of  $\approx 4.15 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ , 08h, outflow of  $\approx 2.10 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  and 12h, outflow of  $\approx 1.40 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ . The samples were collected in inlet and outlet of the system, in intervals of five days, being evaluated total nitrogen (NT), total phosphorus (PT), ammonia, nitrite, nitrate, turbidity, DQO, pH and electric conductivity. The temperature was measures daily. The biomass production was evaluated to the end of the experiment. For NT in such a way the water hyacinth and would egeria as it biggest removal ( $P < 0.05$ ) 39.90% and 37.38%, respectively was observed in the HDT of 12 hours, not differing from the HDT of 8 hours. The best removals of PT ( $P < 0.05$ ) 41.57% and 43.42% had been observed in the HDT of 12 hours for the water hyacinth and would egeria respectively. In the case of the turbidez, biggest removal 62.74% ( $P < 0.05$ ) was observed in the HDT of 12 hours for the water hyacinth, not differing from the HDT of 8 hours, already for it would egeria optimum resulted ( $P < 0.05$ ) was observed in the HDT of 12 hours with 81.81%. For the DQO, as much the water hyacinth as it would egeria it, the best ones resulted of removal ( $P < 0.05$ ) 63.61% and 62.64% had been observed in the HDT of 12 not differing from the HDT of 8 hours. For the biomass production the water hyacinth presented the best ones resulted, being greater  $8.95 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$  for the HDT of 4 hours, followed for the HDT of 12 and 8 hours, already for would egeria optimum  $0.05 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$  in the HDT of 12 hours result, followed for the HDT of 8 and 4 hours. One concludes that for removal of NT, PT, turbidez and DQO the TDH of 12 hours was what it presented better resulted for both the macrophytes. The water hyacinth produced more biomass that egeria in these conditions in all the TDH.

**Key Words:** nutrient removal, hydraulic detention times, aquaculture.

## 1 INTRODUÇÃO

O aumento na demanda por bens de consumo tem gerado reflexos em diversos setores produtivos, porém, muitas vezes prejudiciais ao meio ambiente e aos recursos explorados. Na piscicultura algumas conseqüências desse desenvolvimento já são evidenciadas, caso dos efluentes gerados pelo cultivo dos peixes. Os efluentes gerados nessa atividade, quase em sua totalidade, são dispostos no ambiente sem nenhum tratamento prévio, o que tem trazido algumas conseqüências negativas para o ambiente. Os passivos gerados devem ser mitigados e a sua reutilização é uma tendência evidente, visando à minimização do problema e à agregação de valor ao resíduo.

A produção orgânica no Brasil teve início na década de 70, com pouca expressão. A princípio, foi vista como um movimento filosófico que buscava alternativas de produção em contraposição às vertentes consumistas da sociedade moderna (ORMOND *et al.*, 2002). Atualmente, aplicam-se cada vez mais valores mercadológicos, sob a ótica da crescente e rentável expansão que a atividade proporciona, entretanto, na produção animal ainda é muito restrita, constituindo uma das áreas com grandes possibilidades de retorno no mercado de produtos orgânicos (KHATOUANIAN, 2001).

O cultivo orgânico de peixes vem se tornando uma opção cada vez mais importante, apresentando uma clara e crescente demanda por parte dos consumidores, tanto em nível nacional quanto internacional. As exigências em relação à qualidade e segurança dos alimentos criam novos segmentos de mercado que não podem ser ignorados

O crescimento da aqüicultura, nas últimas décadas, tanto em relação aos avanços tecnológicos como em diversificação, produção e intensificação dos cultivos, tornou a aqüicultura um importante segmento econômico em muitos países (FAO, 2005). A aqüicultura convencional faz uso de diversos insumos e práticas, sempre objetivando alta produtividade, como: espécies manipuladas, adubação química altamente solúvel, utilização de hormônios,

dietas balanceadas, alta densidade de estocagem, grande renovação de água, técnicas que muitas vezes não estão comprometidas com as questões ambientais.

A piscicultura orgânica difere da aquicultura convencional, pois prima pela produção em perfeita harmonia com o meio ambiente, utilizando práticas que procuram se assemelhar às condições naturais dos organismos. Há, porém, muitas questões que devem ser elucidadas para que se alcance uma eficiência produtiva, caso da alimentação, do manejo, da profilaxia e do controle do efluente produzido.

Sob a ótica da utilização da água, a aquicultura se enquadra como geradora de resíduos, pelo lançamento de efluente no corpo receptor. Considerando esse problema e tendo em vista o aumento no rigor da legislação ambiental, a aquicultura deve se enquadrar, especialmente, na Normativa 357, do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

Com a aprovação da lei de cobrança da água, que já é realizada na bacia hidrográfica do Paraíba do Sul, a cobrança na aquicultura será dividida em três etapas, realizando-se a cobrança relativa a: captação, consumo/perdas e emissão/tratamento (BRASIL, 2005), ou seja, o tratamento acarretará um bom percentual da cobrança, o que torna a remoção de carga orgânica e nutriente um fator importante na sustentabilidade da atividade aquícola.

Assim, uma alternativa de sistema que pode contemplar o problema, de modo viável e com baixo custo, está nos sistemas que fazem uso de macrófitas aquáticas, tanto em *wetlands* construídas, como em lagoas de pós-tratamento.

Considerando as questões apresentadas acima, foi estabelecido como objetivo para este trabalho avaliar a eficiência de um sistema de tratamento utilizando macrófitas aquáticas *eichhornia crassipes* e *egeria densa* em três tempos de detenção hidráulica, na remoção de poluentes do efluente de cultivo orgânico de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), e obter dados da produção de biomassa das macrófitas aquáticas.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 HISTÓRICO DA PISCICULTURA BRASILEIRA

Revolução azul é o termo que tem sido largamente utilizado para denominar o fenômeno do crescimento da aqüicultura como alternativa na produção de alimentos no mundo inteiro (CRESCÊNIO, 2005). A aqüicultura abrange o cultivo de organismos aquáticos de forma racional, seja de ambiente marinho, de água doce ou salobra. A piscicultura é um segmento dentro da aqüicultura correspondente ao cultivo de peixes (GURITTI, 2003) e que remonta a civilizações antigas, como a dos egípcios (KUBITZA, 2000).

No Brasil a piscicultura teve início a partir da colonização dos holandeses no Nordeste do Brasil no século XVII. Os cultivos eram desenvolvidos em zonas litorâneas, em viveiros rústicos abastecidos pelas marés, em regimes totalmente extensivos de cultivo, (BOSCARDIN-BORGHETTI; OSTRENSKI; BORGHETTI, 2003) e foram entre as décadas de 30 e 40 que se introduziram as espécies de grande expressão em cultivo atualmente, tais como, a carpa.

Até a década de 70, o cultivo de peixes foi caracterizada pelo cultivo extenso de espécies exóticas, normalmente sem fins lucrativos (ZANIBONI FILHO, 1997a) e, a partir dos anos 80, algumas fazendas em regiões temperadas foram adaptadas ao cultivo intensivo de truta.

Segundo dados da FAO, sobre a produção mundial de pescado, compilados por BOSCARDIN-BORGHETTI, OSTRENSKI e BORGHETTI, (2003) foram produzidos em 2001 o equivalente a 142,1 milhões de toneladas de pescado (oriundas tanto da pesca quanto da aqüicultura). A aqüicultura contribui com mais de 48,4 milhões de toneladas deste total. Entre os anos de

1990 e 2001 a aquicultura mundial teve um incremento de 187,6%, enquanto que a captura apresentou um aumento de apenas 7,8%.

No Brasil, a produção aquícola passou de 20,5 mil toneladas, em 1990, para 210 mil toneladas, em 2001, um aumento de 925%, sendo que, nesse mesmo período, as capturas pesqueiras, passaram de 781,1 mil toneladas, em 1990, para 770 mil toneladas em 2001, ou seja, uma redução de 1,4% (BOSCARDIN-BORGHETTI; OSTRENSKI; BORGHETTI, 2003).

A piscicultura brasileira vem, ano após ano, galgando espaço na geração de divisas, diretamente para o produtor e para os demais elos da cadeia piscícola e, indiretamente, para a nação, ajudando a gerar renda e aumentar o saldo de exportações do País (CRESCÊNIO, 2005).

Segundo CRESCÊNIO (2005), a produção da piscicultura brasileira, dos últimos anos, é enorme, se comparada a de treze anos atrás. De 1992 a 2005, a produção teve aumento de 650%, impulsionada por fatores positivos como diversidade de espécies com potencial produtivo, boas características zootécnicas, condições ambientais favoráveis e demanda de mercado (BOSCARDIN-BORGHETTI; OSTRENSKI; BORGHETTI, 2003).

A região Sul, apesar do clima menos favorável, gerou o equivalente a 49% (86,5 mil toneladas) da produção aquícola nacional, com predominância na produção de organismos de água doce, correspondendo a 53% (73,2 mil toneladas) da produção nacional (BOSCARDIN-BORGHETTI; OSTRENSKI; BORGHETTI, 2003).

Segundo dados do IBAMA (2002), referentes ao ano de 2000 e citados por BOSCARDIN-BORGHETTI, OSTRENSKI e BORGHETTI, (2003), a produção nacional de peixes se concentra principalmente nas carpas 30,9%, na tilápia 18,4% e no tambaqui com 5,5% da produção nacional.

E, segundo dados citados por CRESCÊNIO (2005), compilados de IBAMA (2003) a produção por espécies apresentou as seguintes características: a tilápia passou a ser a espécie mais produzida com 37,9%, as carpas com 29,4% e peixes redondos (pacu, tambaqui e tambacu), com 22,2% da produção nacional.

As tilápias representam o segundo grupo de maior importância na aquicultura mundial (BOSCARDIN-BORGHETTI; OSTRENSKI; BORGHETTI, 2003). São nativas do continente africano (KUBITZA, 2000) e se dividem em

quatro grupos de espécies, quanto à utilização na piscicultura: *oreochromis niloticus*, *oreochromis mossambicus*, *oreochromis aureus*, e um grupo não identificado. O *oreochromis niloticus* é a espécie mais cultivada entre as espécies existentes.

No Brasil, os relatos sobre a introdução de espécies de tilápias, dão conta de que ela ocorreu no início da década de 50 no estado de São Paulo (LOVSHIN, 2000), sendo distribuída para demais regiões do país nos anos subsequentes (FITZMMONS, 2000).

De acordo FITZMMONS (2000), a tilapicultura nas américas apresentava produção em pequena escala, tida como de subsistência entre as décadas de 60 e 70, desenvolvendo-se entre as décadas de 80 e 90, atribuídas aos desenvolvimentos tecnológicos e de infra-estrutura, passando a ser considerada de grande escala.

Apesar de não apresentar as melhores características climáticas para a tilapicultura, a região Sul contribui com 75% da produção nacional (BRASIL, 2002), sendo o estado do Paraná o maior produtor atualmente (KUBITZA, 2000).

Segundo ROSS (2000), o extremo sucesso das tilápias está relacionado com a sua robustez, flexibilidade às condições de cultivo, tolerâncias às limitações ambientais e plasticidade, este último apoiado em características reprodutivas, de crescimento e adaptabilidade em diversos nichos.

De acordo com BOSCOLO (2003), a tilápia do Nilo é uma espécie bastante rústica, apresenta carne de excelente sabor e qualidade. O filé, principal produto de sua industrialização, possui ótima aceitação no mercado consumidor.

O Brasil é considerado o país com maior potencial de produção de tilápias em complexos aquícolas, devido à grande disponibilidade de áreas propícias e grande abundância em água (LOVSHIN, 2000).

Outro fator importante da cadeia, além do rápido crescimento da atividade produtora em si, é a expansão das indústrias e plantas de processamento, visando às exportações principalmente para o mercado americano (FITZMMONS, 2000), tornando, a espécie de grande interesse na aquíicultura futura.

## 2.2 PISCICULTURA E MEIO AMBIENTE

O rápido crescimento da atividade aquícola em nível mundial, baseado em modelos intensivos de produção, com utilização expressiva de insumos e fontes energéticas, gera riscos ao meio ambiente, podendo ser em curto prazo responsável por um desenvolvimento insustentável da atividade (FAO, 2005).

Segundo ZANIBONI FILHO (1997a), o impacto causado ao meio ambiente varia de acordo com o sistema de cultivo utilizado e com as características do corpo de água que recebe o efluente. Os empreendimentos são totalmente dependentes da qualidade e quantidade da água disponível, das práticas de manejo da água e da alimentação, bem como da capacidade de assimilação do ambiente aquático e terrestre circundante (TACON; FORSTER, 2003).

A evolução do cultivo extensivo para o intensivo é caracterizada pelo uso expressivo de insumos e de sistemas que aumentam a capacidade de suporte do ambiente, fatores responsáveis pelo agravamento dos impactos ambientais (SUMAGAYSAY-CHAVOSOA; SAN DIEGO-McGLONE, 2003).

O maior desafio da aquíicultura atual é o de superar os problemas ambientais e ampliar sua lucratividade, pelo desenvolvimento e implementação de processos tecnológicos que reduzam o desperdício dos insumos utilizados na produção, principalmente nitrogênio e fósforo (JACKSON *et al.*, 2003), aumentando a sua fração incorporada à biomassa produzida e, conseqüentemente, diminuindo a concentração nos efluentes.

Segundo CYRINO *et al.* (2005), o impacto ambiental da piscicultura e das práticas de alimentação de peixes atrai a atenção da comunidade acadêmica e do setor produtivo há mais de duas décadas.

Outros exemplos que podem ser mencionados referem-se ao código de Boas Práticas de Manejo (*Best Management Practices*), proposto a fim de reduzir o volume e melhorar a qualidade do efluente de tanques de produção, melhorando a qualidade de água e reduzindo as cargas poluentes nos corpos de águas naturais circunvizinhos, a utilização de plantas aquáticas na redução

de cargas do efluente, dentre outras (BOYD, 2003; SIPAÚBA-TAVARES; BARROS; BRAGA, 2003).

Em contraposição ao grande desenvolvimento que a piscicultura convencional vem apresentando, juntamente com os problemas decorrentes desse desenvolvimento, estão sendo buscadas novas alternativas, como o caso da piscicultura orgânica.

A piscicultura orgânica vem se apresentando como uma nova possibilidade ao desenvolvimento sustentável, voltada à preservação e ao equilíbrio do meio ambiente, à saúde e segurança dos cultivos, à confortabilidade dos animais, bem como, a aspectos sociais que envolvem os produtores e consumidores.

### 2.3 GERAÇÃO DE RESÍDUOS NA PISCICULTURA

Os efluentes da atividade aquícola vêm causando impactos negativos ao meio ambiente, pois esses sistemas, na sua grande maioria, dispõem os efluentes gerados sem nenhum tratamento prévio em rios e riachos (SIPAÚBA-TAVARES; FAVERO; BRAGA, 2002).

De acordo com CYRINO *et al.* (2005), o impacto ambiental da aquíicultura resulta principalmente no enriquecimento dos corpos receptores por nutrientes. Entretanto, este impacto é quase desprezível, comparativamente aos de efluentes domésticos e industriais.

A aquíicultura, como as demais atividades zootécnicas, necessita de insumos de produção e gera resíduos, por isso não escapa ao que se denomina como impacto ambiental (VINATEA-ARANA, 1999). Os insumos são nutrientes adicionados na forma de alimento e de fertilizantes (OSTRENSKY; BOEGER, 1998). No caso da alimentação, alguns fatores estão diretamente relacionados à concentração de poluentes no efluente produzido, por isso é necessário se ter a compreensão de alguns conceitos, para vislumbrar a amplitude e a função do alimento no contexto da geração do efluente, entre eles o de metabolismo, definido como o processo biológico utilizado na

absorção dos nutrientes, para o crescimento, para os gastos energéticos e outras sínteses (LOVELL, 1998).

As rações empregadas apresentam altos valores de nutrientes, sendo que deles somente uma fração é digerida e incorporada à biomassa (VINATEA-ARANA, 1997). Os alimentos não consumidos são convertidos em sólidos orgânicos em suspensão, dióxido de carbono, amônia, compostos nitrogenados, fosfatos entre outros compostos (BOYD, 1997 *apud* HENRY-SILVA, 2001) e que, quando em desequilíbrio, são tidos como responsáveis pela poluição nos corpos de água.

A fertilização quando utilizada de forma inadequada, também responde como um fator complicador da qualidade do efluente gerado. Sendo ela, orgânica ou inorgânica, é importante monitorar as quantidades administradas e suspender a utilização quando a biomassa de peixes exceder a três toneladas por hectare (CRESCÊNIO, 2005). A melhor estratégia de fertilização é aquela que disponibiliza os nutrientes necessários para cada viveiro, minimizando assim a degradação ambiental e, conseqüentemente, otimizando a atividade, e requerendo uma menor quantidade de recursos e esforço por parte do aqüicultor (KNUD-HANSENA; HOPKINSC; GUTTMAN, 2003).

Em forma solúvel, o nitrogênio e o fósforo são os principais agentes de eutrofização de ambientes aquáticos e a sua liberação descontrolada pode gerar vários problemas (ZIMMO; STEENB; GIJZEN, 2004). Esses agentes, presentes nos efluentes, precisam ser reciclados, para se tornarem fonte de nutrientes e não poluição aquática (ZIMMO; STEENB; GIJZEN, 2004).

