

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

CARLOS EDUARDO WEIRICH

**INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA SOBRE PLANTAS AQUÁTICAS EM
PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DA SUINOCULTURA**

Marechal Cândido Rondon

2009

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

CARLOS EDUARDO WEIRICH

**INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA SOBRE PLANTAS AQUÁTICAS EM
PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DA SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agronomia, Área de concentração em Sustentabilidade de Agroecossistemas.

Orientador: Prof. Dr. Élcio Silvério Klosowski
Co-Orientador: Prof. Dr. Aldi Feiden

Marechal Cândido Rondon

2009

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
(Biblioteca da UNIOESTE – Campus de Marechal Cândido Rondon –
PR., Brasil)

W425i	<p>Weirich, Carlos Eduardo</p> <p>Influência da temperatura sobre plantas aquáticas em pós-tratamento de efluente da suinocultura / Carlos Eduardo Weirich. - Marechal Cândido Rondon, 2009 60 p.</p> <p>Orientador: Prof. Dr. Élcio Silvério Klosowski Co-Orientador: Prof. Dr. Aldi Feiden</p> <p>Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Marechal Cândido Rondon, 2009</p> <p>1. Plantas aquáticas - Produção biomassa - Influência da temperatura. 2. Aguapé. 3. Alface d'água. 4. Suinocultura - Tratamento de efluente. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDD 21.ed. 628.16 636.4 581.92 CIP-NBR 12899</p>
-------	---

Ficha catalográfica elaborada por Marcia Elisa Sbaraini Leitzke CRB-9/539

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

CARLOS EDUARDO WEIRICH

**INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA SOBRE PLANTAS AQUÁTICAS EM
PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DA SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual do Oeste do Paraná como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração em Sustentabilidade de Agroecossistemas, para a obtenção do título de “Mestre”.

Marechal Cândido Rondon, 21 de agosto de 2009.

BANCA EXAMINADORA

Dedico a Deus, a minha família e as
pessoas que estiveram presente
neste período da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Élcio Silvério Klosowski, pela orientação neste trabalho.

Ao professor co-orientador Dr. Aldi Feiden, por ter participado da minha formação acadêmica, pela boa convivência, pela amizade em todos esses anos, pelo incentivo, meus sinceros agradecimentos.

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

Ao professor Dr. Wilson Rogério Boscolo, pela ajuda e sugestões nas análises dos dados .

Ao Dr. Adilson Reidel, pelo conhecimento compartilhado e sugestões sobre o trabalho.

Ao professor Dr. Affonso Gonsalves Junior, pela gentileza em oferecer as estruturas do Laboratório de Química Ambiental, que foi de fundamental importância para a realização deste trabalho.

A todos os meus colegas de mestrado, pelos momentos compartilhados.

As minhas colegas e amigas de trabalho Márcia, Letícia, Jackeline, Juliana Costa, Cleonice, Juliana Weit, Flavia, Maiara e Fabiana pela amizade.

As bolsistas do grupo de pesquisa (Gemaq), Michele, Jakeline Freitas e Joana pela ajuda durante os experimentos a campo. E as estagiárias voluntárias que me ajudaram no experimento de inverno Lana e Edilaine.

Aos meus pais Dércio e Odete Weirich por toda ajuda concedida.

A meu Irmão Luiz Fernando e irmã Anna Paula, por existirem em minha vida.

A todos os meus amigos, amigas pela amizade e alegria de suas companhias.

A todos os meus familiares que sempre me deram apoio e incentivaram em todos os períodos.

A todos os membros do Grupo de Pesquisa GEMaQ, pela amizade.

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

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo avaliar a influência da temperatura na produção de biomassa e retenção de nitrogênio e fósforo em um sistema de tratamento de efluente de suinocultura, composto por duas espécies de plantas aquáticas, *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Pistia stratiotes* (alface d'água). O trabalho foi realizado na Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Campus de Toledo – PR, durante dois períodos, que foram de 19 de fevereiro a 19 de março de 2008 e 11 de agosto a 09 de setembro de 2008, referente ao verão e inverno, respectivamente. O sistema foi composto por 24 tanques experimentais construídos em concreto com comprimento de 1,5m, largura de 0,25m e profundidade de 0,16 m. O delineamento foi inteiramente casualizado, tendo sido utilizadas duas espécies de macrófitas, pistia e aguapé e dois períodos com quatro repetições. As amostras de água foram coletadas na entrada e saída do sistema, no início e final do experimento avaliando-se o nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. A temperatura da água, juntamente com a temperatura máxima e mínima do ar e umidade relativa, foram mensuradas diariamente. A produção de biomassa foi avaliada ao final do experimento. As análises centesimal da biomassa das plantas analisadas na matéria seca, apresentaram diferença ($P < 0,05$) para os períodos avaliados, o teor de cinzas na parte aérea (CZPA) e na raiz (CZR), o fósforo na parte aérea (PPA) e o nitrogênio na raiz (NR) e na parte aérea (NPA). Já para os tratamentos, houve diferença significativa ($P < 0,05$) para a proteína bruta na parte aérea (PBPA), cinza na raiz (CZR) e parte aérea (CZPA). A maior remoção de NT da água, tanto para o aguapé como para a pistia, foi observada no verão com valores de 85,71%, e 88,69%, respectivamente. Estes valores não diferiram estaticamente daqueles observados para o inverno. Para PT a maior remoção foi observada no tratamento com aguapé no período de inverno (43,37%) e para pistia no período de verão (43,33%). A produção de biomassa do aguapé foi de 4,04 e 3,19kg m⁻² no período de verão e inverno, respectivamente, enquanto para a pistia foi de 1,78 e 0,71 kg.m⁻² nos mesmos períodos. Diante dos resultados obtidos nesse experimento, pode-se concluir que as plantas apresentaram elevada produção de biomassa e um grande potencial de acumulação de nitrogênio e fósforo no seu tecido vegetal. A temperatura do ar e da água apresentou variação durante os períodos do experimento, indicando o período de verão o que melhor favoreceu o desempenho das espécies avaliadas.

Palavras-chave: tratamento de efluente, remoção de nutrientes, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, suinocultura.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the influence of temperature on production of biomass and retention of nitrogen and phosphorus in a treatment system for swine effluent, composed of two species of aquatic plants *Eichhornia crassipes* (water hyacinth) and *Pistia stratiotes* (lettuce water). The work was accomplished at the Universidade Estadual do Oeste do Paraná- Paraná State, Campus of Toledo - PR, in the periods that were on 19 February to 19 March 2008 and August 11 to 09 September 2008, referring to the summer and winter, respectively. The system was composed by 24 experimental tanks built in concrete with a length of 1,5 m, width of 0,25 m and depth of 0,16 m. A completely randomized design was used two species of macrophytes, water lettuce and water hyacinth and two periods with four replications. Water samples were collected at entry and exit system at the beginning and end of the experiment evaluating the total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), pH, electric conductivity and dissolved oxygen. The water temperature together with the maximum and minimum temperature and air humidity were measured daily. Biomass production was analysed in the end of the experiment. The proximate analysis of biomass plants examined in the dry, were different ($P < 0,05$) for the periods, the ash content grow in the shoot (CZPA) and root (CZR), phosphorus in the shoot (PPA) and nitrogen in the root (NR) and shoot (NPA). As for the treatments showed meaning difference ($P < 0,05$) for the crude protein in shoot (PBPA), gray in the root (CZR) and shoot (CZPA). The most remotion of water, as for the water hyacinth as for the track, was observed in summer with values of 85,71% and 88,69%, respectively. These values did not differ statistically from those observed for the winter. For PT a higher removal was observed on treatment with water hyacinth in the winter (43,37%) and on the runway during the summer (43,33%). The production of biomass of water hyacinth was 4,04 and 3,19 kg m⁻² during the summer and winter, respectively, while the runway was 1,78 and 0,71 kg.m⁻² for the same periods. The results obtained in this experiment, conclude that the plants had high biomass production and a high potential for accumulation of nitrogen and phosphorus in their plant tissue. The temperature of air and water showed variation during the periods of the experiment, indicating the summer period that favored the best performance of species evaluated.

Keywords: effluent treatment, nutrient removal, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, pig farming.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: (a) Reprodução sexuada e (b) reprodução assexuada por estolão da <i>Eichhornia crassipes</i>	22
Figura 2: (a) Reprodução sexuada e (b) reprodução assexuada por estolão da <i>Pistia stratiotes</i>	23
Figura 3: Vista do local do experimento.	28
Figura 4: Sistema de tratamento	29
Figura 5: Exemplos de <i>Eichhornia crassipes</i> (a) e <i>Pistia stratiotes</i> (b) utilizadas nos experimentos.....	31
Figura 6: Variação da temperatura máxima e mínima do ar, no período de verão....	36
Figura 7: Variação da temperatura máxima e mínima do ar, no período de inverno.	36
Figura 8: Variação da temperatura diária do ar, no período de verão.	37
Figura 9: Variação da temperatura diária do ar, no período de inverno.	37
Figura 10: Umidade relativa do ar	39
Figura 11: Médias de produção de biomassa em (Kg.m ⁻²), durante o período experimental para os tratamentos avaliados.....	49
Figura 12: Morte das plantas durante o período experimental, nos primeiros tanques para a espécie <i>Pistia</i>	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Funções das macrófitas aquáticas flutuantes em alagados artificiais	20
Tabela 2: Caracterização físico-química inicial do efluente bruto e diluído utilizado no experimento, de verão e inverno.....	30
Tabela 3: Composição centesimal inicial da parte aérea e da raiz do aguapé nos dois períodos experimentais.....	32
Tabela 4: Composição centesimal inicial da parte aérea e da raiz da alface d'água nos dois períodos experimentais.....	32
Tabela 5: Média inicial do comprimento radicular e parte aérea das espécies avaliadas neste trabalho	33
Tabela 6: Forma de coleta dos parâmetros avaliados.....	34
Tabela 7: Dados médios de condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido para o aguapé e pístia, durante o período de verão e inverno.....	40
Tabela 8: Valores médios da matéria seca, proteína bruta, cinzas e macronutrientes (fósforo e nitrogênio) da biomassa da parte aérea e raiz das plantas.....	41
Tabela 9: Valores comparativos de proteína bruta da biomassa de <i>Eichhornia crassipes</i> e <i>Pistia stratiotes</i>	43
Tabela 10: Valores médios da concentração inicial e final do efluente, da porcentagem de redução para nitrogênio e fósforo total do experimento. .	46
Tabela 11: Produção de biomassa e ganho de peso das macrófitas aquáticas em cada tratamento e período experimental.....	48

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

FAO	Food & Agriculture Organization
NT	Nitrogênio total
BSI	Biossistema integrado
CPA	Centro de pesquisa em Aqüicultura
PB	Proteína bruta
MS	Matéria seca
CZ	Cinzas
PBMSPA	Proteína bruta na matéria seca da parte aérea
PBMSR	Proteína bruta na matéria seca da raiz
CZMSPA	Cinzas na matéria seca da parte aérea
CZMSR	Cinzas na matéria seca da raiz
CE	Condutividade elétrica
PT	Fósforo total
OD	Oxigênio dissolvido
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
Kg	Quilograma
Kg/há⁻¹dia⁻¹	Quilograma por hectare dia
kg.ha⁻¹	Quilograma por hectare
kg.m⁻²	Quilograma por metro quadrado
g.m⁻²	Grama por metro quadrado
g.m⁻².dia⁻¹	Grama por metro quadrado dia
ml	Mililitro
mg.L⁻¹	Miligrama por litro
m	Metro
m²	Metro quadrado
TDH	Tempo de detenção hidráulica
h	Hora
pH	Potencial hidrogeniônico
%	Porcentagem
°C	Grau Celsius
µS.cm⁻¹	Microsiemens por centímetro

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1 A Suinocultura Brasileira	14
2.2 Água Residuária da Suinocultura e seus Impactos	15
2.3 Tratamento de Água Residuárias	17
2.4 Macrófitas Aquáticas	18
2.4.1 Aguapé (<i>Eichhornia crassipes</i>)	21
2.4.2 Alface d'água (<i>Pistia stratiotes</i>)	22
2.5 Plantas Aquáticas na Remoção de Nutrientes	23
2.6 Temperatura e Luminosidade	24
2.7 Absorção e Liberação de Nutrientes	25
2.8 Produção de Biomassa e seu Aproveitamento	25
3 MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1 Local e Data da Realização do Experimento	28
3.2 Caracterização dos Sistemas	28
3.3 Efluente Utilizado	29
3.4 Macrófitas Aquáticas Utilizadas no Tratamento	30
3.5 Condução do Trabalho	33
3.6 ANÁLISE DOS DADOS	35
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1 Temperatura Máxima e Mínima	36
4.2 Temperatura do Ar	37
4.3 Temperatura do Efluente	38
4.4 Umidade Relativa do Ar	38
4.5 Condutividade Elétrica, pH e Oxigênio Dissolvido	39
4.6 Composição Centesimal das Plantas	41
4.7 Avaliação da Eficiência do Sistema na Remoção de Nitrogênio e Fósforo Total	45
4.7.1 Nitrogênio total.....	46
4.7.2 Fósforo Total.....	47
4.8 Produção de Biomassa	48

CONCLUSÕES	52
REFERÊNCIAS.....	53

1 INTRODUÇÃO

As plantas aquáticas apresentam uma grande capacidade de produção de biomassa, mas têm sido estudadas principalmente em relação a sua taxonomia, biologia e desenvolvimento em ambientes naturais. Nas últimas décadas, estas plantas causaram muitos prejuízos em ambientes nos quais foram introduzidas indevidamente, como em canais de navegação, de irrigação e em ambientes lacustres devido a eutrofização dos mesmos, pelos efeitos da erosão e pela poluição difusa.