Uma melhor compreensão da ciclagem do nitrogênio e do fósforo pode conduzir a maneiras práticas de melhorar o crescimento dos peixes, a qualidade de água dos viveiros e dos efluentes da aqüicultura (GROSS; BOYD; WOOD, 2000). Além disso, esses resultados são fundamentais para a comparação entre a carga de resíduos da aqüicultura com a de outras fontes de nutrientes e para o planejamento de estratégias de tratamento destes efluentes (JACKSON *et al.*, 2003).

Segundo Boyd & Tucker (1995) *apud* GROSS, BOYD e WOOD (2000), o desenvolvimento de rações balanceadas e do manejo de alimentação pode aumentar o aproveitamento dos nutrientes pelos peixes.

BOYD e QUEIROZ (2004), em estudo do balanço de matéria seca, nitrogênio e fósforo em um sistema de produção de tilápias (Tabela 1), demonstraram que somente 32,5% do nitrogênio e 46,8% do fósforo são removidos na despesca, o restante corresponde à carga residual, 67,5% para o nitrogênio e 53,2% para o fósforo.

**Tabela 1** - Balanço de matéria seca, nitrogênio e fósforo em sistema de produção de tilápia

Variável	Matéria seca	Nitrogênio (kg)	Fósforo (kg)
Alimento (10139 kg.ha <sup>-1</sup> )	9287	505	124
Peixe (7267 kg.ha <sup>-1</sup> peso vivo)	1926	164	58
Carga residual (kg.ha <sup>-1</sup> )	7361	341	66
Remoção na despesca (%)	20,7	32,5	46,8

Fonte: BOYD e QUEIROZ (2004).

Existe uma convergência de interesses dos aquicultores e dos governos em minimizar a quantidade de resíduos em efluentes aquícolas, porquanto esses resíduos representam custos de produção para o aquicultor (na medida em que são insumos não convertidos em produção) e, ao mesmo tempo, uma fonte potencialmente poluente, que precisa ser controlada pelos órgãos públicos de defesa do meio ambiente (Declaração de Bangkok, NACA/FAO 2000).

Na piscicultura o desenvolvimento da tecnologia e a otimização da utilização do nitrogênio e fósforo, deve ocorrer em duas frentes principais: aumento da fração incorporada à biomassa de peixes; remoção do nitrogênio e fósforo de efluentes de viveiros por seres fotossintetizantes, as macrófitas aquáticas.

## 2.4 PRINCIPAIS CONSTITUINTES DE EFLUENTES DE PISCICULTURA

Dentre os vários compostos encontrados nos efluentes de piscicultura, alguns apresentam importância mais expressiva, tornando necessário um conhecimento maior sobre eles, para entender a sua complexidade e as possíveis formas de redução em sua produção, bem como de sistemas adequados para o seu tratamento.

### 2.4.1 Nitrogênio

O nitrogênio é um dos principais componentes, cuja presença em efluentes preocupa, devido ao seu papel na eutrofização, seus efeitos sobre o oxigênio nas águas receptoras e a sua toxicidade para vertebrados e invertebrados aquáticos (LAUTENSCHLAGER, 2001).

De acordo com VON SPERLING (1996), no meio aquático o nitrogênio pode se encontrar nas seguintes formas:

- Nitrogênio molecular  $N_2$  (escapando para atmosfera);
- Nitrogênio Orgânico (Dissolvido e em suspensão);
- Amônia (livre  $NH_3$ , e ionizada  $NH_4^+$ );
- Nitrito ( $NO_2^-$ );
- Nitrato ( $NO_3^-$ ).

Segundo HARGREAVES (1998), as principais formas de aporte de nitrogênio na água de cultivo são a fertilização orgânica e inorgânica e a alimentação fornecida.

LAUTENSCHLAGER (2001) afirma que o ciclo do nitrogênio é complexo e o controle, até mesmo das transformações básicas deste elemento, é um desafio em engenharia ecológica.

Em um curso d' água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição, ocasionada eventualmente por algum lançamento a montante (VON SPERLING, 1996).

## 2.4.2 Amônia

A amônia se apresenta de duas formas principais: íon amônio  $\text{NH}_4^+$  e na forma não ionizada  $\text{NH}_3$  (forma mais tóxica) (ITAUSSÚ *et al.*, 2005; VON SPERLING, 1996;). É considerado o principal produto da excreção dos organismos aquáticos, resultante do catabolismo das proteínas (VINATEA-ARANA, 1997). Geralmente, níveis acima de  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$  de amônia total, ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4$ ) são considerados prejudiciais para a criação de peixes, podendo levar à incapacidade de transformar a energia alimentar em ATP (ITAUSSÚ *et al.*, 2005, ZIMMO; STEENB; GIJZEN, 2004).

De acordo com VINATEA-ARANA (1997), em alta concentração na água, a amônia pode influenciar no processo de fosforilação oxidativa das células e, conseqüentemente, diminuição no crescimento e, de acordo com KUBITZA (2000), pode prejudicar o desenvolvimento, aumentar a incidência de doenças e até mesmo causar a morte direta dos peixes por intoxicação.

O pH é o principal fator na regulação do nível tóxico de amônia ( $\text{NH}_3^+$ ) presente em tanques de piscicultura, pois exerce forte influência sobre a sua toxicidade, quanto maior o pH maior a proporção de ( $\text{NH}_3^+$ ) (KUBITZA, 2003), a salinidade e a temperatura (BOYD [s.d]; VINATEA-ARANA, 1997).

Segundo VON SPERLING (1996), a distribuição relativa da amônia ocorre em função do valor do pH da seguinte forma:

- pH < 8, praticamente toda a amônia na forma de ( $\text{NH}_4^+$ );
- pH = 9,5, aproximadamente 50% ( $\text{NH}_3^+$ ) e 50% ( $\text{NH}_4^+$ );
- pH > 11, praticamente toda amônia na forma de ( $\text{NH}_3^+$ ).

## 2.4.3 Nitrito

O nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) é a forma ionizada do ácido nitroso ( $\text{HNO}_2$ ). É um composto intermediário do processo de nitrificação (VINATEA-ARANA, 1997), em que a amônia é transformada em nitrito com o auxílio das bactérias *Nitrosomonas* (OSTRENSKY; BOEGER, 1998).

O nitrito quando absorvido reage com a hemoglobina, formando a metemoglobina ou meta-hemoglobina, o ferro da hemoglobina é oxidado e ela perde a capacidade de transportar o oxigênio. Essa toxidez é chamada de metemoglobinemia (BOYD [s.d], VINATEA-ARANA, 1997).

Segundo BOYD (s.d), é difícil determinar a mais alta concentração de nitrito tolerável em águas de viveiros, dado que sua toxidade está estritamente relacionada à concentração de oxigênio dissolvido e, também, a outros fatores.

#### 2.4.4 Nitrato

O nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) é o produto final da oxidação da amônia, que é, inicialmente, convertida em nitrito pelas *Nitrosomonas* e este é convertido em nitrato pelas *Nitrobacter*. Esse processo ocorre em condições aeróbicas e é conhecido como nitrificação (VON SPERLING, 1996; VINATEA-ARANA, 1997).

Segundo VIANTEA-ARANA (1997), o nitrato apresenta baixa toxidez sobre organismos aquáticos, mas pode se tornar potencialmente tóxico em sistemas recirculados.

#### 2.4.5 Fósforo

Segundo VON SPERLING (1996), no meio aquático o fósforo pode se encontrar nas formas de:

- ortofosfatos;
- polifosfatos;
- fósforo orgânico.

Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversão a formas mais simples, variando em função do pH.

Os polifosfatos são moléculas mais complexas e são transformadas em ortofosfatos pelo mecanismo de hidrólise, mas tal transformação é usualmente lenta.

O fósforo orgânico é normalmente de menor importância nos efluentes, mas pode ser importante em águas residuárias de indústrias, pois tanto em sistemas de tratamento quanto em corpos receptores o fósforo orgânico é transformado em ortofosfatos.

Segundo TRUE, JOHNSON e CHEN (2004), o fósforo presente no efluente pode causar a degradação do meio ambiente, por excessivas descargas, comprometendo a qualidade da água pela eutrofização. O fósforo é um nutriente de grande importância para o desenvolvimento e para a saúde dos peixes, devendo ser fornecido em níveis adequados, pois o excedente é excretado pelas fezes e urina (BUREAU; CHO, 1999), resultando em decréscimo na qualidade da água (KIM *et al.*, 1998).

O fósforo é um nutriente necessário para o crescimento das plantas de forma que a introdução desse elemento em águas receptoras pode ter efeito sobre o ecossistema aquático (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Com a crescente pressão sobre a necessidade de redução da poluição em ambientes aquáticos, tem-se priorizado pesquisas que minimizem a excreção de nitrogênio e fósforo pelos peixes (FURUYA *et al.*, 2004).

#### 2.4.6 Sólidos Suspensos

A turbidez está relacionada à quantidade de material insolúvel e em suspensão existente na água e que impede a passagem da luz (BALDISSEROTTO, 2002; BOYD, [s.d]).

De acordo com BALDISSEROTTO (2002), o material pode ser composto de material inorgânico (argila, por exemplo) ou fitoplâncton. Se for causada por fitoplâncton é desejável, desde que esteja em equilíbrio (BOYD, [s.d]), ao mesmo tempo, se for ocasionada pela argila vai ser prejudicial aos peixes, pois pode dificultar a respiração pela obstrução das brânquias.

#### 2.4.7 Matéria Orgânica

VON SPERLING (1996) afirma que o principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso de água é o decréscimo de oxigênio dissolvido.

De acordo com (BOYD, [s.d]), a taxa de consumo de oxigênio pelo fitoplâncton e pelas bactérias numa amostra de água é a medida para determinar a demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Quanto mais elevada for a DBO, maior será o grau de enriquecimento da água do viveiro com matéria orgânica.

Segundo esse mesmo autor, tanto a DBO como a DQO, não são muito usadas no manejo dos viveiros de aquicultura, sendo que os valores médios de DBO variam entre 5 e 20 mg.L<sup>-1</sup>. Na prática valores acima de 20 mg.L<sup>-1</sup>, implicam uma redução de oxigênio e, conseqüentemente, necessidade de aeração mecânica. Em vista das recentes preocupações sobre os efeitos dos efluentes de viveiros nos corpos receptores onde são despejados, é de se esperar que as questões de manejo ambiental se transformem em uma área crítica para a aquicultura.

### 2.5 TRATAMENTO DE RESÍDUO DA AQUICULTURA

A piscicultura como qualquer atividade agrícola, agroindustrial e industrial, é geradora de resíduos (VINATEA-ARANA, 1999), logo, como os demais setores deve mitigar as causas freqüentes de poluição, buscando alternativas adequadas de tratamento e disposição dos resíduos de forma que não causem danos ao meio ambiente.

Efluentes são resíduos orgânicos ou inorgânicos de quaisquer atividades agrícolas, urbanas ou industriais, descartados no ambiente, tratados ou não (CYRINO *et al.*, 2005).

A qualidade e a quantidade dos efluentes da aquicultura variam em função do sistema de produção, técnicas de manejo e estratégias de produção (ZANIBONI FILHO, 1997a)

Segundo VON SPERLING (1996), é importante que haja a compreensão de alguns conceitos no contexto de tratamento de resíduos, relacionando a determinação da qualidade permitida para o efluente a ser lançado, incluindo os níveis de tratamentos necessários e a eficiência a ser atingida na remoção dos compostos em interesse, no caso da aquicultura a normativa vigente é a CONAMA 357/05.

A decisão quanto ao sistema de tratamento a ser adotado deve ser derivada fundamentalmente de um balanço entre critérios técnicos e econômicos, como a apreciação dos méritos quantitativos e qualitativos de cada alternativa (VON SPERLING, 1996).

Alguns sistemas utilizados no tratamento de efluentes das mais diversas origens podem ser empregados ou mesmo adaptados para o tratamento de efluentes de aquicultura. Os fatores relacionados acima, quanto à tomada de decisão, serão preponderantes para o sucesso da aplicação dos sistemas (VON SPERLING, 1996).

Algumas alternativas são utilizadas atualmente no tratamento de efluente oriundo de aquicultura, como o caso de sistemas compostos com biofiltro (RIJIN; TAL; SCHREIER, 2006), bacias de sedimentação (TACON; FOSTER, 2003; ZANIBONI FILHO, 1997b), sistemas *wetlands* construídos em efluente de cultivo de camarão (TILLEY *et al.*, 2002, LIN *et al.*, 2005), sistemas de tratamento de efluente de piscicultura (LIN *et al.*, 2002, LYMBERY *et al.*, 2006, SCHWARTZ; BOYD, 1995, SCHULZ; GELBRECHT; RENNERT, 2003, SCHULZ; GELBRECHT; RENNERT, 2004), e sistemas de lagoa com macrófitas (HENRY-SILVA, 2001, SIPAÚBA-TAVARES; FAVERO; BRAGA, 2002, SIPAÚBA-TAVARES; BARROS; BRAGA, 2003).

Segundo LAUTENSCHLAGER (2001), sistemas que utilizam macrófitas aquáticas são eficientes e de baixo custo, comparativamente a outros sistemas de tratamentos convencionais.

Desse modo, as macrófitas se mostram com potencial para o tratamento de efluentes de aquicultura e devem satisfazer a duas condições

essenciais: alta taxa de crescimento nas condições esperadas dos efluentes aquícolas e serem autóctones da bacia hidrográfica.

## 2.6 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

As macrófitas aquáticas são vegetais que durante a evolução retornaram do ambiente terrestre para o ambiente aquático (ESTEVES, 1998), conseqüentemente, quando comparadas às comunidade terrestres as espécies do meio aquático apresentam riqueza reduzida (WETZEL, 2001).

Conforme o Programa Internacional de Biologia – IBP *apud* AMBIENTE BRASIL (2006), macrófita aquática é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos, dessa forma incluem vegetais desde macroalgas, até plantas vasculares.

O termo macrófita aquática é comumente utilizado referindo-se a formas macroscópicas de vegetais aquáticos e macroalgas (WETZEL, 2001). As macrófitas aquáticas sofreram importantes modificações anatômicas e permitiram o restabelecimento no meio ambiente aquático (POMPÊO; MOSCHINI, 2003), apresentando ainda algumas características de vegetais terrestres como a presença de cutícula, embora fina (ESTEVES, 1998), e a presença de câmaras de ar (aerênquima), que auxiliam na flutuação e proporcionam a aeração do interior do tecido (PREDALLI; TEIXEIRA, 2003).

De acordo com ESTEVES (1998), as macrófitas apresentam grande capacidade de adaptação a diferentes tipos de ambientes dada a sua heterogeneidade filogenética e é, geralmente, classificada segundo seu biótipo no ambiente aquático, nos seguintes grupos ecológicos:

- Macrófitas aquáticas emersas: enraizadas no sedimento, porém com folhas fora d'água. Ex: *Eleocharis* sp, *Typha domingensis*;
- Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: enraizadas e com folhas flutuando na superfície da água. Ex: *Nymphaea* sp, *Nymphoides* sp;

- Macrófitas aquáticas submersas enraizadas: enraizadas, crescendo totalmente submersas na água. Ex: *Egeria densa*, *Mayaca* sp;
- Macrófitas aquáticas submersas livres: permanecem flutuando submergidas na água. Geralmente prendem-se a pecíolos e caules de outras macrófitas. Ex: *Utricularia* sp;
- Macrófitas aquáticas flutuantes: flutuam na superfície da água. Ex: *Pistia stratiotes*, *Eichhornia* sp.

As macrófitas aquáticas desempenham um papel extremamente importante no funcionamento dos ecossistemas e são capazes de estabelecer uma forte ligação entre o sistema aquático e o ambiente terrestre que o circunda (ESTEVES, 1998; POMPÊO; MOSCHINI, 2003). Por serem autótrofas fotossintéticas, apresentam papel central no fluxo de energia dos ecossistemas (POMPÊO, 1996).

A influência no metabolismo aquático pode se dar por fatores como: servir de fonte de alimento para muitos tipos de organismos; responder pela redução da turbulência das águas “efeito filtro”; ter importante papel na liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d’água, efeito “bombeamento”; responder por altas taxas de produtividade primária, muitas vezes a principal forma, e pela associação da macrófita com bactérias e algas perifíticas fixadoras de nutrientes (ESTEVES, 1998).

Por necessitarem de altas concentrações de nutrientes para seu desenvolvimento, as macrófitas aquáticas são bioindicadores da qualidade da água e são utilizadas com sucesso na recuperação de rios e lagos poluídos, pois suas raízes podem absorver grandes quantidades de substâncias tóxicas, além de formarem uma densa rede capaz de reter as mais finas partículas em suspensão (PREDALLI; TEIXEIRA, 2003; ESTEVES, 1998).

Alguns fatores devem ser compreendidos sobre as macrófitas para que se consiga obter um melhor aproveitamento quando de sua utilização em sistemas de tratamento.

### 2.6.1 Reprodução

Segundo WETZEL (2001), a reprodução das macrófitas ocorre basicamente de duas formas:

- reprodução assexuada “clonagem”: pode ocorrer a presença de sementes sem a fertilização (agamospermia), e outra forma que inclui a reprodução vegetativa por mecanismos de rápido desenvolvimento do tecido apical, com crescimento meristemático, seguido de fragmentação, por expansão horizontal (rizomas) modificando a base dos brotos formando uma nova planta.
- reprodução sexuada: tende a ser reduzida em plantas aquáticas, devido ao sucesso de formas como a clonagem e outras formas vegetativas, algumas espécies a utilizam como forma de competição com as outras espécies.