Estas plantas apresentam uma grande capacidade de retenção de nutrientes e o interesse pelo seu uso para tratamento de efluentes tem aumentado muito, visto que possibilitam a retirada de nitrogênio e fósforo em grandes proporções e a custos relativamente baixos. Devido a essa capacidade de absorção de nutrientes e elementos tóxicos, essas plantas podem ser utilizadas no tratamento de efluentes da suinocultura, considerados ser grande causador de danos ao meio ambiente e, principalmente, aos cursos d'água, quando lançados sem um prévio tratamento.

Diante da expansão da suinocultura no Brasil, os sistemas de tratamento com plantas aquáticas começaram a ser utilizados principalmente pelo ótimo desempenho na redução de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Além de se constituir uma fonte de renda, considerando que a biomassa pode ser utilizada para diferentes fins, como produção de material para compostagem, na alimentação animal, na geração de energia pela queima direta e extração de concentrados protéicos, entre outros.

As macrófitas aquáticas têm sua produção ótima em ambientes com temperatura acima de 25°C, assim, em regiões subtropicais, as baixas temperaturas podem ser um fator limitante para a produção de biomassa e eficiência dos sistemas de tratamento. Dentre as plantas aquáticas com alto potencial de produção de biomassa, as mais utilizadas para o uso em tratamento de efluentes são o aguapé (*Eichhornia crassipes*) e o alface d'água (*Pistia stratiotes*). Estas espécies possuem comportamentos diferenciados em relação às condições climáticas e à absorção e retenção de nutrientes. Portanto, a avaliação da sazonalidade da produção é importante para a determinação de sua eficiência e do dimensionamento dos sistemas de tratamento de efluentes.

O objetivo deste trabalho, portanto foi avaliar a influência da temperatura em período de verão e inverno sobre plantas aquáticas em pós-tratamento de efluente de suinocultura, avaliando a produção de biomassa e a remoção de nitrogênio e fósforo em um sistema operacional de fluxo contínuo.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 A Suinocultura Brasileira

A oferta de suínos para abate aumentou 3,8%, passando de 34,2 milhões de cabeças em 2007, para 35,5 milhões em 2008. No período, os abates sob Inspeção Federal – SIF atingiram 25,8 milhões de cabeças, um crescimento de 6% em relação a 2007. Em 2008, o Brasil atingiu a cifra recorde de US\$ 1,48 bilhão em exportações de carne suína, 20% a mais do que em 2007 (US\$ 1,23 bilhão). Em volume, porém, houve uma queda de 77 mil toneladas. Em 2008, o Brasil exportou 529,41 mil toneladas, em relação a 606,51 mil toneladas em 2007. Os preços altos no mercado mundial e a opção estratégica das empresas, que priorizaram preço em detrimento de volume, explicam o bom desempenho das receitas. A redução das quantidades exportadas se deve, em primeiro lugar, ao bom desempenho do mercado interno e, em segundo lugar, à crise financeira internacional e à paralisação do Porto de Itajaí nos dois últimos meses do ano (ABIPECS, 2008).

Segundo Miele e Girotto (2006), a suinocultura brasileira se desenvolveu e se modernizou, alcançando elevados níveis de produtividade nas últimas décadas no agronegócio brasileiro por uma trajetória de incremento tecnológico expressivo, desde o manejo do rebanho e nutrição até a sanidade e o melhoramento genético.

O mercado interno, em 2008, esteve bem mais ativo do que em 2007 e manteve a tendência observada a partir de 2006. Naquele ano, o consumo doméstico iniciou um processo de lenta recuperação. O aumento da produção de industrializados, sobretudo de lingüiças, produtos que chegaram aos consumidores a preços mais competitivos, a ampliação da oferta de cortes frescos e a menor disponibilidade de carne bovina foram os principais fatores responsáveis pela elevação do consumo, atualmente próximo a 14 quilos por habitante por ano. A disponibilidade interna cresceu 4,5% em 2008, bem abaixo do potencial de consumo, o que explica a forte sustentação verificada nos preços. Se as exportações não tivessem registrado acentuada queda no final do ano, a carne suína teria faltado no mercado doméstico (ABIPECS, 2008).

O Paraná destaca-se na produção de suínos, sendo auto-suficiente nos principais insumos utilizados para a alimentação dos animais, na estrutura viária, que oferece boas condições de transporte, na estrutura portuária e energética e na exportação de material genético. Hoje, apresenta cerca de 135 mil propriedades suinícolas e um rebanho estimado em 6,07 milhões de animais (SUINOCULTURA INDUSTRIAL, 2003).

As atividades de suinocultura no estado do Paraná, especificamente na região de Toledo, estão cada vez mais representativas quanto aos efeitos multiplicadores de renda e emprego em todos os setores da economia. Como a atividade rural predominante nas pequenas propriedades é responsável por empregar uma quantidade significativa de mão-de-obra familiar, constitui uma importante fonte de renda e de estabilidade social no campo, com reflexos positivos no meio urbano. A suinocultura influencia as cadeias produtivas de milho, soja e avanços genéticos exigidos pela segurança alimentar (ROESLER e CESCNETO, 2003).

Ainda segundo essas autoras, esta especialização tecnificada sem a preocupação com descartes de resíduos, principalmente na produção de suínos, pode gerar problemas ambientais complexos e que demandam um planejamento de medidas concretas de proteção ambiental. Essas devem contar com a percepção/interpretação crítica de fatores múltiplos (econômicos, sociais, culturais, políticos e técnicos), que estão implícitos nas externalidades ambientais previsíveis e/ou já resultantes ao meio ambiente, tais como: os níveis de classificação da qualidade das águas, do solo e da ocupação de áreas territoriais.

2.2 Água Residuária da Suinocultura e seus Impactos

A suinocultura é, dentre as atividades ligadas à pecuária, a mais nociva ao meio ambiente quando levada em consideração a produção de efluentes e o tipo de criação. Geralmente, os animais são submetidos a sistemas de confinamento favorecendo a produção econômica, mas em contrapartida aumentando os efeitos danosos ao ambiente (BRASIL, 2002). Embora seja responsável pelo grande desenvolvimento econômico do Brasil, o aumento da produção vem causando problemas ambientais graves, por conta do grande volume de resíduos sólidos gerados, que via de regra não são tratados adequadamente (DALLA COSTA, 2004).

A poluição ambiental gerada por estes dejetos suínos é um problema que vêm se agravando na suinocultura moderna, como afirmam Belli Filho et al. (2001) e Diesel et al. (2002). As principais conseqüências da falta de controle na produção suinícola e da ausência de controle ambiental pelos órgãos responsáveis são: a degradação ambiental pela contaminação das águas superficiais e subterrâneas, a poluição orgânica por nitrogênio, a presença de microorganismos enteropatógenos, a alteração das características dos solos, a poluição do ar (emissão de odores) e a presença de insetos. A principal causa da poluição é que grande parte dos dejetos são lançados no solo e em cursos d'água, sem um tratamento prévio adequado (DARTORA et al., 1998).

Quanto ao tratamento dos ativos ambientais, dentre eles os dejetos suínos, o Brasil tem hoje uma grande variedade de sistemas de tratamentos à disposição no mercado, por exemplo: lagoas de decantação, biodigestores, esterqueiras, entre outros. Não existe um sistema que possa ser considerado como melhor, porém a escolha deve pautar-se em critérios técnicos de acordo com a relação custo-benefício do processo produtivo. O sistema mais utilizado e difundido é o das esterqueiras, embora não seja considerado um sistema de tratamento e, sim, de manejo, com o armazenamento dos dejetos produzidos. CITAÇÃO

Com a modernização dos sistemas de confinamento, a suinocultura gera, como efluente, um resíduo com elevadas concentrações orgânicas, resultante dos excrementos sólidos e líquidos dos animais. A quantidade de excrementos produzida por dia e o teor de umidade variam de acordo com o desenvolvimento corporal dos suínos, o tipo de alimentação, a quantidade de água ingerida e a estação do ano (SILVA, 1973). Além disso, o aumento dos resíduos está ligado ao volume de água utilizada na higienização das baias (ANDREADAKIS, 1992).

Segundo Oliveira (1993 apud DARTORA et al., 1998), o volume gerado por categoria de suíno, mais a urina e a água usada no processo criatório, resulta em um volume líquido diário denominado de "Dejetos Líquidos", onde o volume pode variar de 7,0 a 27,0 litros por dia, conforme peso, sexo e estágio de desenvolvimento do animal.

De acordo com Assis (2004), a poluição do meio ambiente na região produtora de suínos é muito alta. Comparando-se ao esgoto doméstico, com DBO de cerca de 200 mgL⁻¹, a DBO dos dejetos suínos fica entre 30.000 a 52.000 mgL⁻¹, ou seja, 260 vezes superior. Além disso, o ar é poluído por compostos odoríferos

(gás sulfídrico, amônia, etc.), durante a estocagem e a distribuição dos dejetos. Os odores, com certeza, são inconvenientes mais rapidamente sentidos pelo público, mas seus efeitos tóxicos manifestam-se somente em grandes concentrações.

A água potável, portanto, vem se tornando cada vez mais escassa à medida que a população aumenta, a indústria e a agricultura se expandem. Embora o uso da água varie de um país para o outro, a agricultura, principalmente nos países de terceiro mundo, é a principal consumidora, com aproximadamente 70% da água disponível, enquanto que a indústria consome 22% (MACÊDO, 2001). Uma das grandes preocupações refere-se à qualidade das águas superficiais, que vêm sendo utilizadas como suporte para a eliminação dos resíduos produzidos pelo homem. Os problemas de poluição das águas são, em sua maioria, caracterizados pelo crescimento urbano, rural e industrial mal planejados (PORRÉCA, 1998).

Os principais componentes orgânicos presentes nas águas residuais agroindustriais são compostos de proteínas, carboidratos, óleos e gorduras, além da uréia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros em menor quantidade, os quais variam essencialmente com o tipo de indústria e com o processo industrial utilizado (SPERLING, 1996). Segundo Kruger (2004) o problema da adição de dejetos de suínos aos recursos hídricos resulta do rápido aumento populacional das bactérias e na extração do oxigênio dissolvido na água para o seu crescimento.

A poluição por dejetos de suínos tem ocorrido de forma acidental e involuntária, bem como de maneira deliberada e até premeditada. Segundo Belli Filho et al. (2001), os fatores que contribuem para o quadro de degradação são: falta de formação de pessoal, orientação técnica dos produtores e ausência de controle ambiental pelos órgãos responsáveis apesar de disponibilidade de legislação.

De acordo com Merten e Minella (2002), a qualidade da água não se refere, ao estado de sua pureza, mas sim das características físicas, químicas e biológicas e, conforme essas características são estipuladas diferentes finalidades para a água.