### 2.6.2 Absorção e Liberação de Nutrientes

De acordo com WETZEL (2001), há duas evidências quanto à absorção: uma em que as raízes aderidas ao substrato absorvem nutrientes e outra que as raízes são meramente estruturas de ficção, particularmente em macrófitas submersas. O nutriente absorvido trasloca das raízes até partes superiores e folhagem, sendo que em macrófitas flutuantes a absorção é essencialmente na coluna d' água.

Um fato importante é o resultado da colonização da superfície das macrófitas por algas perifíticas e bactérias, que contribui também na absorção de nutrientes do ecossistema, podendo muitas vezes exceder a absorção da própria macrófita (ESTEVES, 1998; WETZEL, 2001).

A liberação de nutrientes para a coluna d' água ocorre quando a planta entra em estado de senescência ou morte (WETZEL, 2001). É importante que se tenha ciência desse fator para poder conduzir adequadamente as práticas de manejo dentro do sistema de tratamento.

### 2.6.3 Luz e Temperatura na Fotossíntese

ESTEVES (1998) afirma que a produtividade das macrófitas aquáticas vai estar relacionada diretamente à quantidade de nutriente disponível, a fatores climáticos e à intensidade luminosa incidente sobre elas. A produtividade das macrófitas varia em relação às mudanças de temperatura e irradiação em ambientes naturais. A eficiência da fotossíntese, fixação de carbono, respiração e a fotorespiração são marcadamente relacionadas à luz e à temperatura (WETZEL, 2001).

### 2.6.4 Danos ao Meio Ambiente

Assim como as macrófitas apresentam importante função dentro do metabolismo dos ecossistemas aquáticos, quando em desequilíbrio podem produzir grande quantidade de biomassa. Tanto as submersas quanto as flutuantes e emersas podem causar prejuízo em vários setores, sendo a geração de energia um dos principais (POMPÊO; MOSCHINI, 2003). Segundo esses autores, um caso evidente sobre esse problema pode ser observado no reservatório de Itá - SC, o qual, após o enchimento cerca de 1/3 do reservatório, foi tomado por macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes*, *Eicchornia crassipes*, *Salvinia auriculata*.

As plantas aquáticas, favorecidas pelo material orgânico lançado, podem se desenvolver de forma desordenada, ocupando grandes extensões de lagos e rios. A ocorrência excessiva dessa vegetação em ambientes utilizados pelo homem causa uma série de dificuldades relacionadas à navegação, produção de energia elétrica, recreação, utilização da água para consumo humano e animal, além de outros problemas, como a retenção de lixos e a proliferação de insetos vetores de doenças (CARVALHO *et al.*, 2003, CEZAR *et al.*, 2005).

É importante conhecer as taxas de crescimento, os valores de produtividade, para se ter maior controle das práticas de manejo mais adequadas, respeitando os limites das espécies com o objetivo de cultivo ou de controle, quando elas se tornam indesejáveis (CAMARGO; HENRY-SILVA; PEZZATO, 2003).

### 2.6.5 Produção de Biomassa e seu Aproveitamento

A diferença nos valores de produtividade e nas taxas de crescimento está relacionada a vários fatores, os principais são: a espécie e o tipo ecológico, a competição intra e interespecífica e as características abióticas do ambiente, como: temperatura, radiação, transparência da água, nível da água e velocidade de corrente, tipo de substrato e concentração de nutrientes (CAMARGO; HENRY-SILVA; PEZZATO, 2003).

As macrófitas aquáticas flutuantes têm elevada produtividade, no entanto os valores de biomassa são muitas vezes inferiores aos das espécies emersas. A maior biomassa por unidade de área das plantas emersas se deve à capacidade de crescimento vertical; as submersas apresentam altas taxas de crescimento e tempo reduzido de duplicação, quando comparadas a espécies de outros tipos ecológicos que possuem elevada produtividade (CAMARGO; HENRY-SILVA; PEZZATO, 2003).

Segundo POMPÊO (1996), ao se planejar um sistema de tratamento com macrófitas aquáticas, são essenciais as unidades de beneficiamento e de armazenamento de biomassa.

Sob a ótica da potencialidade que as macrófitas aquáticas apresentam, diversos trabalhos podem ser mencionados, quanto ao aproveitamento da biomassa produzida, tais como: na produção de adobe: FARIA e ESPINDOLA (2004) e BEZERRA, SILVA e LOPES (2007); na adubação orgânica: SAMPAIO e OLIVEIRA (2005); em compostagem: CEZAR *et al.* (2005) e MEES (2006) e em alimentação animal: EL SAYED (1999).

Em piscicultura, as macrófitas aquáticas podem ser aproveitadas como fertilizantes, contribuindo para o aumento dos organismos relacionados à

cadeia alimentar dos peixes (ESTEVEES, 1998). Outro fator importante a ser mencionado é a necessidade de intensificar as pesquisas e a utilização de plantas aquáticas como um suplemento alimentar em atividades aquícolas, conforme a Declaração de Bangkok (NACA/FAO 2000).

### 2.6.6 *Egeria (Egeria Densa)*

A *Egeria densa*, pertencente à família Hydrocharitaceae, conhecida popularmente como “elodea brasileira”, é uma macrófita aquática de ambiente limnético, submersa, enraizada, nativa da América do Sul e amplamente disseminada por várias partes do mundo, principalmente em regiões de clima tropical (OLIVEIRA *et al.*, 2005).

Segundo COOK e URMI-KÖNIG (1984), o gênero *egeria* é composto por duas espécies perenes, nativas da América do Sul, disseminadas principalmente por reprodução vegetativa: *Egeria densa* Planch. e *Egeria najas* Planch.

A egeria é um gênero de planta com raízes e folhas verdadeiras, de forma acicular, com dentes serrilhados visíveis sob lupa, crescendo radialmente em talos curtos (THOMAZ; BINI, 1999).

Dentre as macrófitas aquáticas submersas existentes no Brasil, a planta daninha de maior expressão em reservatórios de geração de energia e represas rurais é a egeria (*Egeria densa*). Essas plantas desenvolvem-se bem em corpos hídricos com águas transparentes e sedimentos ricos, amplas faixas de pH e temperaturas amenas (MARTINS *et al.*, 2003).

A egeria apresenta altas taxas de crescimento específico e tempo de duplicação relativamente curto (CAMARGO; HENRY-SILVA; PEZZATO, 2003). Pode ocupar grandes extensões e em reservatório pode acumular, facilmente, cerca de 50 toneladas por hectare nas regiões mais colonizadas (RODELLA *et al.*, 2006).

No reservatório de Paulo Afonso cresce nos prados que se desenvolvem nos lagos até 9 m de profundidade. A produtividade anual nesses lagos pode superar 20 toneladas de matéria seca por ha com os prados

cobrimdo centenas de hectares (Nascimento, 2002 *apud* SAMPAIO; OLIVEIRA 2005).

Por apresentar altas taxas de crescimento e de produção de biomassa, a macrófita apresenta características desejáveis para ser utilizada em sistemas de tratamento.

### 2.6.7 Aguapé (*Eichhornia crassipes*)

O aguapé (*Eichhornia crassipes*) Mart. é uma macrófita aquática emersa flutuante que apresenta diversidade morfológica muito grande (PREDALLI; TEIXEIRA, 2003), nativa da região amazônica, apresenta altas taxas de crescimento (ESTEVES, 1998). Atualmente é considerada uma planta cosmopolita (MARTINS; PITELLI, 2005).

Essa espécie prolifera rapidamente em lagos com elevadas concentrações de nutrientes, que a planta utiliza para o seu metabolismo. Além da possibilidade de absorção dos nutrientes presentes na água, o que é extremamente útil em ambientes eutrofizados, o aguapé também tem a capacidade de remover metais pesados e outros contaminantes da água (ECY, 2006). Contudo, durante sua senescência (período de envelhecimento da planta), os nutrientes absorvidos e metais pesados são liberados para o meio novamente, pelo seu processo de decomposição (ESTEVES, 1998).

A *Eichhornia crassipes* é capaz de aumentar sua massa verde em 15% ao dia, dobrando-a a cada seis ou sete dias, acumulando 800 kg por hectare por dia. Quando em condições ótimas, produz até 480 toneladas de massa verde por hectare em um ano, com um incremento de volume de 4,8% ao dia (ALVES *et al.*, 2003).

A reprodução ocorre de forma assexuada, ou seja, por brotamento com a formação de novas plantas a partir dos estolões, em período de, aproximadamente, duas semanas (GRANATO, 1995).

Após a primavera as plantas velhas iniciam o crescimento, produzindo novas plantas com um incremento em número de plantas e no tamanho. No

verão ocorre a máxima produção de biomassa, podendo ocorrer competição entre elas (ECY, 2006).

O aguapé vem sendo aplicado nos tratamentos de rejeitos de processos, tanto industrial como agropecuários, apresentando inúmeras vantagens e tendo capacidade de remover microcompostos em sistemas secundários e terciários desses efluentes (GRANATO, 1995).

HENRY-SILVA (2001) utilizou o aguapé no tratamento de efluente de piscicultura, avaliando a sua eficiência de nos teores de nitrogênio e fósforo.

SIPAÚBA-TAVARES, FAVERO e BRAGA (2002) estudaram a utilização de biofiltro de macrófitas em efluentes de aquicultura com a macrófitas flutuante *E. crassipes*, obtendo bons resultados no tratamento e recomendando a substituição das plantas em intervalos de 10 dias em períodos de alta produção.

Avaliando o efeito de macrófitas flutuantes *E. crassipes* na qualidade da água em um viveiro de piscicultura, SIPAÚBA-TAVARES, BARROS e BRAGA, (2003) observaram que, se a cobertura for utilizada de forma controlada, poderão ter um efeito positivo no impacto, devido principalmente à redução de fósforo total e nitrato.

Assim como a egeria, o aguapé apresenta características desejáveis para ser utilizado em sistemas de tratamento, principalmente por apresentar altas taxas de crescimento, produção de biomassa e eficiência de remoção de cargas poluentes.

## 2.7 WETLANDS CONSTRUÍDAS E LAGOAS

*Wetlands* construídas têm sido cada vez mais utilizadas em várias partes do mundo, independentemente do grau de desenvolvimento econômico dos países que a adotam (LAUTENSCHLAGER, 2001), tanto no tratamento de águas residuárias domésticas, industriais, agrícolas de *runoff* urbano e rural (COSTA-PIERCE, 1998, SOUSA *et al.*, 2004, DeBUSK; PETERSON; REDDY, 1995, KADLEC; KNIGHT, 1996, KADLEC, 2003), no tratamento de resíduos de

animais (CHAIPRAPAT *et al.*, 2003, HUNT; POACH, 2001), em efluente de cultivo de camarão (TILLEY *et al.*, 2002, LIN *et al.*, 2005), quanto no tratamento de efluentes de piscicultura (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006, LIN *et al.*, 2002, LYMBERY *et al.*, 2006, SCHWARTZ; BOYD, 1995; SCHULZ; GELBRECHT; RENNERT, 2003, SCHULZ; GELBRECHT; RENNERT, 2004, ZANIBONI FILHO, 2005).

As *wetlands* construídas representam um sistema natural de tratamento baseado em uma simbiose biológica entre as macrófitas e outros organismos, como: bactérias, fungos e algas, bem como, a interação com fatores químicos do solo (REDDING; MIDLEN, 1997; SCHULZ; GELBRECHT; RENNERT, 2003), podendo passar significativa parte do tempo ou mesmo todo o tempo coberta por água a baixa profundidade (LAUTENSCHLAGER, 2001).

*Wetlands* construídas são caracterizadas por serem uma forma de tratamento de baixa tecnologia e baixo custo em contraposição a outras formas de tratamentos, como: o processo de lodos ativados, tratamento físico-químico e outros (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Segundo KADLEC e KNIGHT (1996), as *wetlands* construídas constituem uma tecnologia recente, variando quanto ao seu formato conforme as necessidades do projeto e podem ser classificados em relação ao fluxo. Comumente são observados os de fluxo superficial, fluxo subsuperficial e fluxo natural.

MILSTEIN *et al.* (2001) recomendam para a produção intensiva sustentável de tilápias a utilização de um reservatório que sirva simultaneamente de fonte de água de entrada e de tanque de depuração de efluentes. Essa prática de manejo ambiental é otimizada economicamente quando o tanque de depuração é uma *wetlands*, um tanque de baixa profundidade, no qual se cultivam macrófitas submersas, exclusivamente com efluente aquícola. Essa associação não apenas converte nitrogênio e fósforo em biomassa, como também atua na filtração mecânica de material orgânico, aumento da concentração de oxigênio dissolvido e diminuição da demanda bioquímica dos efluentes (KADLEC; KNIGHT, 1996).

De acordo ZANIBONI FILHO (1997b), uma técnica que pode ser empregada no tratamento de efluente de piscicultura é a que faz uso de macrófitas aquáticas flutuantes em tanques de baixa profundidade, com fluxo

de menor velocidade e com substituição permanente das macrófitas, em forma de lagoa de tratamento.

As macrófitas aquáticas possuem importantes funções na manutenção do equilíbrio dos ambientes aquáticos (RODELLA *et al.*, 2006), contribuem na transformação física, química e nos processos microbiológicos da remoção dos nutrientes e os utilizam no seu crescimento (SIPAÚBA-TAVARES; BARROS; BRAGA, 2003), podendo também armazenar os nutrientes em forma de vacúolos de reservas (ZANIBONI FILHO, 1997b). Esses processos reduzem parcialmente a carga proveniente do cultivo de organismos aquáticos, melhorando substancialmente a qualidade da água (SIPAÚBA-TAVARES; FAVERO; BRAGA, 2002).

A eficiência na redução da turbidez deve-se principalmente ao grande desenvolvimento do sistema radicular das macrófitas em lagoas com baixa profundidade, basicamente por processos de adsorção e precipitação de materiais particulados em suspensão, fator importante na mitigação dos impactos, devido à sua grande concentração no efluente de piscicultura (HENRY-SILVA, 2001).

HENRY-SILVA (2001), avaliando a eficiência de três macrófitas flutuantes, *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*, constatou que *E. crassipes* e *P. stratiotes*, atingiram grande eficiência, pois o efluente tratado com essas macrófitas apresentou teores de nitrogênio e fósforo menores do que os teores desses nutrientes na água de abastecimento dos viveiros, constatando a possibilidade de reutilizar o efluente tratado na própria piscicultura.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 LOCAL DE INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi realizado na fazenda Paturi, no município de Terra Roxa, estado do Paraná no período de 08/07 a 19/08/2006.

A propriedade realiza a atividade de produção de juvenis de tilápia do Nilo (*O. niloticus*), em sistema de produção orgânica (agroecológica) em uma área de 36 hectares de lâmina d' água. Na Figura 1 encontra-se a vista área da fazenda onde foi realizado o experimento.



**Figura 1** - Vista aérea da fazenda Paturi, Terra Roxa – PR.

Fonte: Oitavo Mar

### 3.2 EFLUENTE OBJETO DE ESTUDO

O efluente utilizado provinha de um viveiro com 4850m<sup>2</sup>, povoado com juvenis de tilápia do Nilo (*O. niloticus*), com peso médio de 55 gramas, na densidade de 12 peixes por m<sup>2</sup>, arraçoados três vezes ao dia, com ração à base de ingredientes orgânicos (milho, farelo de soja e farinha de peixe) com 36% de proteína bruta, a uma percentagem de 3% do peso vivo.

### 3.3 MACRÓFITAS AQUÁTICAS UTILIZADAS

As macrófitas aquáticas utilizadas, o Aguapé (*Eichhornia crassipes*), classificado como flutuante e a *Egeria* (*Egeria densa*), classificada como submersa, apresentam ocorrência na bacia hidrográfica do rio Paraná e foram coletadas em sistemas naturais não poluídos; na própria fazenda para o aguapé e no reservatório de Itaipu para a egeria.



**Figura 2** - Exemplos de aguapé com inflorescência em local com alta colonização.

Fonte: CDFA (2007).

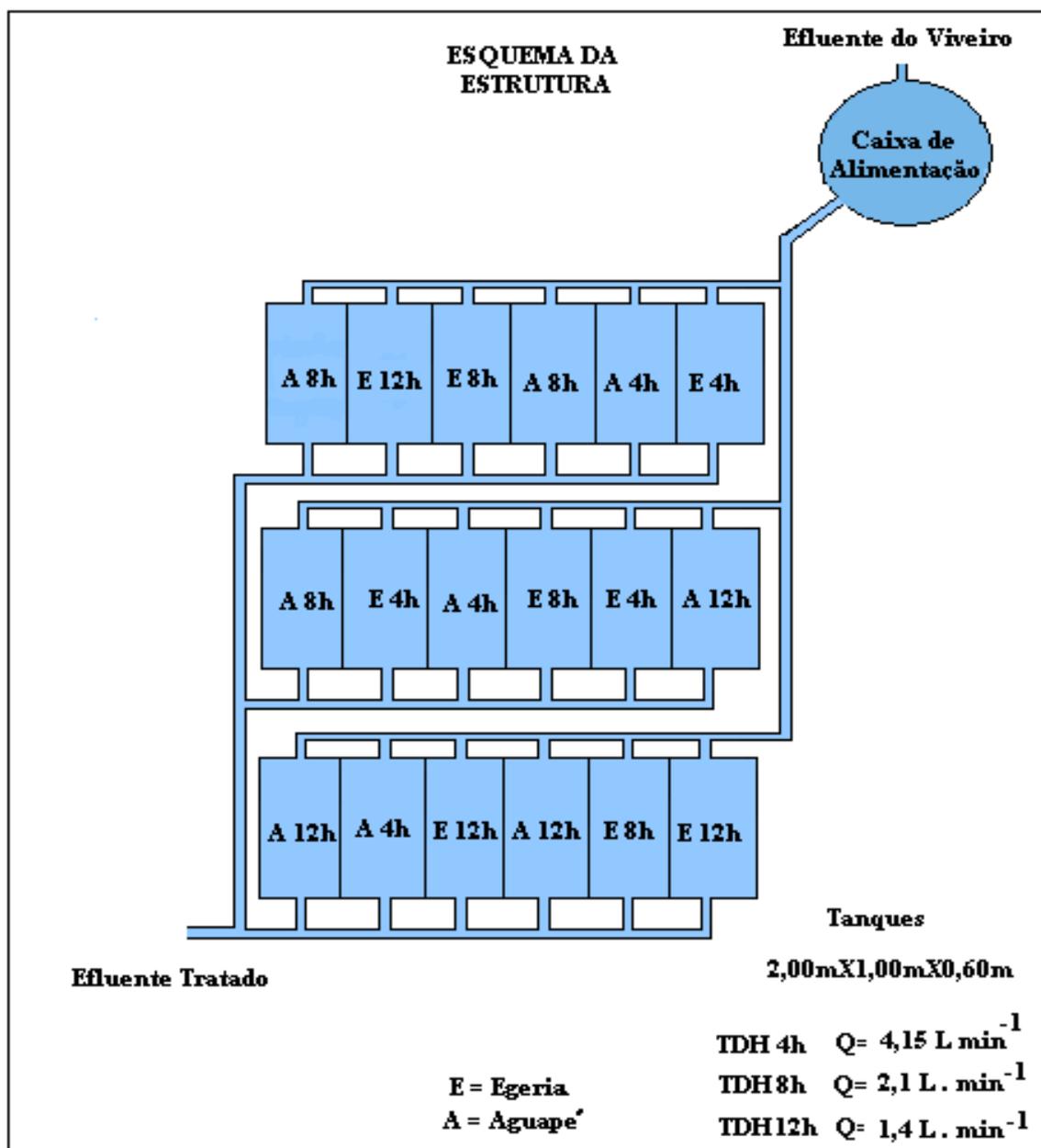


**Figura 3** - Exemplos de egeria com inflorescência em ambiente natural.

Fonte: CDFA (2007).

#### 3.4 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

Os tanques experimentais apresentavam 2,00 m x 1,00 m x 0,65 m, respectivamente de comprimento, largura e profundidade, revestidos com lona de polipropileno, com 1,20 m<sup>3</sup> de volume útil. Utilizou-se uma camada de seixo+areia de, aproximadamente, 0,05 m, disposta no fundo do sistema para suporte das plantas submersas. Ambos os tanques possuíam controle de vazão e de drenagem individual.



**Figura 4 -** Estrutura esquematizada dos tanques experimentais e distribuição das espécies de macrófitas nos respectivos TDH.

### 3.5 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado e composto por 2 espécies de macrófitas, 3 tempos de detenção hidráulica e 3 repetições, perfazendo 18 unidades experimentais. A biomassa inicial de cada unidade experimental ocupou cerca de 80% da área do tanque, de acordo com HENRY-SILVA (2001), totalizando 5,00 kg de peso fresco, acondicionadas conforme POMPÊO e MOSCHINI, (2003). As plantas foram ambientadas nas respectivas vazões por 12 dias e, após o período de ambientação, foram realizadas, em intervalos de 5 dias, 6 coletas na entrada do sistema de tratamento e após a passagem em cada unidade experimental para avaliação dos parâmetros físico-químicos, perfazendo 6 semanas. As vazões utilizadas foram: TDH1 = 04h, vazão de  $\approx 4,15 \text{ L.min}^{-1}$ , TDH2 = 08h, vazão de  $\approx 2,10 \text{ L.min}^{-1}$  e TDH3 = 12h, vazão de  $\approx 1,40 \text{ L.min}^{-1}$ . As temperaturas do ar e da água foram monitoradas 2 vezes por dia. Os parâmetros de condutividade elétrica, turbidez e pH foram monitorados com aparelhos digitais portáteis, sempre antes das coletas das amostras durante o período experimental.



**Figura 5 -** Estrutura de tratamento em operação.

### 3.6 PARÂMETROS AVALIADOS E METODOLOGIAS DE DETERMINAÇÃO

As amostras foram coletadas na entrada do sistema de tratamento e, após a passagem por ele, em cada unidade experimental para avaliação dos seguintes parâmetros: nitrogênio total, amônia, nitrito, fósforo total, DQO, pH, turbidez e condutividade elétrica. Para amônia, nitrito e nitrato as análises foram realizadas no dia da coleta, enquanto que para nitrogênio total, fósforo total e DQO foram adicionados 2 ml de HCl por litro de amostra e acondicionadas sob refrigeração para posterior análise. A Tabela 2 refere-se aos parâmetros químicos avaliados e às metodologias utilizadas.

**Tabela 2 -** Parâmetros químicos avaliados durante o período experimental e metodologias utilizadas

Parâmetro	Método	Unidade	Metodologia
PT	Acido ascórbico	mg.L <sup>-1</sup>	Standard Methods (1995)
NT	Fenato	mg.L <sup>-1</sup>	Standard Methods (1995)
Amônia	Calorimétrico	mg.L <sup>-1</sup>	Standard Methods (1995)
Nitrito	Calorimétrico	mg.L <sup>-1</sup>	Standard Methods (1995)
Nitrato	Calorimétrico	mg.L <sup>-1</sup>	Standard Methods (1995)
DQO	Digestão ácida	mg.L <sup>-1</sup>	Standard Methods (1995)
pH	Potenciométrico	-	pHmetro
Turbidez	Digital	NTU	turbidímetro
C E	Digital	μS.cm <sup>-1</sup>	condutivímetro

Legenda PT - Fósforo Total; NT - Nitrogênio Total; DQO - Demanda Química de Oxigênio; CE - Condutividade Elétrica.

Para o monitoramento da temperatura utilizou-se um termômetro de coluna de mercúrio. A biomassa foi avaliada ao final do experimento utilizando-se um balança digital com precisão de 10g. Todas as plantas foram removidas das unidades experimentais e pesadas, quanto à biomassa, *in natura*.

### 3.7 ANÁLISE DOS DADOS

Os dados foram analisados pelo teste de Anderson-Darling e Bartlett quanto à normalidade e homogeneidade, respectivamente. As variáveis que apresentaram distribuição normal e variância homogênea foram submetidas à análise de variância (ANOVA-one-way) e, em caso de diferenças, os dados foram avaliados pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade pelos programas estatístico Sisvar, conforme FERREIRA (2000) e Minitab, conforme MINITAB (1998). Nos casos em que os pré-requisitos da ANOVA não foram satisfeitos, utilizou-se o teste-t *paired* a 5% de probabilidade.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 CARACTERÍSTICA DO EFLUENTE

O efluente apresentou valores de concentração média de 1,94 mg.L<sup>-1</sup> para NT, 0,59 mg.L<sup>-1</sup> para PT, 0,49 mg.L<sup>-1</sup> para NH<sub>3</sub><sup>+</sup>, 0,048 mg.L<sup>-1</sup> para o NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, 0,071 mg.L<sup>-1</sup> para o NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 79,78 NTU para a turbidez e 32,56 mg.L<sup>-1</sup> para DQO. Valores próximos de concentração de NT, PT, DQO e nitrogênio amoniacal também foram encontrados por SCHULZ, GELBRECHT e RENNERT (2003) em efluentes cultivados com truta arco-íris (*O. mykiss*), sendo de 1,98 a 2,40 mg.L<sup>-1</sup> para NT, 0,347 a 0,374 mg.L<sup>-1</sup> para o PT, de 29,53 a 41,01 mg.L<sup>-1</sup> para a DQO e 0,58 a 0,61 mg.L<sup>-1</sup> para o nitrogênio amoniacal.

A concentração de nutrientes no efluente da aquicultura é influenciada pelas taxas de renovação, disponibilidade de oxigênio, administração das dietas e sua assimilação (CRIPPS; BERGHEIM, 2000).

Segundo SCHNEIDER *et al.* (2005), os peixes em cultivo absorvem entre 20 e 50% do nitrogênio e entre 15 e 65% do fósforo contidos na ração, o restante é excretado e pode ser utilizado por outros organismos fototróficos.

BACCARIN e CAMARGO (2005), em estudos de diferentes manejos alimentares, de um maneira geral, observaram que houve redução na qualidade da água dos efluentes de todos os tratamentos avaliados (alimento natural, ração peletizada, farelada e extrusada), em comparação à água de abastecimento. Isso evidencia que a atividade promove impacto ambiental, sendo importante a redução na concentração desses poluentes, para mitigar os fatores prejudiciais aos corpos receptores, como no caso do estudo em questão.

Os corpos receptores, comumente relacionados ao cultivo de peixes, são geralmente rios de classe II, sendo assim, deverá ser considerada a Resolução CONAMA 357/05 para os padrões de lançamento, como apresentado na Tabela 3.

**Tabela 3** - Padrões de lançamento de alguns compostos em corpos receptores de classe II

Parâmetros	Valores máximos
Fósforo total (ambiente lântico)	0,030 mg.L-1 P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias).	0,050 mg.L-1 P
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,1 mg.L-1 P
Nitrito	1,0 mg.L-1 N
Nitrato	10,0 mg.L-1 N
Nitrogênio amoniacal total	3,7 mg.L-1 N, para pH ≤ 7,5. 2,0 mg.L <sup>-1</sup> N, para 7,5 > pH ≤ 8,0. 1,0 mg.L-1 N, para 8,0 > pH ≤ 8,5. 0,5 mg.L-1 N, para pH > 8,5.
Turbidez	≤100 NTU
pH	6,0 a 9,0

Fonte: Adaptação da RESOLUÇÃO N° 357, de 17 de março de 2005 (CONAMA, 2005).

Quando analisados os valores de concentração média desse efluente, fica evidenciado que a aquicultura é uma atividade que gera resíduos, os quais podem gerar impacto ambiental no corpo receptor. Por exemplo, o valor de fósforo total presente é bem superior ao estabelecido pela resolução CONAMA 357/05, caracterizando a necessidade de tratamento desse efluente antes da sua emissão.

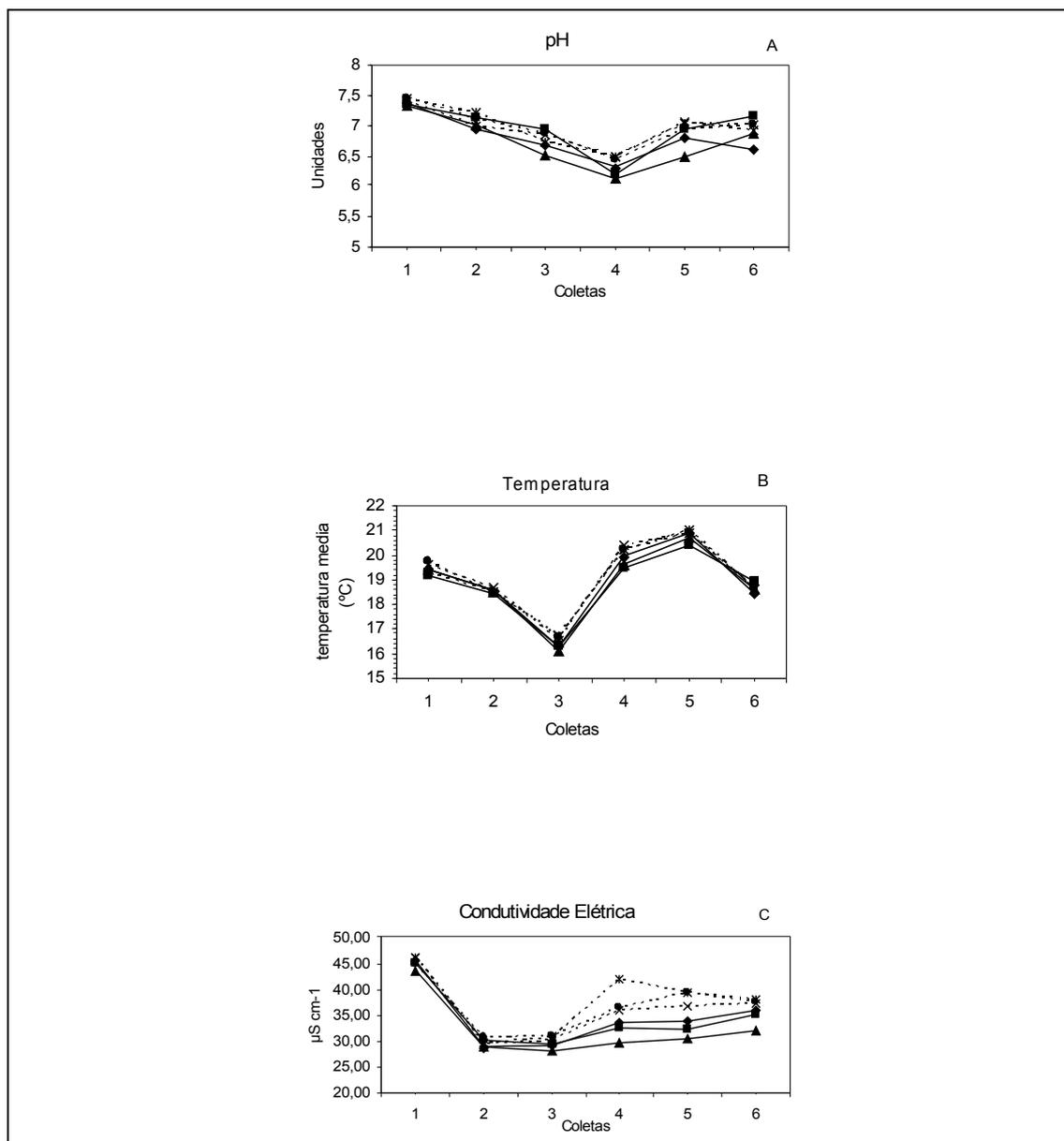
## 4.2 TEMPERATURA, CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E PH

A temperatura média do ar durante o período experimental apresentou pela da manhã e à tarde os seguintes valores:  $17,78\text{ °C} \pm 2,50$  e  $19,8\text{ °C} \pm 2,40$ , respectivamente. Os valores médios de temperatura da água, condutividade elétrica e pH para cada tempo de detenção hidráulica (TDH), durante o período experimental, são apresentados na Tabela 4.

**Tabela 4** - Valores médios e desvio padrão das variáveis físicas e químicas durante a fase experimental

Espécies	TDH	Parâmetros		
		Temperatura °C	Condutividade $\mu\text{S.cm}^{-1}$	pH
Afluente		$18,4 \pm 2,6$	$36,0 \pm 6,1$	$7,03 \pm 0,2$
Aguapé	4 h	$18,8 \pm 2,7$	$34,5 \pm 5,8$	$6,79 \pm 0,4$
	8 h	$18,6 \pm 2,4$	$34,2 \pm 5,5$	$6,96 \pm 0,6$
	12 h	$18,7 \pm 2,5$	$32,2 \pm 5,6$	$6,72 \pm 0,4$
<i>Egeria</i>	4 h	$19,1 \pm 2,9$	$36,0 \pm 5,8$	$6,95 \pm 0,3$
	8 h	$19,0 \pm 2,9$	$37,7 \pm 6,2$	$6,98 \pm 0,4$
	12 h	$19,0 \pm 2,9$	$36,8 \pm 5,4$	$6,98 \pm 0,4$

A temperatura da água para ambos os tratamentos apresentou valores bem semelhantes. A menor temperatura,  $18,4\text{ °C}$ , foi observada no afluente, devido à caixa de abastecimento estar boa parte do dia sombreada, reduzindo assim a incidência solar, sendo esta a possível causa para a redução na temperatura. Os tanques com egeria apresentaram valores de temperatura média maiores que os tanques com aguapé, nos diferentes TDH. Na Figura 6 estão dispostas as médias de pH, temperatura da água e condutividade elétrica observadas durante a fase experimental.



**Figura 6** - Médias de pH (A), temperatura (B) e condutividade elétrica (C), durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (◆), 8 TDH (■) e 12 TDH (▲) e egeria 4 TDH (×), 8TDH (\*) e 12 TDH (-◆-), respectivamente.

Para a egeria a radiação incide diretamente sobre a coluna da água, enquanto que para o aguapé a própria biomassa impede que a radiação incida diretamente sobre a superfície d' água. As plantas absorvem os raios solares e o transformam em energia química pelo processo fotossintético, não permitindo a formação de radiação calorífica (MARTINS; PITELLI, 2005). A temperatura

da água influencia a produtividade das macrófitas aquáticas, o controle das reações químicas e dos processos biológicos (CARR; DUTHIE; TAYLOR, 1997).

A temperatura ideal para o desenvolvimento do aguapé está entre 25 e 31 °C (PEDRALLI, 1996), enquanto que a egeria na fase de crescimento demonstra atividade em temperaturas entre 10 e 30 °C (Getsinger e Dillon, 1984 *apud* MAZZEO *et al.*, 2003). CARRILLO, GUARÍN e GUILLOT (2006), em estudos com a macrófita egeria em temperaturas entre 15 e 17 °C, descrevem essa faixa de temperatura como inferior à recomendada nas literaturas para um bom desempenho. As temperaturas obtidas neste experimento ficaram entre 18,4 e 19,1 °C, inferiores às faixas ideais para o aguapé, mas sendo tolerável para egeria. Quando relacionada com o desempenho das macrófitas, tanto em produção de biomassa como na eficiência de remoção dos compostos em estudo, a temperatura pode ser considerada uma das variáveis mais importantes.