2.3 Tratamento de Água Residuárias

A cadeia produtiva da suinocultura gera resíduos desde a criação até a industrialização. O efluente líquido gerado antes de ser disposto no ambiente, normalmente é tratado por meio de sistemas de lagoas de estabilização que, na

maioria das vezes, não retiram por completo o excesso de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, provocando sérios problemas de eutrofização (REIDEL et al., 2005).

O objetivo do tratamento de águas residuárias é remover poluentes que possam prejudicar o ambiente aquático quando descartados, reduzindo assim, de forma expressiva, a quantidade de oxigênio dissolvido nesse ambiente. A maioria dos poluentes que demandam oxigênio são compostos orgânicos, mas os poluentes inorgânicos como, por exemplo, o nitrogênio amoniacal e químicos orgânicos tóxicos também são focos de preocupação (GRADY et. al, 1999).

Contudo esses autores enfatizam que desde o descobrimento dos efeitos da eutrofização têm-se uma preocupação com a remoção de nutrientes inorgânicos, principalmente nitrogênio e fósforo, das águas residuárias. Um grande número de processos biológicos para a remoção de nutrientes têm sido desenvolvidos, porém nem sempre esses processos conseguem reduzir, a níveis aceitáveis pela legislação vigente, a concentração desses nutrientes. Desse modo, é necessária a aplicação de tratamentos avançados e/ou terciários para um polimento final. Uma alternativa é a utilização de plantas aquáticas e sua microbiota a fim de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas do ambiente (LIMA et al. 2003),

Como a grande maioria dos sistemas de tratamento de águas residuárias é composta por unidades de tratamento seqüencialmente dispostas, nas quais ocorrem operações de separação e processos de transformação dos constituintes presentes, a utilização de aguapés (*E. crassipes*) pode se mostrar vantajosa na depuração de efluentes de sistemas de tratamentos que já se encontram em operação (OLIVEIRA et al., 2000). De acordo com Dias (2007), entre as vantagens dos sistemas biológicos com plantas, destaca-se uma alta eficiência e um baixo investimento, não sendo necessário um consumo energético elevado, nem mão de obra especializada.

2.4 Macrófitas Aquáticas

As plantas aquáticas são vegetais que durante a evolução retornaram do ambiente terrestre para o ambiente aquático (ESTEVES, 1998), conseqüentemente,

quando comparado as comunidade terrestres, as espécies do meio aquático apresentam riqueza biológica reduzida (WETZEL, 2001).

Segundo o Programa Internacional de Biologia (IBP, 2006), macrófita aquática é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos. Desta forma, incluem vegetais simples, como macroalgas, até plantas mais compostas como as vasculares. O termo macrófita aquática é comumente utilizado fazendo referência à formas macroscópicas de vegetais aquáticos e macroalgas (WETZEL, 2001).

As macrófitas aquáticas sofreram importantes modificações anatômicas que permitiram o restabelecimento no meio ambiente aquático, dentre elas a redução do sistema de sustentação, redução do número ou ausência de estômatos. Os cloroplastos passaram a se localizar na parte superior das folhas e houve redução no número e grau de lignificação dos elementos condutores do xilema (POMPÊO e MOSCHINI, 2003), apresentando ainda algumas características de vegetais terrestres como a presença de cutícula, embora fina (ESTEVES, 1998). A presença de câmaras de ar (aerênquima), auxiliam na flutuação e proporcionam a aeração do interior do tecido (PREDALLI e TEIXEIRA, 2003).

De acordo com Esteves (1998), as macrófitas aquáticas podem ser classificadas segundo sua forma de crescimento em: emersas, com folhas flutuantes, enraizadas, submersas livres e flutuantes, dentre as quais se destaca a *Eichhornia crassipes*, entre outras.

Algumas espécies são particularmente sensíveis à poluição (bioindicadores de resposta), enquanto outras, bioindicadores de acumulação, podem reter poluentes em concentrações elevadas sem apresentar sintomas visíveis (PEIXOTO et. al, 2005).

As macrófitas aquáticas possuem importantes funções na manutenção do equilíbrio dos ambientes aquáticos (RODELLA et al.,2006), contribuindo na transformação física, química e nos processos microbiológicos da remoção dos nutrientes, utilizando-os em seu crescimento (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2003), podendo também armazenar os nutrientes na 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 et al., 2002).

Essas plantas tem grande importância econômica, fornecem alimento para o homem e para o gado, fertilizante de solo (SAMPAIO e OLIVEIRA, 2005), podem ser utilizadas na compostagem (CEZAR et al., 2005 e MEES, 2006), na alimentação animal (EL SAYED, 1999), na fabricação de tijolos para a construção de casas (FARIA e ESPINDOLA; 2004 e BEZERRA et al.; 2007), como fertilizante de tanques de piscicultura ou abrigo para alevinos, como matéria prima para a fabricação de remédios, utensílios domésticos, artesanatos e na recreação e lazer, pois são cultivadas em lagos artificiais como plantas ornamentais (BARKO et al. 1991).

Na Tabela 1 estão apresentadas as principais funções das macrófitas aquáticas flutuantes em alagados artificiais.

Tabela 1: Funções das macrófitas aquáticas flutuantes em alagados artificiais

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

Fonte: Silva, 2006.

O Brasil apresenta características fundamentais para a produção e utilização de plantas aquáticas, pois possui lagos relativamente rasos, o que acaba possibilitando a formação de extensas regiões litorâneas, áreas amplamente dominadas por macrófitas (SETTI et al., 2001). Dentre as inúmeras espécies de macrófitas com ocorrência nas águas continentais brasileiras, muitas são excelentes bioindicadoras da qualidade das águas (ESTEVES, 1998).

No Brasil as macrófitas aquáticas flutuantes mais estudadas são o aguapé (*E. crassipes* (Martius) Solms), a alface ou repolho d'água (*Pistia stratiotes* L.) e a salvínia (*Salvinia auriculata* Aublet). Estas espécies são nativas e as mais reportadas causando problemas de crescimento excessivo em reservatórios (THOMAZ, 2002).

Estas plantas aquáticas estão sendo utilizadas em leitos cultivados de tratamento, conhecidos pelo termo *wetlands*, devido às suas propriedades de retirar

nutrientes de águas de esgoto ou rejeitos industriais, tornando-se importante o estudo destas espécies para o aprimoramento de sua utilização (MELO Jr., 2003).

Uma das espécies mais promissoras para utilização industrial é a *E. crassipes*, esta espécie tem a capacidade de fixar em seus tecidos, nutrientes em quantidades superiores às suas necessidades, bem como elementos químicos estranhos ao seu metabolismo, como, possivelmente, os tóxicos à ela e ao ambiente (DENÍCULI et al., 2000). E, no Brasil, onde encontra condições climáticas apropriadas pode apresentar produtividade de até $1000\text{kg ha}^{-1}\text{dia}^{-1}$ (COELHO, 1994).

2.4.1 Aguapé (*Eichhornia crassipes*)

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

Essa espécie se 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, através do processo de decomposição (ESTEVES, 1998).

A *E. crassipes*, é capaz de aumentar sua massa verde em 15% ao dia, dobrando-a a cada seis ou sete dias, acumulando, cerca de $800\text{ kg ha}^{-1}\text{dia}^{-1}$. 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).

Embora se desenvolva melhor em regiões de climas tropicais, pode sobreviver a baixas temperaturas, inclusive em invernos rigorosos. A reprodução pode ser sexuada, com produção de sementes, produzidas geralmente em condições de estresse (Figura 1a), sendo que as mesmas podem germinar depois de alguns dias ou ficar dormente por um período entre 15 e 20 anos. Em condições normais a

reprodução ocorre de forma assexuada, por brotamento, com a formação de novas plantas a partir dos estolões (Figura 1b), que se formam em um período de duas semanas (GRANATO, 1995).

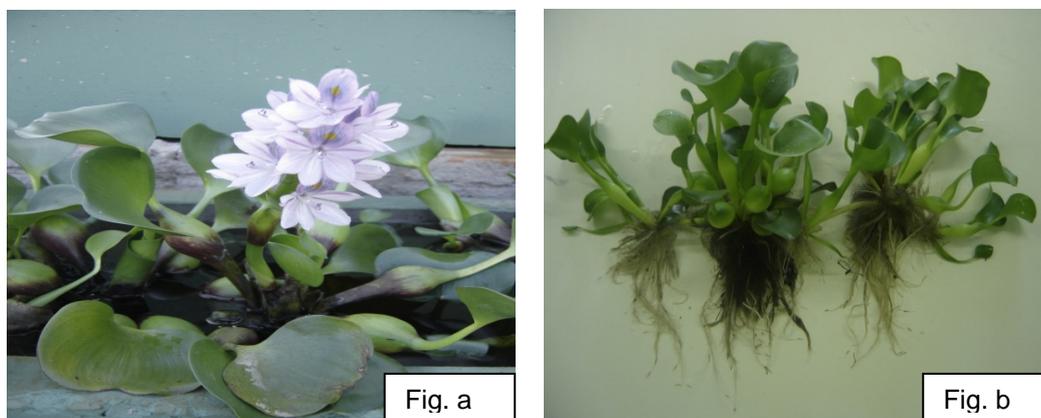


Figura 1: (a) Reprodução sexuada e (b) reprodução assexuada por estolão da *Eichhornia crassipes*

Fonte: autor

Alguns fatores podem promover o alongamento das folhas do aguapé e causar modificações nas plantas, esses fatores são: baixas intensidades luminosas, temperaturas do ar entre 26 e 30°C, fotoperíodos longos e alta densidade de plantas (MUKUNO e VALIO, 1985).

2.4.2 Alface d'água (*Pistia stratiotes*)

A pistia é uma macrófita bastante comum em ambientes lênticos e possui um grande desenvolvimento em ambientes eutrofizados, o desenvolvimento é rápido e bastante influenciado pela incidência de luz, com grande crescimento e produção de biomassa em ambientes abertos (POTT e POTT, 2000).

A propagação dessa espécie é bastante fácil e rápida, sendo por estolões (Figura 2a), mudas ou sementes (Figura 2b). Não tolera frio ou geada, mas as sementes sobrevivem congeladas e preferem água originada de precipitação, com pH de ácido a neutro e fundo orgânico (SILVA, 1981 e KISSMANN, 1997).

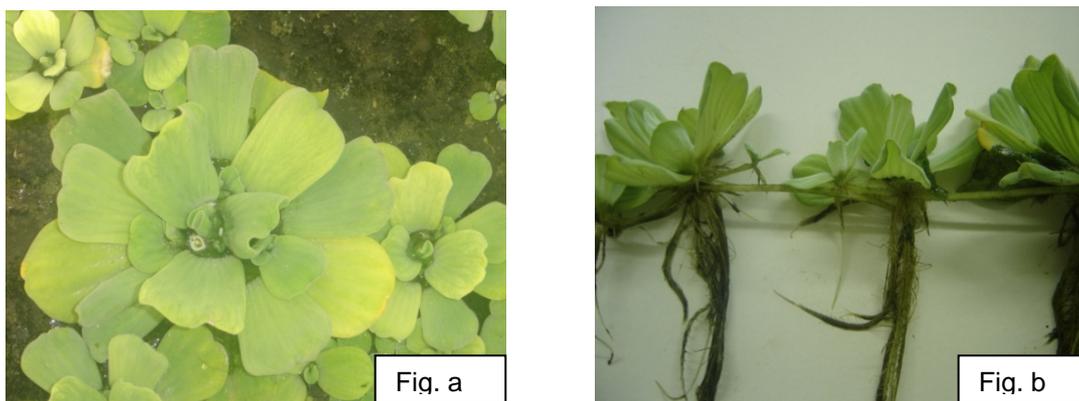


Figura 2: (a) Reprodução sexuada e (b) reprodução assexuada por estolão da *Pistia stratiotes*

Fonte: autor

A *P. stratiotes* é uma espécie pioneira, apresenta bom desenvolvimento com material orgânico decomposto, portanto, podendo ser considerada uma indicadora de eutrofização, não tolera ambientes com muita umidade, pois é facilmente atingida por fungos. É agressiva, avança rapidamente e se adensa principalmente em água poluída, rica em nutrientes. É considerada uma espécie tropical e subtropical. No Brasil, a espécie é abundante e amplamente distribuída, tanto em ecossistemas aquáticos naturais como em ambientes aquáticos impactados por atividades antrópicas (POTT e POTT, 2000).

2.5 Plantas Aquáticas na Remoção de Nutrientes

Segundo Rubio et al. (2000), um levantamento efetuado nos trabalhos publicados no período de 1975 e 1999, que utilizaram plantas aquáticas no tratamento de águas e efluentes, apontam a remoção dos nutrientes nitrogênio e fósforo como a alternativa mais estudada, seguida pela remoção de metais. Essas plantas são conhecidas por sua capacidade de acúmulo de poluentes, o que pode ocorrer por interação físico-química ou por mecanismos dependentes do metabolismo. A quantidade de oxigênio dissolvido nas camadas mais próximas das plantas é reduzida, criando condições anaeróbias, maximizando a remoção de

nutrientes (POMPÊO, 2006) e apresentando uma elevada taxa de crescimento (CARDOSO et al., 2003).

Estudos realizados por Tripathi et al. (2007), utilizados para a remoção de nutrientes em condições naturais e de laboratório de quatro espécies de macrófitas aquática, sendo elas: aguapé (*E. crassipes*), alface d'água (*P. stratiotes L.*), *Salvinia* (*Salvinia rotundifolia willd*) e lentilha d'água (*Lemna minor L.*), em ambiente tropical, obtiveram maior remoção de nitrogênio tanto no verão como no inverno pela espécie *E. crassipes*; e de fósforo no verão pela *E. crassipes* e no inverno pela *L. minor*.

2.6 Temperatura e Luminosidade

A temperatura é um dos fatores limitantes que influenciam a produtividade primária das macrófitas, isso por controlar a velocidade de reações químicas destes vegetais (KIRK, 1994). Segundo Genevieve *et al.* (1997) as altas temperaturas favorecem a produção por acelerarem as reações químicas metabólicas das plantas. Contudo, cada espécie apresenta uma faixa de temperatura ideal para o seu crescimento.

Segundo Biudes e Camargo (2008), em regiões temperadas e tropicais, a dinâmica sazonal da produtividade das macrófitas apresenta importantes diferenças, em função das características climáticas destas regiões. Nas regiões temperadas, as estações são bem definidas e há marcantes variações da temperatura e da radiação luminosa durante o ano, o que implica em variações sazonais da biomassa de macrófitas aquáticas

Esteves (1998) afirma que a produtividade das macrófitas aquáticas está relacionada diretamente à quantidade de nutriente disponível, a elementos 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).

Beyruty (2007), analisando o crescimento do aguapé em um período de dois anos evidenciou que a espécie apresenta uma fase de mortalidade mais intensa entre o outono e o inverno, sendo que no outono as plantas se encontram em início

da senescência, e, que no inverno apresentam plantas secas, murchas e mortas. A fase de maior desenvolvimento vegetativo ocorreu na primavera e no verão. Neste período, também houve o desenvolvimento reprodutivo, evidenciado pela abundância de plantas floradas. Isso levou à constatação de que, devido à influência da temperatura, não ocorreu um equilíbrio homogêneo entre perda e ganho de nutrientes durante o ano.

Camargo et al. (2003), completam ainda que cada espécie de macrófita aquáticas apresenta limite térmico para o seu desenvolvimento e estreita relação com variáveis sazonais do ambiente e localização geográfica.

2.7 Absorção e Liberação de Nutrientes

De acordo com Wetzel (2001), há duas evidências quanto à absorção: uma, na qual as raízes aderidas ao substrato absorvem nutrientes, e outra, onde as raízes são meramente estruturas de fixação, 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, o 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 fato para se poder conduzir adequadamente as práticas de manejo dentro do sistema de tratamento.

2.8 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 da corrente, tipo de substrato e concentração de nutrientes (CAMARGO et al. 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 et al., 2003). Portanto, Pompêo (1996), ao se planejar um sistema de tratamento com macrófitas aquáticas, são essenciais as unidades de beneficiamento e de armazenamento de biomassa.

De acordo com Oliveira et al. (2004), tem sido discutido o emprego de macrófitas aquáticas como ração animal. E, em experimento desenvolvido com *E. densa*, essa espécie contribuiu para a melhor digestibilidade da matéria orgânica, dos carboidratos totais e das frações de fibra das rações. Estes autores, também observaram que a baixa digestibilidade da proteína da *E. densa* reduz sua utilização pelos animais e que em níveis inferiores ou iguais a 25%, em substituição ao feno de tifton (*Cynodon* sp), podem ser utilizados na alimentação de caprinos.

O emprego de plantas aquáticas como fertilizante é possível através da compostagem, um processo de reutilização dos resíduos orgânicos, como a biomassa vegetal das macrófitas aquáticas. Através de processos biológicos e sob condições físicas e químicas adequadas, a decomposição do resíduo orgânico fornece, como produto final, o fertilizante orgânico (GUIMARÃES, 2000).

Outro emprego da biomassa de macrófitas aquáticas é para a produção de gases em biodigestor. Segundo Silva et al. (2005), o gás gerado no biodigestor, apesar do menor poder calorífico, da baixa pressão de serviço dos biodigestores e da baixa velocidade de combustão do biogás, é adequado como alternativa para aquecer água para múltiplas utilidades, pode ser empregado em cozinhas de residências rurais, localizadas próximas ao local de produção, economizando outras fontes de energia, como lenha ou gás de cozinha (GLP).

Segundo Alvarado e Fasanaro (1980), o aguapé, é excelente fonte de energia alternativa (biogás). No entanto, Müller (1995) argumenta que apesar dos inúmeros benefícios dos projetos que viabilizem a utilização de macrófitas aquáticas, há pouca divulgação de sua utilização no Brasil.

Schneider e Rubio (2003) verificaram o aproveitamento da biomassa seca de plantas aquáticas como adsorventes naturais para o controle da poluição da água. Após a coleta e secagem, a biomassa adsorve metais pesados, óleos e outros compostos orgânicos a baixo custo e eficiência superior que muitos biossorventes importados empregados comercialmente. Assim, concluíram que a biomassa seca de plantas aquáticas é uma excelente alternativa para o controle da poluição hídrica em águas superficiais, melhorando substancialmente a qualidade da água

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Local e Data da Realização do Experimento

O trabalho experimental foi conduzido junto a Universidade Estadual de Oeste do Paraná, no município de Toledo no Estado do Paraná, em uma área construída com vigas de madeira e coberta de polietileno transparente, com aproximadamente 0,150 mm de espessura, impedindo a entrada de chuva e permitindo o acesso da luminosidade (Figura 3).

O período de condução do experimento se dividiu em dois, sendo o primeiro realizado de 19 de fevereiro a 19 de março de 2008, respectivo ao verão, e o segundo no período de 11 de agosto a 09 de setembro de 2008, respectivo ao inverno.



Figura 3: Vista do local do experimento.

Fonte: Autor

3.2 Caracterização dos Sistemas

No sistema experimental foram utilizados 24 tanques de concreto, com capacidade de 80 litros cada um, apresentando medidas aproximadas de 1,5 m de comprimento, 0,25 m de largura e 0,16 m de profundidade. Cada sistema foi

composto por três tanques dispostos em níveis diferentes de altura, os quais totalizaram oito sistemas, sendo que quatro deles contendo a espécie *P. stratiotes*, e quatro *E. crassipes* (Figura 4). O sistema foi operado em circuito aberto, sendo que o efluente percorria os três tanques, por desnível, e a água residuária, ou seja, a coletada do último tanque do sistema era descartada em uma fossa, onde era tratada corretamente. O efluente era armazenado em tambores dispostos acima dos tanques, o qual lançava o efluente diluído para o sistema continuamente.



Figura 4: Sistema de tratamento

Fonte: Autor

2.3 Efluente Utilizado

O efluente utilizado foi proveniente de suinocultura, localizada na linha Três Bocas, no município de Toledo, na região oeste do Estado do Paraná, a qual apresenta um sistema de tratamento de dejetos de suínos denominado de BSI - Biossistema Integrado.

O biossistema integrado dispõe de dois biodigestores, um tanque de sedimentação, dois tanques para criação de algas e um tanque para piscicultura, o qual, neste caso, está em funcionamento há dois anos. O biodigestor recebe resíduos orgânicos altamente concentrados, produzidos pelos animais e de água utilizada para higienização.

Como descrito anteriormente, dentro do sistema BSI há dois tanques destinado à criação de algas, do qual, realizou-se a coleta do efluente. Antes de ser utilizado no experimento, a fim de garantir a sobrevivência das espécies utilizadas, foi submetido à diluição de 3:1. Os resultados da análise química do efluente bruto e da diluição utilizada no experimento de verão e inverno podem ser observados na Tabela 2.

A análise do nitrogênio e fósforo da água foi determinada pelo método de digestão nitro-perclórica e digestão sulfúrica, respectivamente, seguindo a metodologia descrita por Tedesco (1995).

Tabela 2: Caracterização físico-química inicial do efluente bruto e diluído utilizado no experimento, de verão e inverno.

Parâmetros	Verão		Inverno	
	Bruto	Diluído	Bruto	Diluído
DBO 5 dias (mgL^{-1})	963	275	1.068	318
DQO (mgL^{-1})	2.320	1.108	2.957	1.251
pH	7,91	8,14	7,81	7,81
Fósforo Total (mgL^{-1})	121,37	61,23	119,58	54,39
Nitrogênio Total (mgL^{-1})	852,00	428,00	720,83	387,33
Cond. Elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	5,83	3,01	7,26	2,24
Oxig. Dissolvido (mgL^{-1})	1,4	1,3	1,15	1,15

3.4 Macrófitas Aquáticas Utilizadas no Tratamento

As macrófitas aquáticas utilizadas foram o Aguapé (*E. crassipes*), e a alface d'água (*P. stratiotes*), (Figura 5a e 5b), respectivamente, classificadas como flutuantes e apresentam uma grande capacidade de produção de biomassa e de retenção de substâncias nitrogenadas e fosfatadas.



Figura 5: Exemplos de *Eichhornia crassipes* (a) e *Pistia striatiotes* (b) utilizadas nos experimentos

As plantas foram coletadas no CPA (Centro de Pesquisa em Aqüicultura), localizado na cidade de Toledo, transportadas até o local do experimento em caixas d'água para evitar o estresse hídrico. Posteriormente as plantas foram depositadas em tanques de 25 mil litros, permanecendo por 30 dias para a adaptação biológica das espécies ao novo ambiente (ESPINOZA-QUINONÉS et al., 2005).

Inicialmente foram coletadas amostras das espécies de macrófitas, tanto da alface d'água quanto do aguapé, para caracterização do percentual de proteína bruta (%PB), matéria seca (MS), cinzas (CZ), umidade (UM), percentual de nitrogênio (%N) e percentual de fósforo (%P).

Essas análises foram repetidas ao final do experimento, de acordo com as normas analíticas da Association Of Official Analytical Chemists (AOAC), (2000), sempre com três repetições para cada parâmetro. Os métodos realizados para as análises foram:

Determinação de umidade

A determinação da umidade foi realizada através da perda de água por dessecação até peso constante, a 105°C, segundo o método 650.56, da AOAC 2000.

Determinação de proteína

A determinação do nitrogênio total foi realizada pelo processo de digestão Kjeldahl, utilizando o fator de transformação de nitrogênio em proteína de 6,25, segundo a AOAC, ref. 94025.

Determinação de cinzas

A determinação do resíduo mineral foi realizada por incineração completa dos compostos orgânicos em mufla, a 550°C, restando assim, apenas os compostos inorgânicos, de acordo com AOAC, ref. 93808.

A retirada de elementos do efluente consiste, basicamente, na sua adsorção pelas raízes, avaliou-se, primariamente, antes de submeter às macrófitas ao efluente, os valores iniciais de raiz e parte aérea das macrófitas utilizadas, nos períodos de verão e inverno, os quais constam nas Tabelas 3 e 4 para aguapé e pistia, respectivamente.

Tabela 3: Composição centesimal inicial da parte aérea e da raiz do aguapé nos dois períodos experimentais.

Parâmetros	Aguapé			
	Verão		Inverno	
	Raiz	Parte Aérea	Raiz	Parte Aérea
Matéria Seca (%)	8,61±3,4	10,50±2,61	9,60±2,80	10,63±1,95
Proteína Bruta (%)*	12,71±1,43	17,13±1,22	9,52±1,40	12,20±1,38
Cinzas (%)*	17,24±6,30	29,39±0,43	27,90±5,70	14,80±3,25
Fósforo (g/kg)	16,49±1,42	14,98±0,85	15,81±2,25	14,70±3,41
Nitrogênio (g/kg)	15,34±1,12	13,45±0,94	13,13±2,10	11,38±1,45

* porcentagem da matéria seca

Tabela 4: Composição centesimal inicial da parte aérea e da raiz da alface d'água nos dois períodos experimentais.