Para a condutividade elétrica, os tratamentos com o aguapé apresentaram os menores valores, sendo de 32,2, 34,2 e 34,5  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , para TDH de 12, 8 e 4 horas, respectivamente. Para a egeria os valores encontrados foram 36,0, 36,8 e 37,7  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , para TDH de 4, 12 e 8 horas. Como a condutividade elétrica reflete a concentração de íons dissolvidos (ESTEVES, 1998), o aguapé teve uma maior capacidade de absorção de íons, enquanto que para a egeria ocorreu um pequeno aumento na condutividade elétrica, provavelmente devido à disponibilização de sais para a água, em função da perda de biomassa.

MARTINS e PITELLI (2005) destacam que o aumento da condutividade elétrica, com grande probabilidade, é decorrente da liberação de nutrientes durante o processo de decomposição das plantas.

De acordo com BINI e THOMAZ (2005), a egeria apresenta correlação negativa com a condutividade, o que pode ser percebido neste experimento.

O pH é um parâmetro muito importante nos ambientes aquáticos e pode ser a causa de muitos fenômenos químicos e biológicos, possui uma estreita interdependência entre as comunidades vegetais, animais e o meio, ou seja, ambas se interferem (VINATEA-ARANA, 1997, ESTEVES, 1998). Durante a fase experimental esse parâmetro não apresentou variações acentuadas. O

efluente, antes da passagem pelo sistema, apresentava-se levemente alcalino com pH de 7,03, passando a levemente ácido, após a passagem pelas macrófitas. Os tratamentos que apresentaram menores valores de pH foram para o aguapé no TDH de 12 horas e para a egeria no TDH de 4 horas, com os valores de 6,72 e 6,95, respectivamente.

De acordo com DUARTE, PEREIRA e CEBALLOS (2001), o pH de efluentes domésticos brutos sempre apresenta valores levemente alcalinos, mas, por processos de oxidação biológica, normalmente tende a reduzir, o que explica o comportamento que o pH teve neste experimento, passando de levemente alcalino para levemente ácido. O mesmo padrão de redução do pH, após a passagem pelo sistema de tratamento, pode ser observado nos trabalhos propostos por HENRY-SILVA (2001) e HENRY-SILVA e CAMARGO (2006), nos quais foi avaliada a eficiência de três macrófitas flutuantes, *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. molesta*, no tratamento de efluente de piscicultura. REIDEL *et al.* (2003), avaliando a produção de biomassa de aguapé fertilizado com diferentes adubos, obtiveram valores de pH bem superiores, sendo o tratamento com adubo químico o que apresentou o maior valor (8,75), diferindo deste experimento.

#### 4.3 AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA

Durante a fase experimental, os valores médios de concentração e remoção (%) dos parâmetros, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), amônia ( $\text{NH}_3^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), turbidez e DQO para cada TDH são apresentados na Tabela 5.

**Tabela 5** - Valores médios de concentração e percentagem de remoção de nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), amônia ( $\text{NH}_3^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), turbidez e DQO durante a fase experimental, nos diferentes tempos de detenção hidráulica

Parâmetros	Afluente	Aguapé			Egeria			
		4 TDH	8 TDH	12 TDH	4 TDH	8 TDH	12 TDH	
NT	Concentração ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	1,94 <sup>a</sup>	1,53 <sup>a</sup>	1,30 <sup>b</sup>	1,17 <sup>b</sup>	1,50 <sup>a</sup>	1,34 <sup>b</sup>	1,21 <sup>b</sup>
	Remoção (%)		20,96 <sup>aA</sup>	32,95 <sup>abA</sup>	39,90 <sup>bA</sup>	22,44 <sup>aA</sup>	31,03 <sup>abA</sup>	37,38 <sup>bA</sup>
PT	Concentração ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,597 <sup>a</sup>	0,469 <sup>b</sup>	0,399 <sup>b</sup>	0,348 <sup>b</sup>	0,447 <sup>b</sup>	0,385 <sup>b</sup>	0,377 <sup>b</sup>
	Remoção (%)		21,09 <sup>aA</sup>	33,13 <sup>ba</sup>	41,57 <sup>ca</sup>	26,28 <sup>aA</sup>	35,90 <sup>ba</sup>	43,42 <sup>ca</sup>
$\text{NH}_3^+$	Concentração ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,47 <sup>a</sup>	0,56 <sup>b</sup>	0,52 <sup>a</sup>	0,46 <sup>a</sup>	0,67 <sup>b</sup>	0,71 <sup>b</sup>	0,65 <sup>b</sup>
	Remoção (%)		- 19,2 <sup>aA</sup>	- 10,6 <sup>aA</sup>	2,13 <sup>ba</sup>	- 42,6 <sup>aB</sup>	- 51,1 <sup>aB</sup>	- 38,3 <sup>aB</sup>
$\text{NO}_2^-$	Concentração ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,048 <sup>a</sup>	0,038 <sup>a</sup>	0,033 <sup>a</sup>	0,030 <sup>b</sup>	0,040 <sup>a</sup>	0,035 <sup>a</sup>	0,032 <sup>a</sup>
	Remoção (%)		20,83 <sup>aA</sup>	31,25 <sup>abA</sup>	37,50 <sup>ba</sup>	16,67 <sup>aA</sup>	27,08 <sup>abA</sup>	33,33 <sup>ba</sup>
$\text{NO}_3^-$	Concentração ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	0,071 <sup>a</sup>	0,059 <sup>a</sup>	0,053 <sup>b</sup>	0,051 <sup>b</sup>	0,057 <sup>a</sup>	0,056 <sup>a</sup>	0,052 <sup>b</sup>
	Remoção (%)		16,90 <sup>aA</sup>	25,35 <sup>ba</sup>	28,17 <sup>ba</sup>	19,72 <sup>aA</sup>	20,40 <sup>aA</sup>	27,04 <sup>ba</sup>
Turbidez	Concentração (NTU)	79,78 <sup>a</sup>	48,09 <sup>b</sup>	33,90 <sup>b</sup>	29,73 <sup>b</sup>	36,93 <sup>b</sup>	25,26 <sup>b</sup>	14,51 <sup>b</sup>
	Remoção (%)		39,72 <sup>aA</sup>	57,50 <sup>ba</sup>	62,74 <sup>ba</sup>	53,71 <sup>aB</sup>	68,34 <sup>bB</sup>	81,81 <sup>cb</sup>
DQO	Concentração ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	32,56 <sup>a</sup>	16,28 <sup>b</sup>	14,84 <sup>b</sup>	11,84 <sup>b</sup>	16,17 <sup>b</sup>	15,28 <sup>b</sup>	12,16 <sup>b</sup>
	Remoção (%)		50,00 <sup>aA</sup>	54,42 <sup>abA</sup>	63,61 <sup>ba</sup>	50,34 <sup>aA</sup>	53,06 <sup>abA</sup>	62,64 <sup>ba</sup>

Notas: 1) Letras minúsculas iguais correspondem a médias iguais pelo teste-T paired ao nível de significância ( $P < 0,05$ ) entre o efluente bruto e o efluente tratado nos respectivos TDH para a concentração.

2) Médias na mesma linha seguidas de letras minúsculas distintas diferentes, diferem a 5% de significância entre os TDH para cada macrófita, pelo teste de Tukey, para a remoção.

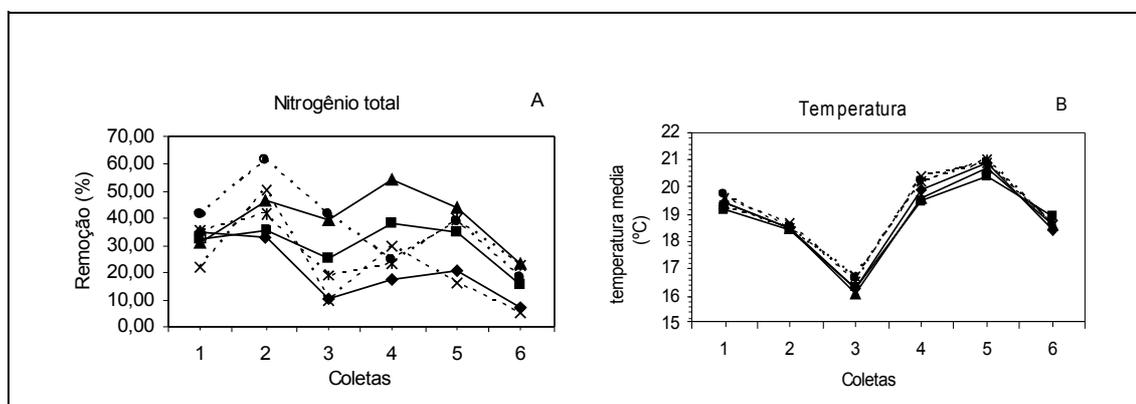
3) Médias na mesma linha seguidas de letras maiúsculas distintas diferentes, diferem a 5% de significância entre as plantas no mesmo TDH pelo teste de Tukey, para a remoção.

Legenda: NT - Nitrogênio Total; PT - Fósforo Total;  $\text{NH}_3^+$  - Amônia;  $\text{NO}_2^-$  - Nitrito;  $\text{NO}_3^-$  - Nitrato; DQO - Demanda Química de Oxigênio.

### 4.3.1 Nitrogênio Total

Os valores médios de concentração e remoção (%) em cada TDH para o NT estão apresentados na Tabela 5. A concentração do efluente, antes e depois da passagem pelo sistema de tratamento, apresentou diferença ( $P < 0,05$ ) nos TDH de 8 e 12 horas, para ambas as macrófitas, mas não entre si, enquanto que para o TDH de 4 horas não foi observada diferença ( $P > 0,05$ ) entre o efluente bruto e o efluente tratado, para ambas macrófitas.

Na Figura 7 estão dispostas as médias de remoção de NT (%) e perfil da temperatura da água observados durante a fase experimental.



**Figura 7 -** Médias de remoção percentual de nitrogênio total (A) e temperatura (B), durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (◆), 8 TDH (■) e 12 TDH (▲), respectivamente e para egeria 4 TDH (×), 8TDH (∗) e 12 TDH (-◆-), respectivamente.

A análise do comportamento da remoção de NT ao longo das coletas, torna evidente que a temperatura está diretamente relacionada à eficiência das macrófitas. Um exemplo pode ser observado na terceira coleta, na qual pode ser observada uma redução significativa no padrão de temperatura, o que refletiu diretamente na eficiência de remoção.

Em relação à remoção (%) de NT, tanto para o tratamento com aguapé como para a egeria, foi observada diferença ( $P < 0,05$ ) entre os TDH de 12 e 4 horas, mas não diferindo ( $P > 0,05$ ) entre os TDH de 4 e 8 horas, nem entre os de 8 e 12 horas, para cada planta. A maior eficiência de remoção foi de 39,90%

e 37,38% no TDH de 12 horas, seguido de 32,95% e 31,03% em TDH de 8 horas e 20,96% e 22,44% em TDH de 4 horas, respectivamente, para o aguapé e egeria.

Quando comparadas as macrófitas no mesmo TDH, elas não diferiram entre si ( $P > 0,05$ ).

SCHULZ, GELBRECHT e RENNERT (2004) obtiveram valores de remoção de NT de 30% e 19% com TDH de 11 e 3,5 horas, respectivamente, no tratamento de efluente de aquicultura utilizando *wetlands* construídas de fluxo superficial livre, colonizada com nove espécies de macrófitas aquáticas, sendo *Phalaris arundinacea* a espécie dominante.

SCHULZ, GELBRECHT e RENNERT (2003) obtiveram valores de remoção de NT de 41,8% e 20,6% com TDH de 7,5 e 1,5 horas, respectivamente, no tratamento de efluente de truta arco-íris, utilizando *wetlands* construídas com a macrófita emergente *P. australis*. Esses valores ficaram bem próximos aos encontrados neste estudo, o que deve ter ocorrido, possivelmente, pela semelhança nos TDH entre os dois experimentos.

LYMBERG *et al.* (2006) obtiveram valores de remoção de 69% para o NT utilizando a macrófita aquática *Juncus kraussii* em sistema de tratamento de efluente de aquicultura em regiões de estuário, por um período de experimentação 38 dias. Esses resultados são superiores aos encontrados neste estudo, pois as diferenças de TDH são bem expressivas.

HENRY-SILVA e CAMARGO (2006), estudando a eficiência de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de viveiros de tilápia do Nilo, obtiveram remoção de 41,6% do NT com o aguapé em TDH de 33 horas. Resultado semelhante ao encontrado neste trabalho, utilizando TDH de 12 horas.

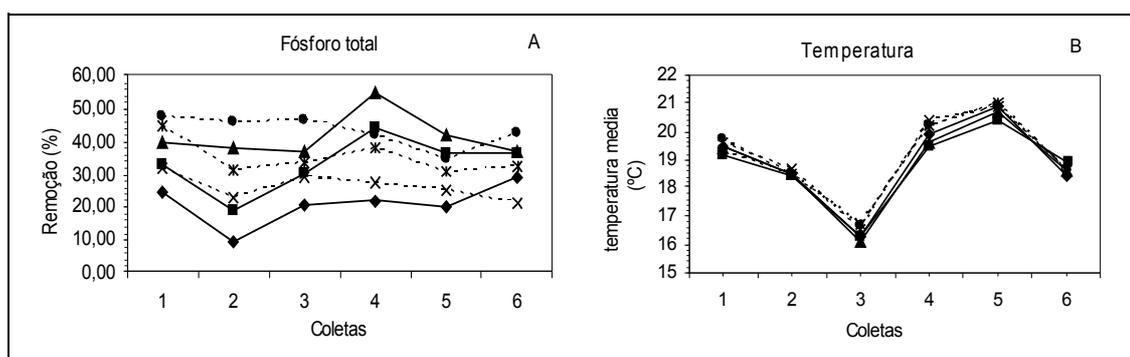
LIN e YI (2003), em experimento buscando alternativas de minimização dos impactos ambientais da aquicultura de água doce, obtiveram valores de remoção de 32% do NT em cultura de arroz, próximos aos encontrados neste experimento, o que demonstra que o efluente da aquicultura pode ser utilizado como uma boa alternativa no cultivo dessa cultura, bem como para a redução da cargas poluentes.

PETRUCIO e ESTEVES (2000), estudando as taxas de absorção de nitrogênio e fósforo da água por *E. crassipes* e *S. auriculata* em escala

laboratorial por um período de 24 horas, obtiveram taxas de absorção de NT de 61,1% para *E. crassipes*. A solução na qual as plantas foram incubadas tinha concentração inicial de 2,02 mg.L<sup>-1</sup> NT. Esse resultado pode ser tido como referência ao analisar as taxas de remoção de NT sob condições controladas, imprimindo um melhor acomodamento para as plantas, diferente do ambiente que foi conduzido este estudo, explicando a remoção inferior observada.

#### 4.3.2 Fósforo Total

Os valores médios de concentração e remoção (%) em cada TDH para o PT são apresentados na Tabela 5. A concentração do efluente antes e depois da passagem pelo sistema de tratamento apresentou diferença ( $P < 0,05$ ) para os três TDH utilizados para ambas as macrófitas. A menor concentração encontrada ocorreu no tratamento utilizando TDH de 12 horas, tanto para o aguapé como para egeria. Na Figura 8 estão dispostas as médias de remoção PT (%), e perfil da temperatura da água observados durante a fase experimental.



**Figura 8** - Médias de remoção percentual do fósforo total (A) e temperatura (B), durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (◆), 8 TDH (■) e 12 TDH (▲), respectivamente, e para egeria 4 TDH (×), 8TDH (\*) e 12 TDH (-◆-), respectivamente.

Analisando-se o perfil de remoção de PT ao longo das coletas, observa-se que as macrófitas, mesmo com a alteração no perfil de

temperatura, não foram aparentemente afetadas na eficiência de remoção do PT, como foram afetadas na absorção de NT, que apresentou uma inter-relação com a temperatura.

Quando comparadas as macrófitas no mesmo TDH, elas não diferiram entre si ( $P>0,05$ ), nesse caso, ambas podem ser utilizadas no tratamento de efluente de piscicultura, sem prejuízo na remoção de PT.

Em relação à remoção (%) de PT, tanto o aguapé como a egeria, apresentaram diferença ( $P<0,05$ ) entre os TDH para cada planta, sendo a maior eficiência de remoção de 41,57% e 43,42% no TDH de 12 horas, seguida de 33,13% e 35,90% no TDH de 8 horas, e 21,09% e 26,28% no TDH de 4 horas, respectivamente, para o aguapé e egeria.

HENRY-SILVA e CAMARGO (2006) obtiveram remoção de 82,0% do PT com o aguapé em TDH de 33 horas, resultado que é bem superior ao encontrado neste trabalho, o que ocorreu, possivelmente pela diferença entre os TDH.

SCHULZ, GELBRECHT e RENNERT (2003) obtiveram valores de remoção de PT de 68,5% e 49,0% com TDH de 7,5 e 2,5 horas, respectivamente, no tratamento de efluente de truta arco-íris, utilizando *wetlands* construídas com a macrófita emergente *P. australis*.