Parâmetros	Pístia			
	Verão		Inverno	
	Raiz	Parte Aérea	Raiz	Parte Aérea
Matéria Seca (%)	8,93±0,94	11,74±1,54	9,27±2,71	11,63±1,35
Proteína Bruta (%)*	11,44±0,25	12,75±1,32	8,50±2,95	10,15±1,81
Cinzas (%)*	20,80±0,28	20,7±1,11	23,84±4,57	24,84±4,26
Fósforo (g/kg)	17,64±3,74	15,08±3,87	18,44±3,12	14,71±2,14
Nitrogênio (g/kg)	16,54±5,23	12,87±1,35	8,65±0,95	11,38±1,45

* porcentagem da matéria seca

3.5 Condução do Trabalho

O sistema utilizado no tratamento biológico do efluente de uma granja para suinocultura teve fluxo contínuo, por gravidade.

Na instalação do experimento, as plantas foram retiradas dos tanques de 25 mil litros e depositadas sobre uma tela, para que o excesso da água fosse drenada. Cada tanque de concreto recebeu 2,0 kg de plantas das quais foi determinado comprimento radicular e da parte aérea (Tabela 5).

Tabela 5: Média inicial do comprimento radicular e parte aérea das espécies avaliadas neste trabalho

Parâmetros	Verão		Inverno	
	Raiz (cm)	Parte Aérea (cm)	Raiz (cm)	Parte Aérea (cm)
Aguapé	6,2 ± 1,3	21,1 ± 4,3	6,8 ± 1,7	20,3 ± 3,9
Pístia	5,5 ± 1,6	4,4 ± 1,5	4,6 ± 1,5	3,7 ± 1,3

Para ambas as espécies, o material vegetal foi separado em parte aérea (composta de caules e folhas) e parte radicular e lavados com água deionizada com três enxágües. As amostras das plantas foram moídas em triturador, acondicionadas em embalagens plásticas, sendo, posteriormente, analisadas em relação ao desenvolvimento vegetativo (biomassa seca) e nutricional: nitrogênio (N), fósforo (P), teor de proteína bruta (PB), teor de cinzas (CZ) e teor de matéria seca (MS). As amostras de N e P foram analisadas em espectrofotômetro de absorção atômica.

Os parâmetros físicos e químicos avaliados durante o experimento constam na Tabela 6, e logo abaixo os métodos e equipamentos utilizados para cada parâmetro descrito de forma resumida.

Tabela 6: Forma de coleta dos parâmetros avaliados.

Parâmetros avaliados	Diariamente	Semanalmente	Início	Final
			Experimento	Experimento
Temperatura do ar (°C)	x			
Temperatura da água (°C)	x			
Umidade relativa do ar (%)	x			
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)		x		
pH		x		
Condutividade elétrica (uS/cm ²)		x		
Nitrogênio total da água (mg.L ⁻¹)			x	x
Fósforo total da água (mg.L ⁻¹)			x	x
Nitrogênio material vegetal (g.kg)			x	x
Fósforo material vegetal (g.kg)			x	x

A temperatura de bulbo seco (temperatura do ar), de bulbo úmido e da água foram observadas às 8h, 12h e 16h. Estes valores de temperatura foram determinados por meio de termômetros de mercúrio em vidro com escala de -10 a +60°C e divisão de 1°C da marca Incoterm®. Para determinação da temperatura de bulbo úmido, o bulbo de um dos termômetros foi envolvido por tecido de algodão que o mantinha constantemente umedecido. As temperaturas de bulbo seco e úmido possibilitaram a determinação da pressão de saturação na temperatura de bulbo seco, pressão de saturação na temperatura de bulbo úmido e a pressão real ou atual de vapor. A umidade relativa do ar foi determinada pela equação a seguir:

$$UR = \frac{e}{es} \times 100$$

em que:

UR = umidade relativa do ar (%)

e = pressão real ou atual de vapor (hPa)

es = pressão de saturação na temperatura de bulbo seco (hPa).

O pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido da água resíduaria bruta e diluída (3:1), utilizada no experimento foi medido semanalmente. Para determinação do pH foi utilizado um pHmetro modelo HI 8314, marca HANNA Instruments. O oxigênio dissolvido foi determinado por oxímetro modelo YSI 550A, marca HSI

Incorporated e a condutividade elétrica foi determinada por meio de condutímetro modelo HANA Instruments HI 9033 (Multi – Ranger).

As amostras do efluente (3:1) foram coletadas no início do sistema e ao final do terceiro tanque para a quantificação de nitrogênio e do fósforo total, as amostras foram analisadas seguindo a metodologia proposta por APHA (1998).

A biomassa vegetal após o período experimental foi toda removida e posteriormente pesada utilizando-se uma balança digital modelo ELP-25, da marca BALMAK, e seguindo todos os parâmetros e métodos empregados no início do experimento.

3.6 ANÁLISE DOS DADOS

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado e composto por duas espécies de macrófitas, dispostas em 4 repetições e realizado em dois períodos. Os dados foram submetidos a análise de variância e as médias comparadas pelo teste Tukey, ao nível de 5% de significância, pelo programa estatístico Sistema de Análises Estatísticas e Genéticas (SAEG).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Temperatura Máxima e Mínima

As temperaturas máximas e mínimas do ar registradas no período de verão foram de $39^{\circ}\text{C}\pm 2,7$ e $18^{\circ}\text{C}\pm 1,5$ respectivamente, enquanto que no período de inverno os valores encontrados foram de $38^{\circ}\text{C}\pm 2,4$ e $4^{\circ}\text{C}\pm 1,4$ para máxima e mínima. Quanto às médias das temperaturas máximas e mínimas variaram de $34^{\circ}\text{C}\pm 2,7$ e $21^{\circ}\text{C}\pm 1,5$ durante o período de verão, e $31^{\circ}\text{C}\pm 2,8$ a $14^{\circ}\text{C}\pm 1,3$ no período de inverno como pode ser verificado nas Figuras 06 e 07.

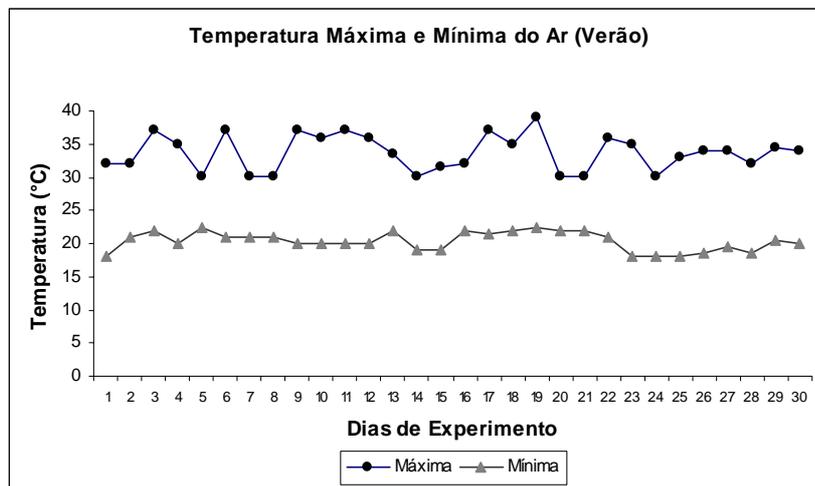


Figura 6: Variação da temperatura máxima e mínima do ar, no período de verão.

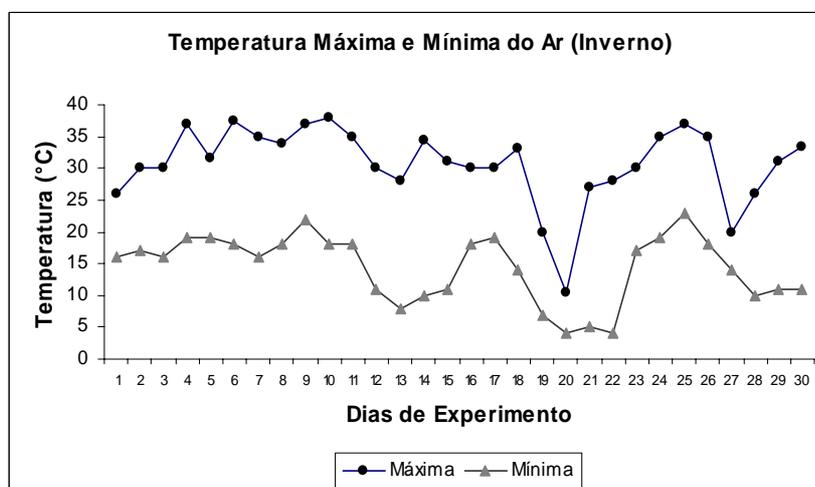


Figura 7: Variação da temperatura máxima e mínima do ar, no período de inverno.

4.2 Temperatura do Ar

A temperatura média do ar no período de verão nas observações da manhã (8h), ao meio dia (12h) e à tarde (16h) apresentaram os seguintes valores: $23^{\circ}\text{C}\pm 1,23$, $30^{\circ}\text{C}\pm 2,09$ e $30^{\circ}\text{C}\pm 2,85$, respectivamente. No período de inverno, os valores observados foram $19^{\circ}\text{C}\pm 4,38$, $28^{\circ}\text{C}\pm 6,63$ e $30^{\circ}\text{C}\pm 7,49$ para 8, 12 e 16 h, respectivamente.

Nas Figuras 08 e 09 pode-se analisar a variação diária da temperatura do ar durante os períodos em que os experimentos foram realizados.

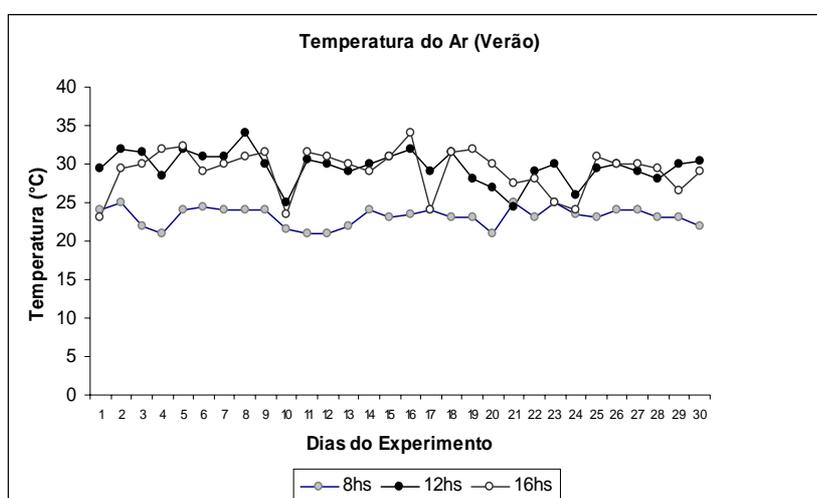


Figura 8: Variação da temperatura diária do ar, no período de verão.

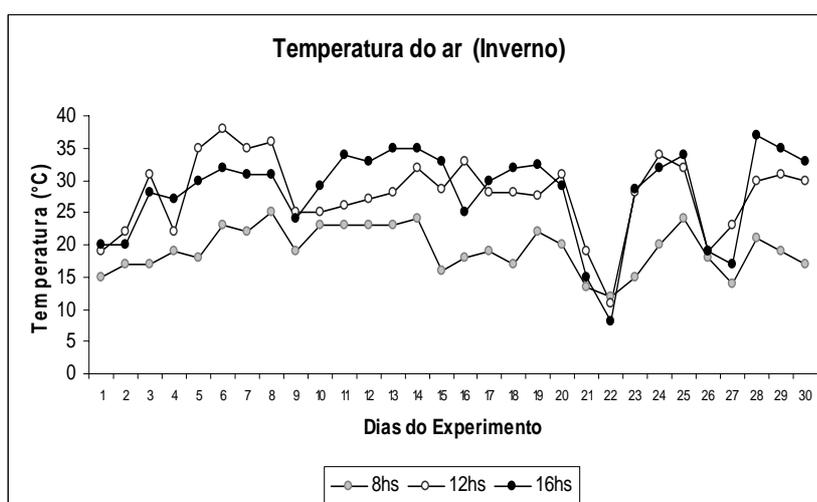


Figura 9: Variação da temperatura diária do ar, no período de inverno.

As maiores temperaturas diárias para o período de verão foram registradas no dia 08 de março às 12h. Enquanto as temperaturas mínimas absolutas ocorreram no período de inverno, sendo registradas nos dias 30 de Agosto e 1 de Setembro, cujo valor atingiu 4°C. Para o período de verão foi registrada uma temperatura mínima absoluta de 18°C no dia 20 de fevereiro.

As temperaturas registradas durante o período de inverno foram atípicas para esse período. Segundo Caviglione et al., 2000, a temperatura normal para esse período seria de 17°C a 18°C.

4.3 Temperatura do Efluente

A temperatura média do efluente utilizado variou pouco ao longo do experimento, de forma que não promoveu alterações nos resultados de desenvolvimento das plantas aquáticas avaliadas. A menor temperatura média do efluente (17,0°C) foi observada às 08h00 no período de inverno e a maior temperatura média de (27,86°C) foi observada às 16h00 no período de verão. No entanto, como a pistia apresenta forma de crescimento e reprodução diferente do aguapé, neste tratamento a lâmina d'água nos tanques foi totalmente ocupada pelas plantas. Contudo não foi suficiente para evitar a perda de calor absorvido durante o dia.

A temperatura ideal para o desenvolvimento do aguapé está entre 25 e 31 °C (Pedralli, 1996), esses valores também foram encontrados por Cancian (2007), que encontrou maior crescimento vegetal para a pistia com temperaturas em torno dos 25 °C. Além das condições de temperatura, em regiões tropicais, a variação sazonal de pluviosidade e do nível de água, tem se mostrado como importantes fatores responsáveis pela variação sazonal da biomassa e da produtividade das macrófitas (SANTOS e ESTEVES, 2004; ENRICH-PRAST e ESTEVES, 2005).

4.4 Umidade Relativa do Ar

No período de inverno, o maior valor médio da umidade relativa do ar foi de 80%±9,6. Valor inferior ao observado no verão, provavelmente devido às massas de

ar frio e seco que predominam na região neste período do ano. O menor valor observado de umidade relativa do ar foi de 41%.

Os valores médios encontrados para a umidade relativa do ar por horário de observação, no período de verão, foram de $83\pm 9,6$ (8h); $59\pm 12,3$ (12h) e $58\pm 12,9\%$ (16h). Para o período de inverno foram de $61\pm 7,8$ (8h); $52\pm 8,6$ (12h) e $44\pm 10,5\%$ (16h) como pode ser observado na Figura 10.

Os valores mais expressivos da umidade relativa do ar (UR) no período do verão foram de 96%, normalmente observados às 08h00 e/ou relacionados aos dias chuvosos, onde a umidade do ar aumenta consideravelmente. Estas variações nos valores de umidade relativa do ar observadas ao longo do dia ou em dias distintos ocorrem em função das variações observadas na temperatura do ar que modifica a capacidade de determinado volume de ar conter vapor d'água. De modo geral, à medida que aumenta a temperatura do ar, diminuem os valores de umidade relativa do ar. O menor valor observado para umidade relativa do ar foi de 42%, ocorrendo às 16h00. Este valor de umidade abaixo do nível adequado para o desenvolvimento vegetal e animal, ocorreu frequentemente no verão em função dos seguidos períodos de estiagem.

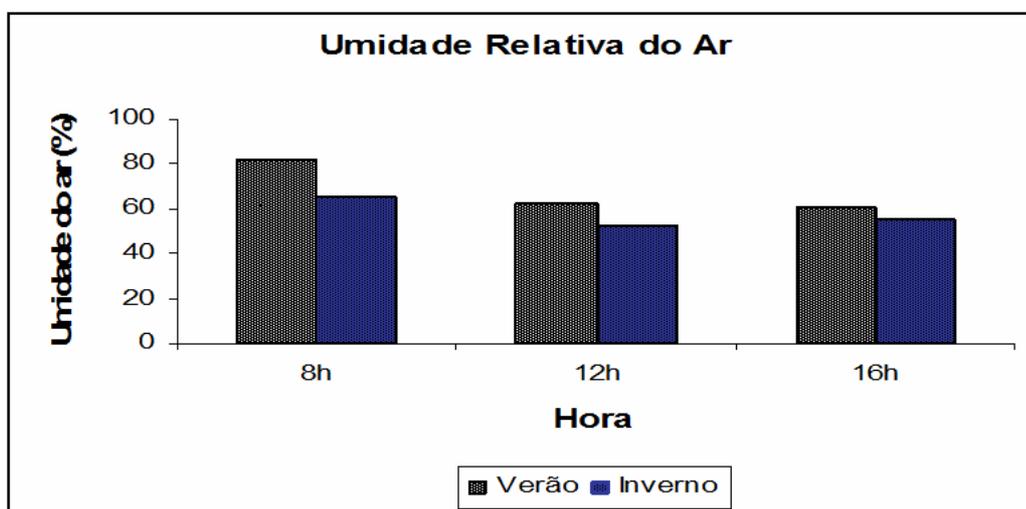


Figura 10: Umidade relativa do ar

4.5 Condutividade Elétrica, pH e Oxigênio Dissolvido

Da Tabela 7 depende-se que as médias dos parâmetros físicos analisados, condutividade elétrica (CE), pH e oxigênio dissolvido (OD), para o aguapé no

período de verão foram de $1,58\pm 0,26$; $7,56\pm 0,17$ e $4,07\pm 0,54$, respectivamente e para a pístia de $1,60\pm 0,24$; $7,66\pm 0,25$ e $3,70\pm 0,42$, respectivamente.

No período de inverno, a condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido em tratamento com aguapé foram $1,35\pm 0,29$, $7,45\pm 0,21$ e $1,43\pm 0,26$, respectivamente, enquanto que para a pístia foram de $1,15\pm 0,22$, $7,66\pm 0,15$ e $1,25\pm 0,23$, respectivamente.

Tabela 7: Dados médios de condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido para o aguapé e pístia, durante o período de verão e inverno.

Parâmetros	Período			
	Verão		Inverno	
	Aguapé	Pístia	Aguapé	Pístia
Cond. elétrica mS.cm^{-1}	$1,58\pm 0,26$	$1,60\pm 0,24$	$1,35\pm 0,29$	$1,15\pm 0,22$
pH	$7,56\pm 0,17$	$7,66\pm 0,25$	$7,45\pm 0,21$	$7,66\pm 0,15$
OD (mgL^{-1})	$4,07\pm 0,54$	$3,70\pm 0,42$	$1,43\pm 0,26$	$1,25\pm 0,23$

De acordo com o que sugere Esteves (1998), a condutividade elétrica reflete a concentração de íons dissolvidos em uma solução. Como pode ser observado na Tabela 7, a condutividade elétrica de $1,60 \text{ mS.cm}^{-1}$ para a pístia no verão e de $1,35 \text{ mS.cm}^{-1}$ para o aguapé no inverno sugerem, segundo Martins e Pitelli (2005), processo de decomposição mais acentuado. O processo de decomposição gera aumento na condutividade elétrica decorrente da liberação de nutrientes.

O pH da água, tanto no verão como no inverno foi maior para o tratamento com pístia (7,66) quando comparado ao de aguapé. Para o tratamento com aguapé, o maior valor foi encontrado no período de verão (7,56). Estes resultados se assemelham aos encontrados por Duarte et al. (2001) que sugerem um pH levemente alcalino para efluentes no estado bruto. O valor de pH encontrado para tratamento com pístia maior que o apresentado para o tratamento com aguapé, provavelmente pode estar relacionado com a menor produção de biomassa da pístia. A menor produção de biomassa desta espécie, se deve, possivelmente, a concentração do efluente (alta ou baixa) reduzindo a taxa de crescimento, promovendo maior decomposição dos tecidos o que aumenta a microbiologia da água e conseqüentemente o pH. Este, segundo Vinatea-Arana (1997) e Esteves (1998), parâmetro importante, pois regula muitos fenômenos químicos e biológicos em ambientes aquáticos.

A concentração de OD é um importante parâmetro ambiental no tratamento de efluentes e em ambos os períodos, os valores se apresentaram abaixo do ótimo para desenvolvimento dos vegetais. Segundo Sinhorini (2005), o oxigênio dissolvido indica o grau de arejamento da água, sendo um indicador da sua qualidade.

Os valores de OD possibilitam avaliar o efeito de despejos oxidáveis com origem orgânica nos recursos hídricos, e também serve como indicador das condições de vida na água. Segundo o art. 15 inciso VI da Resolução 357/05 (CONAMA, 2005) para água de classe 2, o valor mínimo de OD, não deve ser inferior a 5 mgL⁻¹. Os valores mais próximos ao da resolução foram encontrados no período de verão com 4,07 mgL⁻¹ para o aguapé e de 3,7 mgL⁻¹ para a pistia.

4.6 Composição Centesimal das Plantas

Na Tabela 8 são encontrados os valores centesimais de matéria seca, proteína bruta, cinzas, fósforo e nitrogênio na raiz e parte aérea das plantas utilizadas nos experimentos, nos períodos de verão e inverno.

Tabela 8: Valores médios da matéria seca, proteína bruta, cinzas e macronutrientes (fósforo e nitrogênio) da biomassa da parte aérea e raiz das plantas.

Parâmetros	Espécie			
	Aguapé		Pístia	
	Verão	Inverno	Verão	Inverno
Matéria seca PA*	8,50 aA	6,46 aA	6,14 aB	6,53 aB
Matéria seca R*	4,85 bA	5,53 aA	4,80 bA	5,00 aA
Proteína bruta PA*	30,58 aA	33,84 aA	29,26 aB	29,27 aB
Proteína bruta R*	27,36 aA	24,92 aA	26,27 aA	27,30 aA
Cinzas PA*	19,78 bB	22,88 aB	23,26 bA	22,12 aA
Cinzas R*	16,93 bB	22,02 aB	23,84 bA	28,42 aA
Fósforo PA (g/Kg)	31,35 bA	43,21 aA	24,90 bA	41,27 aA
Fósforo R (g/Kg)	38,97 aA	34,33 aA	29,06 aA	40,69 aA
Nitrogênio PA (g/Kg)	88,22aA	38,50 bA	79,7aA	31,94bA
Nitrogênio R (g/Kg)	67,52 aA	26,55 bA	50,46 aA	31,46 bA

PA - Parte Aérea R - Raiz * Dados referentes a matéria seca

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

2) Letras maiúsculas iguais correspondem a médias iguais pelo teste Tukey, ao nível de significância ($P < 0,05$) entre os tratamentos avaliados em ambos os períodos.

As plantas aquáticas são constituídas principalmente de água e tecidos vasculares que apresentam aerênquima bem desenvolvido, dessa forma, pode-se observar que a matéria seca encontrada é reduzida para esses vegetais. A matéria seca encontrada nesse experimento para a parte aérea, quando avaliada estatisticamente, não apresentou diferença significativa ($P > 0,05$) por espécie entre os períodos avaliados. Quando se compara as duas espécies por período do ano foi encontrada diferença estatística significativa para matéria seca da parte aérea. Em relação à matéria seca na raiz, esta apresentou diferença significativa ($P < 0,05$) entre os períodos por espécie, sendo que no período de inverno as plantas aquáticas apresentaram a maior quantidade de MS como pode ser observado na Tabela 8. Os resultados para matéria seca na parte aérea, raiz e total, se assemelham aos encontrados por MARTINS et al. (2003) de 4,41% para pístia e de 5,17% para aguapé em material coletado no reservatório de Salto Grande – SP.

A proteína bruta na matéria seca da parte aérea (PBMSPA) para o aguapé com valores de 33,84% no inverno e de 30,58% no verão foi significativamente ($P < 0,05$) maior, quando se compara as espécies para o mesmo período do ano, que o observado para a pístia, cujos valores foram de 29,27% no inverno e 29,26% no verão. Para aguapé e pístia esta uma variável bromatológica não foi influenciada pelo período do ano (Tabela 8).