LIN *et al.* (2002) obtiveram remoção de fosfato entre 32 e 71%, conforme a carga de nutriente utilizada, em *wetlands* construídas em tratamento de efluente de aquicultura.

SCHULZ, GELBRECHT e RENNERT (2004) obtiveram valores de remoção de PT de 53% e 41% com TDH de 11 e 3,5 horas, respectivamente, no tratamento de efluente de aquicultura, utilizando *wetlands* construídas de fluxo superficial livre.

Esses valores ficaram bem próximos aos encontrados neste estudo, o que deve ter ocorrido, possivelmente, pela semelhança nos TDH entre os dois experimentos.

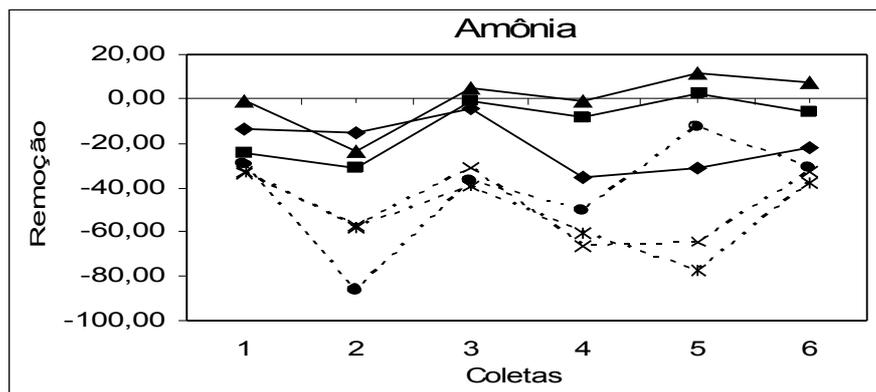
TILLEY *et al.* (2002), utilizando *Wetlands* construídas em sistemas recirculados em cultivo de camarão, obtiveram remoção de 31% para o PT, valor próximo aos encontrados neste experimento.

LIN e YI (2003) obtiveram valores de remoção de 24% do PT em cultura de arroz, próximos aos encontrados neste experimento, utilizando TDH de 4 horas para ambas macrófitas.

PETRUCIO e ESTEVES (2000), estudando as taxas de absorção de nitrogênio e fósforo da água por *E. crassipes* e *S. auriculata*, em escala laboratorial por um período de 24 horas, obtiveram taxas de absorção de PT de 87,3% para *E. crassipes*. A solução na qual as plantas foram incubadas tinha concentração inicial de 0,658 mg.L<sup>-1</sup> PT. Os resultados obtidos por esse autores foram superiores aos encontrados neste trabalho, mostrando que esta macrófita aquática apresenta grande potencialidade em absorver esse elemento, sem esquecer que o cultivo no experimento dos autores acima foi realizado em condições controladas, fator que difere bastante das condições nas quais foi conduzido o presente experimento.

#### 4.3.3 Amônia

Os valores médios de concentração e remoção (%) em cada TDH para a NH<sub>3</sub><sup>+</sup> são apresentados na Tabela 5. A concentração do efluente antes e depois da passagem pelo sistema de tratamento para o aguapé não apresentou diferença (P>0,05) nos tratamentos, utilizando TDH de 8 e 12 horas, mas diferindo (P<0,05) para o TDH de 4 horas, em relação à concentração do efluente, no qual pode ser observado um maior acréscimo na concentração inicial de NH<sub>3</sub><sup>+</sup>. Para os tratamentos com a egeria em ambos os TDH foi observada diferença (P<0,05) entre o efluente bruto e o tratado. Após a passagem pelo sistema de tratamento pode ser observado um acréscimo na concentração de NH<sub>3</sub><sup>+</sup>. Na Figura 9 encontra-se o perfil das médias de remoção de amônia (%) observadas durante a fase experimental.



**Figura 9** - Médias de remoção percentual de amônia durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (◆), 8 TDH (■) e 12 TDH (▲), respectivamente e para egeria 4 TDH (×), 8 TDH (\*) e 12 TDH (-●-), respectivamente.

Esse padrão de acréscimo ocorreu, possivelmente, em função da temperatura utilizada na fase experimental não ser a mais favorável ao desempenho das macrófitas. Outro fator que pode ser relacionado ao baixo desempenho destas macrófitas à concentração de  $\text{NH}_3^+$ , refere-se ao tempo de exposição e à concentração a que elas foram expostas. CLARKE e BALDWIN (2002), em estudo sobre a resposta de plantas utilizadas em *wetlands*, a diferentes níveis de amônia na água (0, 50, 100, 200 e 400  $\text{mg.L}^{-1}$ ), observaram que a concentração de 200  $\text{mg.L}^{-1}$  de  $\text{NH}_3^+$  inibiu o crescimento de *Juncus effuseus* e *Typha latifolia*, após uma semana de exposição a essa concentração.

Quando comparadas as macrófitas no mesmo TDH, os melhores resultados ( $P < 0,05$ ) foram observados para o tratamento com aguapé em todos os TDH utilizados.

Em relação à remoção (%) de  $\text{NH}_3^+$  para o aguapé, foi observada diferença ( $P < 0,05$ ). A maior eficiência de remoção de 2,13% ocorreu no TDH de 12 horas, enquanto que os TDH de 8 e 4 horas não diferiram entre si ( $P > 0,05$ ) com valores negativos de remoção, indicando um aumento na concentração da  $\text{NH}_3^+$  com os seguintes valores -10,6% e -19,2%, respectivamente. Para a egeria não foi observada diferença ( $P > 0,05$ ) entre os

diferentes TDH, sendo os valores de remoção de -38,3 em 12 horas, -51,1% em 8 horas e -42,6% em 4 horas.

PETRUCIO e ESTEVES (2000), estudando as taxas de absorção de nitrogênio e fósforo da água por *E. crassipes* e *S. auriculata*, em escala laboratorial por um período de 24 horas, obtiveram taxas de absorção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de 98,1% para *E. crassipes*. A concentração inicial da solução na qual as plantas foram incubadas era de 1,05 mg.L<sup>-1</sup> N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

SCHULZ, GELBRECHT e RENNERT (2003) obtiveram valores de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> entre 72,5% a 91,4% com TDH de 7,5 horas no tratamento de efluente de truta arco-íris, utilizando *wetlands* construídas com a macrófita emergente *P. australis*.

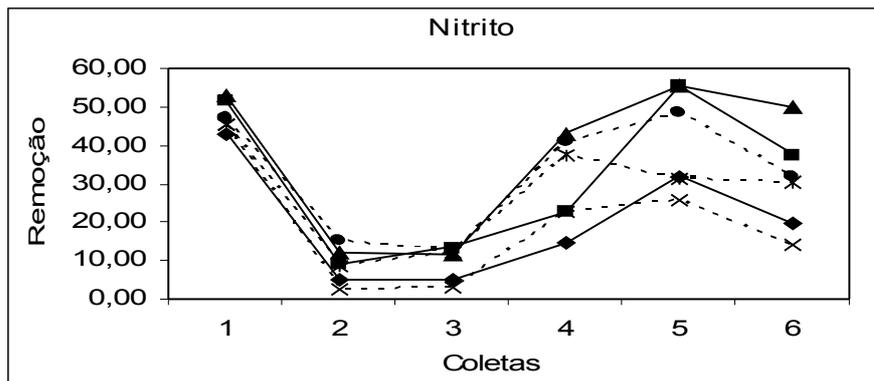
HENRY-SILVA e CAMARGO (2006) obtiveram remoção de 72,0% do N-NH<sub>3</sub><sup>+</sup> para o aguapé em TDH de 33 horas.

Ambas as citações apresentaram valores de remoção de NH<sub>3</sub><sup>+</sup> bem superior ao encontrado neste trabalho, resultado que se deve, possivelmente, à diferença entre os TDH, à temperatura de experimentação e também às diferenças de concentração de nutrientes nos efluentes estudados.

#### 4.3.4 Nitrito

Os valores médios de concentração e remoção (%) em cada TDH para o NO<sub>2</sub><sup>-</sup> estão apresentados na Tabela 5. A concentração do efluente antes e depois da passagem pelo sistema de tratamento, apresentou diferença (P<0,05) somente no tratamento utilizando TDH de 12 horas para o aguapé, enquanto que para os demais tratamentos para esta macrófita e os que utilizaram a egeria não foram observadas diferenças (P>0,05) entre o efluente bruto e o tratado.

Na Figura 10 encontra-se o perfil das médias de remoção do nitrito (%) observadas durante a fase experimental.



**Figura 10** - Médias de remoção percentual de nitrito, durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (◆), 8 TDH (■) e 12 TDH (▲), respectivamente e para egeria 4 TDH (×), 8 TDH (✱) e 12 TDH (◆), respectivamente.

LIN *et al.* (2002) recomendam que, em casos nos quais se busque reutilizar o efluente após o tratamento, a concentração deve ficar abaixo de  $0,01 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{N-NO}_2^-$  para não comprometer o desempenho dos peixes, o que pode ser observado nos resultados deste experimento quando convertida a concentração de  $\text{NO}_2^-$  para  $\text{N-NO}_2^-$ .

Em relação à remoção (%) de  $\text{NO}_2^-$ , tanto para o tratamento com aguapé como para a egeria, foram observadas diferenças ( $P < 0,05$ ) entre os TDH de 12 e 4 horas, mas não diferindo ( $P > 0,05$ ) entre TDH de 4 e 8 horas, nem entre 8 e 12 horas, para cada planta, sendo a maior eficiência de remoção de 37,50% e 33,33% para o TDH de 12 horas, seguido de 31,25% e 27,08% em TDH de 8 horas e 20,83% e 16,67% em TDH de 4 horas, respectivamente para o aguapé e a egeria.

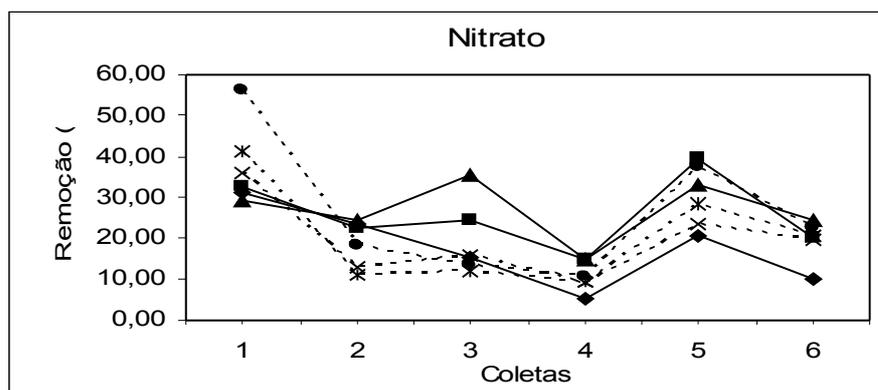
HENRY-SILVA e CAMARGO (2006), estudando a eficiência de macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes de viveiros de tilápia do Nilo, obtiveram remoção de 36,2% do  $\text{N-NO}_2^-$  com o aguapé em TDH de 33 horas, bem próximos ao encontrado neste trabalho utilizando TDH de 12 horas.

Quando comparadas as macrófitas no mesmo TDH, elas não diferiram entre si ( $P > 0,05$ ), assim, ambas podem ser recomendadas para o tratamento de efluente de piscicultura.

#### 4.3.5 Nitrato

Os valores médios de concentração e remoção (%) em cada TDH para o  $\text{NO}_3^-$  estão apresentados na Tabela 5. A concentração do efluente antes e depois da passagem pelo sistema de tratamento, apresentou diferença significativa ( $P < 0,05$ ) para o aguapé no tratamento com TDH de 8 e 12 horas e para egeria somente no tratamento com TDH de 12 horas. Nos demais tratamentos, 4 TDH para o aguapé e 4 e 8 TDH para egeria, não foram observadas diferenças ( $P > 0,05$ ) entre o efluente bruto e o tratado.

Na Figura 11 encontra-se o perfil das médias de remoção do nitrato (%) observadas durante a fase experimental.



**Figura 11** - Médias de remoção percentual de nitrato, durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (◆), 8 TDH (■) e 12 TDH (▲), respectivamente e para egeria 4 TDH (×), 8 TDH (\*) e 12 TDH (●), respectivamente.

Quando comparadas as macrófitas no mesmo TDH, elas não diferiram entre si ( $P > 0,05$ ) na remoção de nitrato.

Em relação à remoção (%) de  $\text{NO}_3^-$  para o aguapé foi observada diferença ( $P < 0,05$ ). As maiores eficiências de remoção foram de 25,35% e 28,17% nos TDH de 8 e 12 horas, respectivamente e a menor no TDH de 4 horas, de 16,90%. Para a egeria a maior eficiência de remoção foi de 27,04% no TDH de 12 horas, foi observada diferença ( $P < 0,05$ ), para os demais TDH.

Nos TDH de 4 e 8 horas os valores de remoção foram de 19,72% e 20,40%, respectivamente, não diferindo entre si ( $P > 0,05$ ).

PETRUCIO e ESTEVES (2000), estudando as taxas de absorção de nitrogênio e fósforo da água por *E. crassipes* e *S. auriculata* em escala laboratorial por um período de 24 horas, obtiveram taxas de absorção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 99% para *E. crassipes*. A solução na qual as plantas foram incubadas tinha concentração inicial de 0,83 mg.L<sup>-1</sup> N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

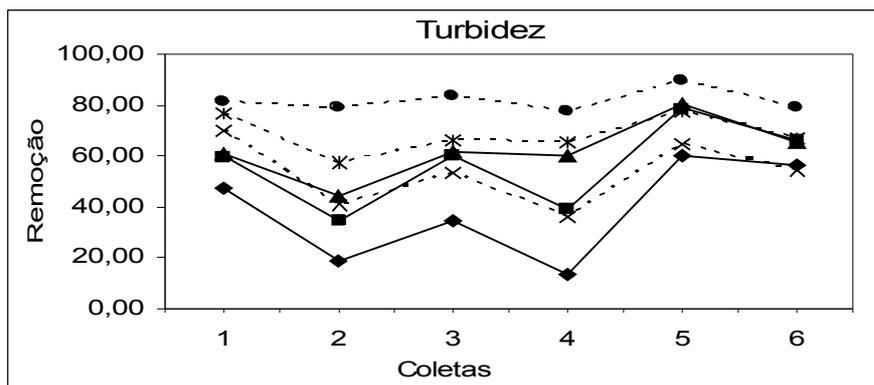
HENRY-SILVA e CAMARGO (2006) obtiveram remoção de 55,6% do N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para o aguapé em TDH de 33 horas, valor superior ao encontrado neste estudo.

SCHULZ, GELBRECHT e RENNERT (2004) obtiveram valores de remoção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 12% e de -19% com TDH de 11 e 3,5 horas, respectivamente, no tratamento de efluente de aquicultura utilizando *wetlands* construídas de fluxo superficial livre, valor bem inferior ao encontrado neste experimento, considerando os TDH.

#### 4.3.6 Turbidez

Os valores médios de concentração e remoção (%) em cada TDH para a turbidez estão apresentados na Tabela 5. A concentração do efluente, antes e depois da passagem pelo sistema de tratamento, apresentou diferença ( $P < 0,05$ ) para os três TDH utilizados para ambas as macrófitas, sendo a menor concentração encontrada, no tratamento utilizando TDH de 12 horas, para egeria.

Na Figura 12 estão dispostas as médias de remoção de turbidez (%), observadas durante a fase experimental.



**Figura 12** - Média de remoção percentual de turbidez, durante a fase experimental para aguapé em 4 TDH (◆), 8 TDH (■) e 12 TDH (▲), respectivamente e para egeria 4 TDH (×), 8 TDH (\*) e 12 TDH (-◆-), respectivamente.

Quando comparada a eficiência das macrófitas no mesmo TDH, foram observadas diferenças ( $P < 0,05$ ). Os melhores resultados foram obtidos para a egeria em todos os TDH.

Em relação à remoção (%) da turbidez para o aguapé, foi observada diferença ( $P < 0,05$ ) entre o TDH de 4 horas e os TDH de 8 e 12 horas. As melhores eficiências de remoção foram de 57,50% e 62,74% nos TDH de 8 e 12 horas, respectivamente, os quais não diferiram entre si ( $P > 0,05$ ). No TDH de 4 horas foi observada uma remoção média de 39,72%.

Para a egeria foram observadas diferenças significativas ( $P < 0,05$ ) entre os diferentes TDH, o melhor resultado foi observado no TDH de 12 horas com 81,81%, seguido pelo TDH de 8 horas com 68,34% e pelo TDH de 4 horas com 53,71%.

HUSSAR *et al.* (2005), avaliando o tratamento de água de escoamento de tanque de piscicultura em leito cultivado de vazão subsuperficial, obtiveram valores de concentração no efluente entre 12,0 e 78,0 NTU, com remoção média de 86,43%, utilizando TDH de 34 horas e 43 minutos. Esse valor de remoção média é superior ao encontrado neste experimento, possivelmente, em função da diferença nos TDH utilizados e das plantas utilizadas serem de espécies diferentes e pelo fato de terem utilizado leito cultivado.

Resultados superiores aos encontrados neste estudo foram descritos por HENRY-SILVA e CAMARGO (2006), que obtiveram valores médios de turbidez no efluente em torno de 26,0 NTU, alcançando remoção de 90,6% para o aguapé, utilizando TDH de 33 horas, resultado superior, possivelmente, pela diferença entre os TDH.