De acordo com análise comparativa entre o teor de PBMSPA inicial, de 17,13% para aguapé e 12,75% para a pístia, observa-se que, mesmo com os menores valores, houve um representativo incremento, e deve-se ressaltar que os maiores valores iniciais e finais foram encontrados para aguapé.

Os valores iniciais de proteína bruta na matéria seca da raiz foram de 12,71 % para o aguapé e de 11,44% para a pístia, o que comprova uma adição de proteína bruta nos tecidos radiculares de ambas espécies e períodos do ano avaliados. Entretanto, não foi constatada diferença estatística significativa ($P < 0,05$) nas espécies por período do ano e nem entre espécies para um mesmo período do ano.

Na Tabela 9 foram apresentados os valores comparativos de proteína bruta no peso seco de alguns experimentos em que se utilizou aguapé e pístia. Nota-se que para biomassa total, os maiores valores encontrados foram para a pístia e são todos inferiores aos encontrados no presente trabalho.

Tabela 9: Valores comparativos de proteína bruta da biomassa de *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*.

Espécie	Biomassa	% Peso Seco	Autores
		Proteína	
E. crassipes	Total	13,37	Lopes-Ferreira (1998)
E. crassipes	Total	13,44	Aoi & Hayashi (1996)
E. crassipes	Aérea	13,75	Da Silva et al. (1994)
E. crassipes	Submersa	10,62	Da Silva et al. (1994)
E. crassipes	Total	7,2	Henry-Silva & Camargo (2002)
P. stratiotes	Total	20,75	Lopoes- Ferreir (2000)
P. stratiotes	Total	10,31	Aoi & Hayashi (1996)
P. stratiotes	Total	11,65	Henry-Silva & Camargo (2000)
P. stratiotes	Total	8,8	Henry-Silva & Camargo (2002)

O aguapé e a pístia podem ser considerados vegetais com altos teores de proteína por apresentarem valores de PB acima de 12% (Boyd, 1970). Para o capim-gordura (*Melinis minutiflora*), o valor é de 9,0% e, sabendo que o mesmo apresenta a função de planta forrageira em razão de seu valor nutritivo, as macrófitas estudadas também poderiam ser utilizadas para este fim (LORENZI, 2000).

Thomaz e Esteves (1984) também encontraram valores de proteína inferiores em diferentes tipos de forragens (3,10 a 7,90% PB), enquanto Cândido et al. (2002) constataram teores de proteína variando de 5,90 a 8,70% PB em silagens de híbridos de sorgo (*Sorghum bicolor*). Dessa forma, as plantas utilizadas nesse experimento apresentaram alto teor de proteína bruta, indicando que também podem ser utilizadas na alimentação animal, pelo alto valor nutritivo encontrado em ambas as espécies.

Os valores de porcentagem de cinza na matéria seca na parte aérea (CZMSPA) para os períodos de verão e inverno para o tratamento com pístia foram de 23,26% e 22,12% e para o aguapé de 22,88% e 19,78%, respectivamente, como mostra a Tabela 8. Em relação aos valores encontrados inicialmente para este parâmetro observa-se que as espécies estudadas apresentaram aumento no teor de cinzas da parte aérea. O valor inicial obtido para o aguapé foi de 29,39%, representando um incremento, quando comparado ao da pístia, de 20,69%.

Os valores encontrados neste experimento apresentam uma variação significativa ($P < 0,05$) entre as espécies e os períodos de cultivo. O maior teor de cinzas na parte aérea foi encontrado para pístia no período de verão.

O teor de cinza na matéria seca da raiz (CZMSR) foi maior para pístia no período de inverno (28,42%), enquanto para aguapé no mesmo período foi de 22,02%, como consta na Tabela 8. Os teores iniciais de cinza na raiz de pístia foram de 16,6% e de 14,5% para o aguapé. Desta forma, para pístia houve acúmulo de cinzas na raiz para os dois períodos de realização do experimento e para o aguapé, esse acúmulo só foi observado no período de inverno (Tabela 8).

Os dados de CZMSR analisados pelo teste de variância mostram que houve diferenças significativas ($P < 0,05$) entre espécies e períodos do ano em que o experimento foi desenvolvido. O teor de cinza na matéria seca da raiz foi maior para pístia quando comparado ao aguapé em ambos os períodos do ano.

De acordo com o que sugerem Henry-Silva et al. (2001), a exemplo do que ocorreu com a pístia, plantas que armazenam maior quantidade de minerais tendem a contribuir mais diretamente para a ciclagem de nutrientes. Entretanto, o material mineral encontrado na biomassa das macrófitas aquáticas é um dos principais fatores limitantes ao seu uso como forragem. Esse alto teor de cinzas tende a diminuir a porcentagem de matéria orgânica, reduzindo o valor nutritivo desses vegetais. Portanto, quanto menor o conteúdo mineral de uma espécie, maior será a sua contribuição em termos de matéria orgânica.

Os resultados obtidos revelam que as espécies *E. crassipes* e *P. stratiotes* apresentaram um elevado teor de cinzas, sendo superiores aos encontrados por Thomaz e Esteves (1984) para forragens utilizadas na alimentação de bovinos (3,80 a 7,40% MS).

De acordo com Larcher (2000), plantas que se desenvolvem em locais pobres em nutrientes apresentam reduzidos teores de minerais em sua biomassa (1 a 3% MS). Por outro lado, plantas que crescem em ambiente salino possuem conteúdo de matéria mineral que pode alcançar até 55% MS, sendo esta, uma justificativa para o elevado teor encontrado nesse experimento.

Os teores de fósforo na parte aérea apresentaram diferença significativa ($P < 0,05$) quando se avalia a espécie por períodos do ano. No inverno houve acúmulo desse nutriente na parte aérea para aguapé e pístia, ficando acima de 40g kg^{-1} . Quando se compara as espécies para uma mesma época do ano não foi

observada diferença estatística significativa nos resultados. Quando se analisa o teor de fósforo na raiz, não se encontrou diferença significativa ($P < 0,05$) entre espécies e nem entre os períodos (Tabela 8).

Os teores de fósforo na parte aérea e raiz das plantas e nos distintos períodos foram superiores aos encontrados por Aoi e Hayashi (1996) (1,03% MS), que estudaram as mesmas espécies. Essas variações intra-específicas nos teores de fósforo podem estar associadas às diferentes condições tróficas dos ambientes aquáticos, que influenciam as taxas de crescimento e os conteúdos de nutrientes dos tecidos vegetais. Cabe ressaltar que, no presente trabalho, as concentrações de fósforo no efluente, tratado por ambas as espécies de macrófitas aquáticas foram superiores às constatadas no trabalho mencionado.

Os valores de nitrogênio encontrados no material vegetal foram elevados quando comparados aos encontrados por Corrêa et al., (2003) que avaliou a composição química e bromatológica de plantas aquáticas e obteve valores abaixo de 30g kg^{-1} . Esses valores também foram superiores aos encontrados por Bitar (1998) de $34,9\text{g kg}^{-1}$ em *P. stratiotes* e por Greenway (1997) de 35mg g^{-1} em plantas de *Monochoria cyanea* nos lagos de Queensland.

Henry-Silva e Camargo (2006), avaliando a composição química das mesmas plantas aquáticas utilizadas nesse experimento, encontraram valores de 12,45 e 15,09% para PB, 17,09 e 18,95% para cinzas, 0,26 e 0,38% para PT e 2,00 e 2,40% para NT para *E. crassipes* e *P. Stratiotes*, respectivamente.

4.7 Avaliação da Eficiência do Sistema na Remoção de Nitrogênio e Fósforo Total

Durante o experimento, os valores médios de concentração e remoção (%) dos parâmetros, nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT), nos dois períodos e nos dois tratamentos, estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Valores médios da concentração inicial e final do efluente, da porcentagem de redução para nitrogênio e fósforo total do experimento.

Parâmetros		Efluente		Aguapé		Pístia	
		Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno
NNT	Concentração (mgL ⁻¹)	418,78	387,33	63,87	111,17	47,25	138,25
	Remoção (%)			85,71 aA	71,29 bA	88,69 aA	64,31 bA
PPT	Concentração (mgL ⁻¹)	61,23	54,39	38,18	30,80	34,70	39,22
	Remoção (%)			37,64 aA	43,37 aA	43,33 aA	27,89 aA

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

2) Letras maiúsculas iguais correspondem a médias iguais pelo teste Tukey, ao nível de significância ($P < 0,05$) entre os tratamentos avaliados em ambos os períodos.

4.7.1 Nitrogênio total

O efluente utilizado no experimento apresentou redução significativa ($P < 0,05$) de NT quando se compara os períodos de verão e inverno por espécie. O período em que se observou as maiores reduções de nitrogênio total foi o verão, sendo de 88,69% para a pístia e de 85,71% para o aguapé, como pode ser analisado na Tabela 10. Esses valores estão próximos aos 76,9% encontrados por Hussar & Bastos (2008) que avaliaram o tratamento do efluente de piscicultura, enquanto Reidel (2004) encontrou redução de 94,96% e 95,91% em TDH de 10 e 7 dias, respectivamente no pós tratamento de efluente de agroindústria com aguapé. Essa elevada remoção de nitrogênio talvez seja explicada pelo TDH que foi utilizado no experimento.

A remoção de nitrogênio total pelo aguapé no período de inverno foi de 71,29% e de 64,31% para pístia, sendo inferiores aos encontrados para o período de verão. Quando comparados aos resultados de Gentiline (2007), cujos valores de remoção variaram entre 20,96% e 39,90% em TDH entre 4, 8 e 12 horas, foram superiores. O mesmo pode ser observado em relação ao trabalho de Henry-Silva e

Camargo (2006) que obtiveram remoção de 41,6% com o aguapé em TDH de 33 horas e Camargo et al. (2008) com uma remoção média de 46,1%.

Trabalhos envolvendo remoções de nitrogênio também foram desenvolvidos por Lymbery *et al.* (2006) que encontraram remoção de 69% para o NT utilizando a macrófita aquática *Juncus kraussii*. Hussar et al. (2005) encontraram remoção média de 36,15%, com um TDH de 34 horas. Scolari (2004) utilizando lagoas de aguapé, precedidas por decantador e lagoas anaeróbias, no tratamento de efluente de suinocultura, encontrou uma redução de 94% de nitrogênio, sendo utilizado um TDH de 20 dias.

Em sistemas semelhantes e tratando esgoto doméstico, Souza e Bernardes (1996) obtiveram uma remoção média de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) de 53,4%, enquanto Mansor (1998) relata remoção média de 54,86% e Valentim (1999) redução média de 47,50%.

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*. Esse resultado pode ser utilizado como referência ao analisar as taxas de remoção de NT sob condições controladas, o que possibilita um melhor acomodamento para as plantas quando comparado ao ambiente em que foi conduzido o presente estudo, justificando a menor remoção observada.

4.7.2 Fósforo Total

Da Tabela 10 depreende-se que não foi observada diferença estatística significativa ($P < 0,05$) para redução de fósforo total quando se compara espécie utilizada por período do ano e nem entre as espécies para o mesmo período do ano em que o efluente foi tratado.

No entanto, em termos de valores numéricos, a maior remoção de fósforo total foi observada para o tratamento com aguapé no período de inverno (43,37%) e para o tratamento com pístia no período de verão (43,33%). Estes valores condizem com os encontrados por Gentiline (2007) que obteve remoção entre 41,57 e 43,42% de fósforo total no tratamento de efluente de piscicultura. Segundo o autor esta

redução foi significativa e representa bons resultados quando da utilização de plantas aquáticas no tratamento de efluentes.

Estes resultados corroboram ainda os encontrados em *wetlands* por LIN e YI (2003) com remoção de fosfato entre 32 e 71% no tratamento de efluente de aquicultura e os Tilley et al. (2002) com remoção de 31% em sistema de recirculação para cultivo de camarão. Entretanto, Lin e Yi (2003) obtiveram uma remoção de somente 24% do PT em cultura de arroz.

As remoções de fósforo total observadas para as espécies e períodos do ano foram inferiores as encontradas por Henry-Silva e Camargo (2006) que obtiveram uma remoção significativa de 82,0% com aguapé em TDH de 33 horas e por Schulz et al. (2004) que utilizaram *wetlands* em fluxo superficial livre no tratamento de efluente de aquicultura e obtiveram remoção de 53% e 41% com TDH de 11 e 3,5 horas, respectivamente. Da mesma forma, pode-se destacar o trabalho de Reidel (2004) que encontrou redução de 81% para TDH que variou de 7 a 10 dias. Esta discrepância obtida nos resultados para aguapé e pístia no período de inverno e verão em relação aos demais trabalhos se deve, possivelmente, ao manejo do sistema cuja circulação ocorreu por fluxo contínuo.