#### 4.3.7 DQO

Os valores médios de concentração e remoção (%) em cada TDH para a turbidez estão apresentados na Tabela 5. A concentração do efluente antes e depois da passagem pelo sistema de tratamento apresentou diferença significativa ( $P < 0,05$ ) para os três TDH utilizados para ambas as macrófitas, sendo a menor concentração encontrada, no tratamento utilizando TDH de 12 horas, para o aguapé.

Quando comparadas as macrófitas no mesmo TDH, elas não diferiram entre si ( $P > 0,05$ ). Ambas as macrófitas podem ser utilizadas no tratamento de efluente de piscicultura, na remoção de DQO.

Em relação à remoção (%) de DQO, tanto para o aguapé como para a egeria, foi observada diferença ( $P < 0,05$ ) entre os TDH de 12 e 4 horas, mas não diferindo ( $P > 0,05$ ) entre TDH de 4 e 8 horas, nem entre 8 e 12 horas, sendo a maior eficiência de remoção de 63,61% e 62,64% para o TDH de 12 horas, seguido de 54,42% e 53,06% em TDH de 8 horas, e de 50,0% e 50,34% em TDH de 4 horas, respectivamente, para o aguapé e egeria.

Resultados inferiores aos encontrados neste estudo foram descritos por SCHULZ, GELBRECHT e RENNERT (2004), no tratamento de efluente de aqüicultura utilizando *wetlands* construídas de fluxo superficial livre, em que obtiveram valores de remoção de DQO de 30% e 31% com TDH de 11 e 3,5 horas, respectivamente,

SCHULZ, GELBRECHT e RENNERT (2003) obtiveram valores de remoção de DQO de 64,7% e 64,1% com TDH de 7,5 e 2,5 horas, respectivamente, no tratamento de efluente de truta arco-íris, utilizando *wetlands* construídas com a macrófita emergente *P. australis*, valores bem

próximos ao encontrado neste estudo, para o TDH de 12 horas para ambas as macrófitas.

#### 4.4 PRODUÇÃO DE BIOMASSA

Os valores de produção de biomassa, para cada tempo de detenção hidráulica (TDH), durante o período experimental estão apresentados na Tabela 6.

**Tabela 6** - Produção de biomassa das macrófitas aquáticas em cada tempo de detenção hidráulica

Parâmetros	Tempo de Detenção Hidráulica					
	4 h		8 h		12 h	
	Aguapé	<i>Egeria</i>	Aguapé	<i>Egeria</i>	Aguapé	<i>Egeria</i>
Peso inicial (kg.m <sup>-2</sup> )	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
Peso final (kg.m <sup>-2</sup> )	13,95 <sup>aA</sup>	3,22 <sup>bB</sup>	11,59 <sup>aA</sup>	4,30 <sup>bB</sup>	13,55 <sup>aA</sup>	5,10 <sup>bB</sup>
Produção (kg.m <sup>-2</sup> )	8,95 <sup>aA</sup>	-1,9 <sup>bB</sup>	6,59 <sup>aA</sup>	-0,7 <sup>bB</sup>	8,55 <sup>aA</sup>	0,05 <sup>bB</sup>
Ganho diário (g.m <sup>-2</sup> )	213,0	-44,8	156,9	-16,7	203,6	1,2

Notas: 1) Letras minúsculas iguais correspondem a médias iguais pelo teste Tukey, ao nível de significância ( $P < 0,05$ ) entre as planta para o mesmo TDH.

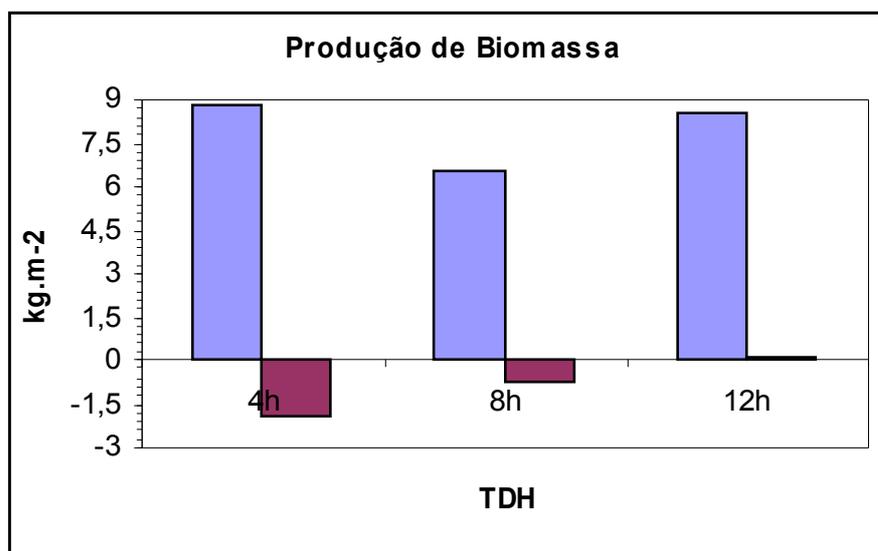
2) Letras maiúsculas iguais correspondem a médias iguais pelo teste Tukey, ao nível de significância ( $P < 0,05$ ) entre os TDH, para a mesma planta.

3) Valores negativos caracterizam perda de biomassa durante o período experimental.

Para todos os tratamentos a biomassa *in natura* foi de 5,00 kg.m<sup>-2</sup>. O peso final da biomassa produzida pelas macrófitas diferiu, ao nível de 5% de probabilidade. O aguapé apresentou os melhores resultados de peso final, sendo de 13,95 kg.m<sup>-2</sup> para o TDH de 4 horas, seguido de 13,55 kg.m<sup>-2</sup> no TDH de 12 horas e 11,59 kg.m<sup>-2</sup> para o TDH de 8 horas. Para a egeria o tratamento que apresentou o melhor resultado de peso final foi de 5,10 kg.m<sup>-2</sup> para o TDH de 12 horas, seguido pelos TDH de 8 e 4 horas com 4,30 e 3,22 kg.m<sup>-2</sup>, respectivamente.

Em relação ao TDH, não foi observada diferença ( $P>0,05$ ) para peso final, para ambas as macrófitas.

A Figura 13 dispõe os valores de produção média de biomassa para as duas espécies de macrófitas nos diferentes TDH, durante o período experimental.



**Figura 13** - Médias de produção de biomassa, durante o período experimental.

Nota específica: azul – aguapé; lilás egeria.

O aguapé apresentou grande capacidade de produção de biomassa, mesmo em condições de baixas temperaturas médias da água. O maior valor encontrado foi de 8,95 kg.m<sup>-2</sup> para o TDH de 4 horas em seis semanas.

REIDEL *et al.* (2003), avaliando a produção de biomassa de aguapé fertilizado com diferentes adubos, obtiveram o maior valor de produção de biomassa de 6,38 kg.m<sup>-2</sup> no tratamento fertilizado com cama de aviário, no período de 8 semanas, ou seja, inferiores aos obtidos neste experimento, utilizando somente o efluente da piscicultura.

MEES (2006), usando o aguapé em sistema de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico, obteve nas 8 primeiras semanas a produção média de 16,21 kg.m<sup>-2</sup>, produção superior devido à maior disponibilidade de nutrientes nesse efluente, quando comparado com o efluente de piscicultura.

A egeria apresentou baixo desempenho quanto à produção de biomassa, nos tratamentos com TDH de 4 horas e TDH de 8 horas, ela perdeu

biomassa ao longo do período experimental. Somente no tratamento com TDH de 12 horas ela apresentou ganho de biomassa, mas insignificativo, se comparado com a biomassa inicial.

CAMARGO *et al.* (2006), em estudos que avaliaram a produção primária de egeria, observam que ela apresentou alta significância nos valores de produção primária bruta, nas diferentes estações do ano. O melhor resultado foi encontrado no outono, seguido pela primavera, verão e inverno. Como, segundo esses autores o inverno é a estação menos favorável para o desenvolvimento dessa macrófita, pode-se explicar o baixo desempenho obtido no presente experimento, pois ele foi realizado na estação de inverno.

Segundo BRAGA *et al.* (1999), a egeria em ambientes límnicos sofre influência da correnteza e dos recortes das margens. As maiores densidades foram encontradas em regiões com menor hidrodinamismo. Isso pode explicar a possível perda de biomassa, devido ao TDH ser um fator limitante na sua adaptação e desenvolvimento.

Outro fator importante a ser ressaltado é a turbidez. CARVALHO *et al.* (2005), para essa mesma espécie, encontraram maior frequência de plantas em condições de turbidez, 10,26 NTU, no reservatório de Nova Avanhandava (Rio Tietê – SP). Como no presente experimento os valores de turbidez foram bem superiores, em média 78,79 NTU, a turbidez pode ter sido uma das principais responsáveis pelo baixo desempenho dessas macrófitas, trazendo conseqüências diretas sobre a fotossíntese e também sobre a incidência de radiação, pois ela apresenta correlação positiva com a atividade fotossintética (BINI *et al.*, 1999, CAMARGO *et al.*, 2006).

Segundo BINI e THOMAZ (2005), a turbidez é um fator limitante ao desenvolvimento dessa espécie, assim como um dos principais responsáveis pela atenuação da luz, trazendo prejuízo ao seu desenvolvimento.

CARVALHO *et al.* (2005), em estudo sobre a influência da turbidez do rio Tietê – SP na ocorrência de plantas aquáticas, constataram uma tendência de maior ocorrência de plantas flutuantes e emersas nos reservatórios com maior turbidez e de plantas submersas naqueles com menor turbidez.

CARRILLO, GUARÍN e GUILLOT (2006), em estudo sobre a distribuição de biomassa de *E. densa* no reservatório de Neusa na Colômbia, encontraram valores médios de biomassa estimados em 522 g.m<sup>-2</sup> peso seco,

colonizando profundidades de mais de 7 m. Se for considerado que da biomassa da planta, aproximadamente, 5% correspondem ao peso seco, essa produção seria equivalente a 10,44 kg.m<sup>-2</sup> peso fresco.

OLIVEIRA *et al.* (2005), estudando a capacidade de regeneração de *E. densa* nos reservatórios de Paulo Afonso (Rio São Francisco – BA), constataram que o período de regeneração, em profundidades entre 0 e 2,0 m, situa-se em torno de três meses, indicando que a planta possui enorme capacidade de acumulação de biomassa, em períodos muito curtos, diferindo do constatado neste experimento.

Quanto ao ganho de biomassa diário o aguapé obteve os maiores valor, sendo de 213 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> para TDH de 4 horas, seguido de 203,0 e 156,9 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> para TDH de 12 e 8 horas, respectivamente. A egeria somente teve resultado positivo em TDH de 12 horas com ganho de peso diário de 1,2 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>, enquanto que os demais tempo de detenção hidráulica ocorreu perda de biomassa.

Segundo ALVES *et al.* (2003), o aguapé pode acumular 80 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> de biomassa em ambientes naturais. REIDEL (2004), utilizando o aguapé no pós-tratamento de efluente de agroindústria obteve ganho de peso de 279,5 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> em TDH de 7 dias, valor superior ao encontrado neste experimento e que pode ser explicado pela grande quantidade de nutrientes disponíveis para as macrófitas. A egeria não apresentou resultados satisfatórios neste experimento, quanto ao ganho de peso diário, tendo como possíveis causas as anteriormente mencionadas, relacionadas a turbidez e ao TDH não adequados. Segundo OLIVEIRA *et al.* (2005) a egeria apresenta uma capacidade de ganho de biomassa diário de 5,75 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> em peso seco, o que equivale a, aproximadamente, 115 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> de biomassa *in natura*, demonstrando grande capacidade de produção, desde que em condições adequadas.

É importante considerar que, quando se busca produzir a maior quantidade de biomassa, o aguapé seria a macrófita mais indicada, caso o objetivo fosse produzir uma menor quantidade de biomassa, sem perder eficiência de remoção, a egeria seria a macrófita mais recomendada.

## 5 CONCLUSÕES

A avaliação da eficiência do sistema de tratamento utilizado nesta pesquisa permite concluir que:

- O aguapé e a egeria apresentaram bons resultados de remoção de NT, PT, nitrito, nitrato, turbidez e DQO, sendo o TDH de 12 horas o mais recomendado.
- Para a amônia o sistema foi ineficiente.
- O aguapé não demonstrou limitações de produção de biomassa em nenhum TDH.
- A egeria não apresentou bons resultados de produção de biomassa, ficou evidenciado que o tempo de detenção hidráulica juntamente com a turbidez elevada compromete a sua produção.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de ambas as macrófitas aquáticas no tratamento de efluente de piscicultura se mostra muito promissor.

O uso de efluente de piscicultura pode ser utilizado na produção de biomassa de macrófitas aquáticas, desde que observado os seguintes aspectos:

- para o aguapé ambos os tempos de detenção hidráulica podem ser utilizados sem prejuízo na produção;
- para a egeria ficou evidenciado que o tempo de detenção hidráulica, juntamente com a turbidez elevada, compromete a sua produção, podendo ser recomendada, desde que se busquem alternativas para redução da turbidez e ou seja aumentado o tempo de permanência do efluente no sistema.

## REFERÊNCIAS

ALVES, E.; CARDOSO, L. R.; SCRAVONI, J. L. R.; FERREIRA, L. C.; BOARO, C. S. F.; CAETANO, A. C. Avaliação fisiológica e bioquímica de plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*) cultivadas em níveis excessivos de nutrientes. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 21, p. 27-35, 2003.

AMBIENTE BRASIL. Água Doce. **Macrófitas aquáticas**. Disponível em: <http://www.ambientebrasil.com.br/composer.php3?base=./agua/doce/index.html&conteúdo=./agua/doce/artigos/macrofitas.html>. Acesso em: 21/03/2006.

BACCARIN, A. E.; CAMARGO, A. F. M. Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture. **Braz. Arch. Biol. Techn.**, Brazil, v. 48, n. 1, p. 81-90, 2005.

BALDISSEROTTO, B. **Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura**. Santa Maria: UFSM, 2002. 212 p.

BEZERRA, T. P.; SILVA, C. P.; LOPES, J. P. Utilização da macrófita aquática *Egeria densa* PLANCHON, 1849 (Hydrocharitacea) na produção de tijolos para a construção civil. **Revista Brasileira de Engenharia Pesca**, Maranhão, v. 2, n. 1, p.113-127, 2007.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M. Prediction of *egeria najas* and *egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay) **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 83, p. 227–238, 2005.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; MURPHY, K. J; CAMARGO, A. F. M. Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. **Hydrobiologia**, Netherlands, v. 415, p. 147-157, 1999.

BOSCARDIN-BORGHETTI, N. R.; OSTRENSKI, A.; BORGHETTI, J. R. **Aqüicultura**: uma visão geral sobre a produção de organismos aquáticos no Brasil e no mundo. Curitiba: Grupo Integrado de Aqüicultura e Estudos Ambientais, 2003. 128 p.

BOSCOLO, W. R. **Farinhas de resíduos da indústria de filetagem de tilápias na alimentação da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)**. 2003. 83 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá – PR, 2003.

BOYD, C. E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 226, p. 101-112. 2003.

BOYD, C. E. **Manejo da qualidade da água na aqüicultura e no cultivo de camarão marinho**. Recife: Associação Brasileira de Criadores de Camarão – ABCC, (s.d).

BOYD, C. E.; QUEIROZ, J. F. Manejo das condições do sedimento no fundo e da qualidade e dos efluentes dos viveiros. In CYRINO, J. E. P.; URBINATI, E. C.; FRACALOSSO, D. M.; CASTAGNOLLI, N. (eds.). **Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva**. Jaboticabal – SP: Sociedade Brasileira de Aqüicultura e Biologia Aquática, 2004. p. 25-43.

BRAGA, J. D.; BRAGA, E. G. P.; PEREIRA, S. M. B.; LEÇA, E. E.; TEIXEIRA, G. T. Programa de controle de macrófitas no complexo hidrelétrico de Paulo Afonso e na UHE Itaparica. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE PRODUÇÃO E TRANSMISSÃO DE ENERGIA ELÉTRICA - SNTPEE, 1999. Foz do Iguaçu - PR **Anais...** Foz do Iguaçu – PR: GIA 15, 1999. p. 1-4.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Secretaria de Apoio Rural e Cooperativismo – SARC. Departamento de Pesca e Aqüicultura - DPA. **Programa de apoio à competitividade e à sustentabilidade da cadeia tilápia**. Versão Preliminar. Brasília – DF: MAPA, 2002. 29 p.

BUREAU, D. P.; CHO, C. Y. Phosphorus utilization by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): estimation of dissolved phosphorus waste output. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 179, n. 1- 4, p. 127-140, 1999.

CALIFORNIA DEPARTMENT OF FOOD AND AGRICULTURE - CDFA Integrated Pest Control – IPC. 2007. **Noxious weed photographic gallery**. Disponível em: <http://www.cdfa.ca.gov/phpps/ipc/weedinfo.html>. Acesso em: 12 de janeiro de 2007.

CAMARGO, A. F. M.; HENRY-SILVA, G. G.; PEZZATO, M. M. Crescimento e produção primária de macrófitas aquáticas em zonas litorâneas. In HENRY, R. (org.) **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RIMA, 2003. p. 213-232.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G.; ASSUMPÇÃO, A. M. Primary production of *Utricularia foliosa* L., *Egeria densa* Planchon and *Cabomba furcata* Schult & Schult. f from rivers of the coastal plain of the State of São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, Netherlands, v. 570, p. 35–39, 2006.

CARR, G. M.; DUTHIE, H. C.; TAYLOR, W. D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 59, p. 195-215, 1997.

CARRILLO, Y.; GUARÍN, A.; GUILLOT, G. Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in a tropical high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia) **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 85, p. 7–15, 2006.

CARVALHO, F. T.; VELINE, E. D.; FRAZZATTO, E. F.; ANJOS, F. M.; PERUCHI, M. Análise temporal do crescimento vegetativo de *egeria najas* a partir de fragmentos de planta. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 21, p. 101-104, 2003.

CARVALHO, F. T.; VELINI, E. D.; CAVENAGHI, A. L.; NEGRISOLI, E.; CASTRO, R. M. Influência da turbidez da água do rio Tietê na ocorrência de plantas aquáticas. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 23, n. 2, p. 359-362, 2005.

CEZAR, V. R. S.; VILLAS BOAS, R. L.; CORRÊA, M. R.; NEGRISOLI, E.; VELINI, E. D. Avaliação da degradação de macrófitas aquáticas descartadas em ambientes protegidos. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 23, n. 2, p. 255-261, 2005.

CHAI PRAPAT, S.; CHENG, J. Y.; CLASSEN, J. J. ; DUCOSTE, J. J.; LIEHR, S. K. Modeling nitrogen transport in duckweed pond for secondary treatment of swine wastewater. **Journal of Environmental Engineering - ASCE**, USA, v. 129, n. 8, p. 731-739. 2003.

CLARKE, E.; BALDWIN, A. H. Responses of wetland plants to ammonia and water level. **Ecological Engineering**, Netherlands, v. 18, p. 257-264, 2002.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº. 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res357/05.pdf> Acesso em 17 de out. 2005.

COOK, C. D. K.; URMI-KÖNIG, K. A revision of the genus *egeria* (*Hydrocharitaceae*). **Aquatic Botany**, Amsterdam v. 19, p. 73-96, 1984.

COSTA-PIERCE, B. A. Preliminary investigation of na integrated aquaculture-wetland ecosystem using tertiary-treated municipal wastewater in Los Angeles Country, California. **Ecological Engineering**, Netherlands, v. 10, p. 341-354. 1998.

CRESCÊNIO, R. Ictiofana brasileira e seu potencial para a criação. In; BALDISSEROTTO, B.; GOMES, L. C. (eds.). **Espécies nativas para a piscicultura no Brasil**. Santa Maria: UFSM, 2005. p. 23-36.

CRIPPS, S. J.; BERGHEIM, A. Solids management and removal for intensive land-based aquaculture production systems. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 22, p. 33-56, 2000.

CYRINO, J. E. P.; BICUDO, A. J. A.; SADO, R. Y. BORGHESI, R.; DAIRIKI, J. K. Nutrição de peixes e o meio ambiente. In SIMPOSIO DE NUTRIÇÃO E SAUDE DE PEIXES, 1, 2005, Botucatu – SP. **Anais...** Botucatu, - SP, 2005. p. 103-119.

DeBUSK, T. A. PETERSON, J. E.; REDDY, K. R. Use of aquatic and terrestrial plants for removing phosphorus from dairy wastewaters. **Ecological Engineering**, Netherlands, v. 5, p. 371-390. 1995.

DEPARTMENT ECOLOGY WASHINGTON STATE - ECY. **Non-native freshwater plants water hyacinth.** Disponível em: <http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/aqua010.html>. Acesso em: 21/03/06.

DUARTE, M. A. C.; PEREIRA, E. H. N.; CEBALLOS, B. S. O. de. Avaliação comparativa da eficiência de três sistemas de tratamento de esgotos domésticos, em Natal – RN. In: XXI CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26, 2001. João Pessoa - PB. **Anais...** João Pessoa – PB: ABES, 2001.

EL SAYED A. F. M. Alternative dietary protein sources for farmed tilapia, *Oreochromis ssp.* **Aquaculture**, Amsterdam, v. 179, p. 149-168 1999.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FARIA, O. B.; ESPINDOLA, E.L.G. Produção de adobe com biomassa de macrófita aquáticas: uma alternativa para a retirada e encapsulamento de poluentes de lagoas e reservatório. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais.** São Paulo, v. 1 p. 7-17, 2004.

FERREIRA, D. F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In. REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA, 45. 2000, São Carlos, SP. **Anais...** São Carlos, SP: UFSCar, 2000. p. 255-258.

FITZSIMMONS, K. Future trends of tilapia aquaculture in the Americas. in COSTA-PIERCE, B. A.; ROKOCY, J. E. (eds.). **Tilapia aquaculture in the americas**, Baton Rouge, Louisiana, United States: The World Aquaculture Society, 2000. p. 252-264. v. 2.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. Information Division. **The state of world's fisheries and aquaculture.** Disponível em: <http://www.fao.org/figis/servlet/static?dom=collection&xml=naso.xml//>. Acesso em: 18/10/2005.

FURUYA, W. M. NEVES, P. R.; SILVA, L. C. R.; BOTARO, D.; HAYASHI, C.; SAKAGUTI, E. S. Fitase na alimentação da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), durante o período de reversão de sexo. **Acta Scientiarum**, Maringá - PR, v. 26, n. 3, p. 299-303, 2004.

GRANATO, M. **Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos.** Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, p. 1-39, 1995. (Série Tecnologia Ambiental, n. 5).

GROSS, A. BOYD C. E.; WOOD, C. W. Nitrogen transformations and balance in channel catfish ponds. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 24, p. 1-14, 2000.

GURITTI, V. **Piscicultura ecológica**., São Paulo: UNESP, 2003. 322 p.

HARGREAVES, J. A. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 166, p. 181-212. 1998.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Science Agric.**, Piracicaba, Brazil, v. 63, n. 5, p.433-438, 2006.

HENRY-SILVA, G. H. G. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal**. 2001. 79 f. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) - Universidade Estadual Paulista – UNESP. Jaboticabal – SP, 2001.

HUNT, P. G.; POACH, M. E. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. **Water Science And Technology**, London, v. 44, n. 11-12, p. 19-25. 2001.

HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; JONAS, T. C.; GOMES, J. P. R. Tratamento da água de escoamento de tanques de piscicultura através de leitos cultivados de vazão subsuperficial: Análise da qualidade física e química. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 2, n.1, p. 46-59, jan/dez 2005.

ITAUSSÚ, D. R.; CAVERO, B. A.; FONSECA, F. A.; BORDINHON, A. M. Cultivo de curimatã (*Prochilodus ssp*) In: BALDISSEROTTO, B.; GOMES, L. C. (eds.). **Espécies nativas para a piscicultura no Brasil**. Santa Maria: UFSM, 2005. p. 67-79.

JACKSON, C. PRESTON, N.; THOMPSON, P. J.; BURFORD, M. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 218, p. 397- 411, 2003.

KADLEC, R. H. Pond and wetland treatment. **Water Science and Technology**, London, v. 48, n. 5, p. 1-8, 2003.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishing, 1996.

KHATOUNIAN, C. A. **A reconstrução ecológica da agricultura**. 1. ed. Botucatu: Agroecológica, 2001. 348 p.

KIM, J. D.; KIM, K. S.; SONG, J. S.; LEE, J. Y.; JEONG, K.S. Optimum level of dietary monocalcium phosphate based on growth and phosphorus excretion of mirror carp, (*Cyprinus carpio*). **Aquaculture**, Amsterdam, v. 161, p. 337-344, 1998.

KNUD-HANSENA, C. F.; HOPKINSC, K. D.; GUTTMAN, H. A comparative analysis of the fixed-input, computer modeling, and algal bioassay approaches for identifying pond fertilization requirements for semi-intensive aquaculture. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 228, p. 189–214. 2003.

KUBIZTA, F. **Qualidade de água no cultivo de peixes e de camarão**. Jundiaí: Fernando Kubitzka, 2003. 229 p.

KUBIZTA, F. **Tilápia**: Tecnologia e planejamento na produção comercial. 1. ed. Jundiaí: Fernando Kubitzka, 2000, 289 p.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de wetlands construídas**. 2001. 90 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.

LIN, C. K.; YI, Y. Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 226, p. 57-68. 2003.

LIN, Y.; JING, S.; LEE, D.; CHANG, Y.; CHEN, Y.; SHIH, K. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, Japan, v. 134, p. 411-421. 2005.

LIN, Y.; JING, S.; LEE, D.; WANG, T Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system **Aquaculture**, Amsterdam, v. 209, p. 169–184. 2002.

LOVELL, R. T. **Nutrition and feeding of fish**. 2. ed. Boston, MA. USA: Kluwer Academic publishers, 1998.

LOVSHIN, L. L. Tilápia culture in Brazil. In: COSTA-PIERCE, B. A.; ROKOCY, J. E. (eds.). **Tilapia aquaculture in the America**. Baton Rouge, Louisiana, United States: The World Aquaculture Society, 2000. p. 133-140. v. 2.

LYMBERY, A. J.; DOUPÉ, R. G.; BENETT, T.; STARCEVICH, M. R. Efficacy of a subsurface-flow wetland using the estuarine sedge *Juncus kraussii* to treat effluent from inland saline aquaculture. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 34, p. 1–7, 2006.

MARTINS A. T; PITELLI, R. A. Efeitos do manejo de *Eichhornia crassipes* sobre a qualidade da água em condições de mesocosmos. **Planta Daninha**, Viçosa - MG, v. 23, n. 2, p. 233-242, 2005.

MARTINS, D.; CARDOSO, L. R.; MORI, E. S.; TANAKA R. H. Caracterização genética de acessos de egeria (*Egeria* spp.) coletados no estado de São Paulo utilizando RAPD. **Planta Daninha**, Viçosa - MG, v. 21, p. 1-6, 2003.

MAZZEO, N.; RODRIGUEZ-GALLEGO, L.; KRUK, C.; MEERHOFF, M.; GORGA, J.; LACERROT, G.; QUINTANS, F.; LOUTERIRO, M.; LARREA, D.; GARCIA-RODRIGUEZ F. Effects of *egeria densa* planch. Beds on a shallow lake without piscivorous fish. **Hydrobiology**, Netherlands, v. 506–509, p. 591-602, 2003.

MEES. J. B. R. **Uso de aguapé (*Eichhornia crassipes*) em sistema de tratamento de efluentes de matadouro e frigorífico e avaliação de sua compostagem**. 2006. 55 f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel - PR, 2006.

MILSTEIN, A. ZORAN, M.; KOCHBA, M.; AVNIMELECH, Y. Effect of different management practices on water quality of intensive tilapia culture systems in Israel. **Aquaculture International**, Netherlands, v. 9, n. 2, p. 133-152, 2001.

MINITAB STATISTICAL SOFTWARE - MINITAB. - Release 12. User's guide 1: data, graphics and macros. State College, Minitab Inc., 1998.

NETWORK OF AQUACULTURE CENTRES IN ASIA-PACIFIC - NACA. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. **Desenvolvimento da aqüicultura para o além de 2000**. Declaração de Bangkok e estratégia. Conferência sobre aqüicultura no Terceiro Milênio, 20-25 de fevereiro de 2000. Bangkok, Tailândia. NACA, Bangkok e FAO, Roma. 2000. 22 p.

OLIVEIRA, N. M. B.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PEREIRA, S. M. B.; MOURA JUNIOR, A.M. Capacidade de regeneração de *egeria densa* nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. **Planta Daninha**, Viçosa - MG, v. 23, n. 2, p. 363-369, 2005.

ORMOND, J. G. P.; PAULA, S. R. L.; FAREVET, P.F.; ROCHA, L. T. M. Agricultura orgânica: quando o passado é futuro. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, n. 15 p. 3-34 2002.

OSTRENSKY, A.; BOEGER, W. **Piscicultura**: Fundamentos e técnicas de manejo. Porto Alegre: Guaíba Agropecuária, 1998. 211 p.

PEDRALLI, G. Aguapé: biologia, manejo e uso sustentado. **Estudos de Biologia**, PUC-PR, Curitiba, v. 4, n. 40, p. 33-53, 1996.

PEDRALLI, G.; TEIXEIRA M. C. B. Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. In: HENRY, R. (org.). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RIMA, 2003. p. 177-194

POMPÊO, M. L. M. Culturas hidropônicas, uma alternativa não uma solução. SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8, São Carlos - SP. **Anais...** São Carlos - SP, p. 73-80, 1996.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI, C. V. **Macrófitas aquáticas e perifiton, aspectos ecológicos e metodológicos.** São Carlos: RIMA, 2003.

PRETUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 60, n. 2, p. 229-236, 2000.

REDDING, T.; MIDLEN, A. The treatment of aquaculture wastewaters botanical approach. **Journal Environ. Manag.**, Califórnia, n. 50, p. 283-299, 1997.

REIDEL, A. **Pós-tratamento de efluentes de agroindústrias em sistema com aguapé *Eichhornia crassipes* (Mart. Solms) e sua utilização na piscicultura.** 2004. 73 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel - PR, 2004.

REIDEL, A.; GÜTHS, R.; FEIDEN, A.; DAMASCENO, S.; CUNHA, F.; SIGNOR, A. A. Produção de biomassa de aguapé (*Eichhornia crassipes*) Mart. Solms. fertilizados com diferentes adubos. **Varia Scientia**, Cascavel, v. 3, n. 6, p. 95-101, 2003.

RIJIN, J. V.; TAL, Y.; SCHREIER, H. J. Denitrification in recirculating systems: Teory and applications. **Aquaculture Engineering**, Amsterdam, v. 34, p. 364-376, 2006.

RODELLA, R. A.; COSTA, N. V.; COSTA, L. D. N. C.; MARTINS, D. **Diferenciação entre *egeria densa* e *egeria najas* pelos caracteres anatômicos foliares.** **Planta Daninha**, Viçosa - MG, v. 24, n. 2, p. 211-220, 2006.

ROSS, L. G. Environmental physiology and energetics. In: BEVERIDGE, M. C. M.; McANDREW, B. J. **Tilapias biology and exploration.** Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2000. 550 p. (Fish and Fisheries series, 25).

SAMPAIO, E. V. S. B.; OLIVEIRA, N. M. B. Aproveitamento da macrófita aquática *egeria densa* como adubo orgânico. **Planta Daninha**, Viçosa - MG, v. 23, n. 2, p. 169-174, 2005.

SCHNEIDER, O.; SERETI, V.; EDING, E. H.; VERRETH, J. A. J. Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 32, p. 379-401, 2005.

SCHULZ, C.; GELBRECHT, J.; RENNERT, B. Constructed wetlands with free water surface for treatment of aquaculture effluents. **Journal Appl. Ichthyol.** Berlin, v. 20, p.64-70. 2004.

SCHULZ, C.; GELBRECHT, J.; RENNERT, B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 217, p. 207-221, 2003.

SCHWARTZ, M. F.; BOYD, C. E. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. **Prog. Fish Cult.**, Auburn, v. 57, p. 255-266, 1995.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BARROS, A. F.; BRAGA, F. M. S. Effects of floating macrophyte cover on the water quality in fishpond. **Acta Scientiarum**. Maringá - PR, v. 25, n. 1, p. 101-106, 2003.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FAVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. floating plant. **Braz. J. Biol**, São Carlos, v. 62, n. 4a. 2002.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, van A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 285-290 out/dez 2004.

STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER. 19 ed. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), 1995.

SUMAGAYSAY-CHAVOSOA, N. S.; SAN DIEGO-McGLONE, M. L. Water quality and holding capacity of intensive and semi-intensive milkfish (*Chanos chanos*) ponds. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 219, p. 413-429. 2003.

TACON, A. G. J.; FORSTER, I. P. Aquafeeds and the environment: policy implications. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 226, p. 181-189, 2003.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo da represa de Itaipu. In: HENRY R. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu, 1999, p. 599-625.

TILLEY, D. R.; BADRINARAYANAN, H.; ROSATI, R.; SON, J. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, n. 26, p. 81-109. 2002.

TRUE, B.; JOHNSON, W.; CHEN, S. Reducing phosphorus discharge from flow-through aquaculture I: facility and effluent characterization. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, v. 32, p. 129-144, 2004.

VINATEA-ARANA, L. **Aqüicultura e desenvolvimento sustentável**. Subsídios para a formulação de políticas de desenvolvimento da aqüicultura brasileira. Florianópolis: UFSC, 1999. 310 p.

VINATEA-ARANA, L. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura**: uma revisão para peixes e camarão. Florianópolis: UFSC, 1997. 166 p.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias**: lagoas de estabilização, Belo Horizonte: UFMG – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996. v. 3.

WETZEL, R. A. **Limnology lake and river ecosystems**. 3. ed. California – USA: Academic Press, 2001. 1006 p.

ZANIBONI-FILHO, E. Caracterização e tratamento do efluente das estações de piscicultura. **Revista UNIMAR**, Maringá - PR, v. 19, n. 2, p. 537-548. 1997b.

ZANIBONI-FILHO, E. O desenvolvimento da piscicultura brasileira sem a deterioração da qualidade de água. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos – SP, v. 57, n. 1, p. 3-9. 1997a.

ZANIBONI-FILHO, E. Tratamento de efluente de piscicultura. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE ZOOTECCIA. PRODUÇÃO ANIMAL E RESPONSABILIDADE - Zootec, 2005. Campo Grande - MS. **Anais...** Campo Grande: UEMS:ZOOTECC2005. p. 1-25.

ZIMMO, O. R. van der STEENB, N .P.; GIJZEN, H. J. *et al.* Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed- based wastewater stabilization ponds. **Water Research**, Great Britain, v. 38, p. 913–920, 2004.

# 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](#)