4.8 Produção de Biomassa

Os valores de peso inicial e final, produção de biomassa e ganho de peso durante o período experimental para os tratamentos e períodos do ano estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11: Produção de biomassa e ganho de peso das macrófitas aquáticas em cada tratamento e período experimental.

Parâmetros	Tratamentos			
	Aguapé		Pístia	
	Verão	Inverno	Verão	Inverno
Peso inicial (kg.m ⁻²)	2,00	2,00	2,00	2,00
Peso final (kg.m ⁻²)	6,04aA	5,19bA	3,78aB	2,71bB
Produção de biomassa (kg.m ⁻²)	4,04aA	3,19bA	1,78aB	0,71bB
Ganho de Peso (g.m ⁻² .dia ⁻¹)	134,00	106,00	59,30	23,66

Notas: 1) Letras minúsculas iguais correspondem a médias iguais pelo teste de Tukey, ao nível de significância ($P < 0,05$) entre períodos para as espécies avaliadas.
 2) Letras maiúsculas iguais correspondem a médias iguais pelo teste Tukey, ao nível de significância ($P < 0,05$) entre os tratamentos avaliados em ambos os períodos.

Da Tabela 11 depreende-se que o peso inicial de biomassa *in natura* para os dois tratamentos e períodos do ano foi de $2,00 \text{ kg m}^{-2}$. O peso final da biomassa diferiu estatisticamente ($P < 0,05$) entre as espécies utilizadas no tratamento do efluente de suínos e para o período do ano. O aguapé, tanto para o período de verão como para o de inverno, apresentou peso final de biomassa praticamente duas vezes maior que o observado para a pístia nas mesmas épocas do ano.

No período de verão, a produção de biomassa do aguapé ($4,04 \text{ kg m}^{-2}$) foi significativamente maior ($P < 0,05$) em 55,94% que a obtida para pístia ($1,78 \text{ kg m}^{-2}$). No período de inverno, a produção de biomassa desta espécie ($3,19 \text{ kg m}^{-2}$) foi 77,74% maior ($P < 0,05$) que a observada para pístia ($0,71 \text{ kg m}^{-2}$). Quando se avalia a espécie para as distintas épocas do ano foram observadas diferenças significativas ($P < 0,05$) na produção de biomassa, como pode ser comprovado na Figura 11.

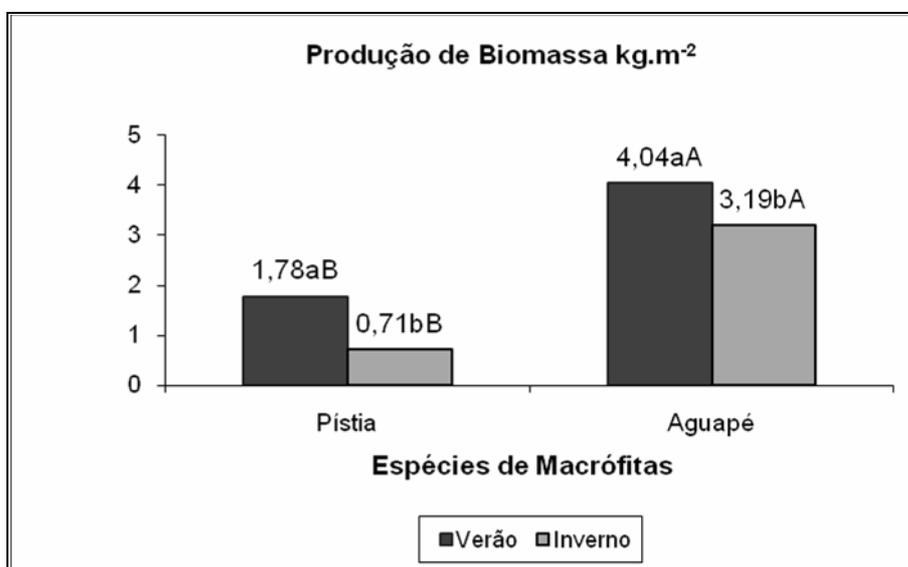


Figura 11: Médias de produção de biomassa em (Kg.m^{-2}), durante o período experimental para os tratamentos avaliados.

Embora tenham sido observadas diferenças entre espécies, os resultados não conferem com aqueles obtidos por Reidel et al. (2003) que obtiveram uma produção de biomassa para aguapé de $6,38 \text{ kg m}^{-2}$ fertilizado com cama de aviário por um período de 8 semanas. Resultados mais expressivos de produção de biomassa de

aguapé ($16,21\text{kg m}^{-2}$) foram encontrados por Mees (2006) em sistema de tratamento de efluentes de matadouro e frigorífico. A maior produção de biomassa observada nestes trabalhos pode estar relacionada a maior disponibilidade de nutrientes nos efluentes utilizados em comparação com o efluente proveniente de suinocultura.

O aguapé apresentou grande capacidade de produção de biomassa, mesmo em condições de temperaturas médias da água abaixo de 24°C registradas no período de inverno a partir de 16h00. Considerando que a temperatura ideal para o desenvolvimento desta espécie encontra-se entre 25 a 31°C . O baixo desempenho da pístia no período de inverno ($0,71\text{kg m}^{-2}$ de produção de biomassa) se deve ao fato da espécie se reproduzir melhor em ambientes tropicais com temperaturas mais elevadas.

O ganho de peso diário para aguapé entre $106,00$ e $134,00\text{g m}^{-2}\text{ dia}^{-1}$ ficou próximo aos valores encontrados por Pedralli (1996) em ambientes naturais e que foi de $110\text{g m}^{-2}\text{ dia}^{-1}$. No entanto, de acordo com o que sugerem Alves et al. (2003), o aguapé apresenta um ganho de peso diário de 80g m^{-2} em ambientes naturais. Enquanto, Reidel (2004) reporta valores de $279,5\text{g m}^{-2}\text{ dia}^{-1}$ em pós-tratamento de efluente de agroindústria com TDH de 7 dias. Esse elevado ganho de peso pode estar relacionado a grande quantidade de nutrientes nos efluentes utilizados e que ficaram disponíveis para as macrófitas, sendo que o efluente utilizado não estava diluído.

O menor desempenho quanto à produção de biomassa e de ganho de peso pela pístia nos dois períodos, em parte se explica pela alta mortalidade de plantas nas calhas mais próximas do reservatório de efluente que alimentava o sistema. Neste caso, é provável que a alta concentração de nutrientes na água, inadequada para a espécie, provocou a morte destas plantas, como pode ser observado na



Figura 12.

Figura 12: Morte das plantas durante o período experimental, nos primeiros tanques para a espécie pístia.

CONCLUSÕES

Os sistemas de tratamento utilizando aguapé e pístia foram eficientes no polimento final do efluente de suinocultura, apresentando remoção do nitrogênio total entre 64,31% a 88,69%, mostrando uma maior eficiência no período de verão. Já, em relação à remoção do fósforo total, este parâmetro variou entre 27,89% a 43,37%, resultados consideráveis bons quanto à remoção do fósforo pelo sistema, mas, não apresentando diferença significativa entre as espécies e os períodos avaliados.

Os melhores resultados em termos de produção de biomassa e ganhos de peso diário foram de 6,04 e 5,19 kg.m⁻² para o tratamento com aguapé e período de verão indicando condições de temperatura mais adequadas para esta espécie.

REFERÊNCIAS

ALVARADO, G.R.P.; FASANARO, R. Aguapés: sua aplicação no tratamento biológico dos esgotos e na produção de energia alternativa. **Engenharia Sanitária**, v. 19, n. 1, p. 68-69, 1980.

ALVES, E.; et al. 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.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **APHA - Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, 1998. 824 p.

ANDREADAKIS, A. D. Anaerobic digestion of piggery wastes. **Wat. Sci. Tech.**, v. 25, n. 1, p. 9-16, 1992.

AOAC – ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS HORWITZ W. (Ed). Official Methods of Analysis of Analytical Chemists, 17 ed. Arlington: Inc., 2000. V. 1 e V. 2.

AOI, T.; HAYASHI, T. Nutrient removal by water lettuce (*Pistia stratiotes*). **Water Sci. Technol.**, v. 34, n. 7, p. 407-412, 1996.

ASSIS, F.O. Bacia hidrográfica de Rio Quilombo: dejetos de suínos e impactos ambientais. **Revista Ra'e Ga**, Curitiba, n. 8, p. 107-122,. 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA PRODUTORA DE CARNE SUÍNA. **ABIPECS 2008**. Disponível em: <http://www.abipecs.org.br/relatorios/rela2008_P.pdf>. Acesso em: 15 maio 2009.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS – AOAC. **Official methods of analysis of AOAC**. 16.ed. Washington, USA: AOAC, 2000. 1141p.

BARKO, J.; GUNNISON, D.; CARPENTER, S.R. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. **Aquatic Botany**, v.41, p. 41-65, 1991.

BELLI FILHO, P. et al. Tecnologias para o tratamento de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 166-170, 2001

BEYRUTH, Z. Macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embu-mirim, São Paulo, Brasil. **Revista Saúde Pública**, v. 26, n. 4, p. 271-282, ago. 1992. Disponível em: <<http://www.scielo.org/pdf/rsp/v26n4/10.pdf>>. Acesso em: 25 abr. 2007.

BEZERRA, T. P.; SILVA, C. P.; LOPES, J. P. Utilização da macrófita aquática *Egeria densa* PLANCHON, 1849 (Hydrocharitaceae) na produção de tijolos para a

construção civil. **Revista Brasileira de Engenharia Pesca**, Maranhão, v. 2, n. 1, p.113-127, 2007.

BITAR, A. L. Fluxo de nitrogênio e seu uso por duas macrófitas (*E. crassipes* e *P. stratiotes*) no reservatório de Salto Grande (Americana-SP). São Carlos, 1998 97f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo.

BIUDES, J.F.V. & CAMARGO, A.F.M. Estudo dos fatores limitantes à produção primária por macrófitas aquáticas na Brasil. *Oecol. Bras.*, 12 (1): 7-19, 2008.

BOYD, C.E. Aminoacids protein and caloric content of aquatic macrophytes. **Ecology**, v. 51, p. 902-906, 1970.

BOYD, C.E. Effluents from catfish ponds during fish harvest. **J. Environ. Qual.**, v. 7, p. 59-62, 1978.

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

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.; SILVA, G.H.G. da (org.). **Utilização de Plantas Aquáticas no Tratamento de Efluentes de Aqüicultura**. Disponível em: <http://www.unesp.br/propp/dir_proj/MeioAmb/MeioAmb08.htm>. Acesso em: 05 jul. 2008.

CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M.; HENRY-SILVA, G.G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M.; BINI, L.M. (Eds.) **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Ed. UEM, 2003. p. 59-83.

CANCIAN, L.F. Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo. Jaboticabal, 2007. 55p. Dissertação (Mestrado) – UNESP.

CANDIDO, M.J.D.C. et al. Valor nutritivo de silagens de híbridos de sorgo (*Sorghum bicolor* (L.) Moench) sob doses crescentes de adubação. **R. Bras. Zootec.**, v. 31, n. 1, p. 20-29, 2002.

CARDOSO, L.R.; MARTINS, D.; TERRA, M.A. Sensibilidade a herbicidas de acessos de aguapé coletados em reservatório de Estado de São Paulo. **Plantas Daninhas**, v. 21, p.61-67, 2003. (Edição especial).

CAVIGLIONE, João Henrique; KIIHL, Laura Regina Bernardes; CARAMORI, Paulo Henrique; OLIVEIRA, Dalziza. *Cartas climáticas do Paraná*. Londrina: IAPAR, 2000.

CEZAR, V.R.S. et al. Avaliação da degradação de macrófitas aquáticas descartadas em ambientes protegidos. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 23, n. 2, p. 255-261, 2005.

COELHO, T. Aguapé: bom, bonito e barato. **Ecologia e Desenvolvimento**, n. 38, p. 2-4, 1994.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. **DOU**, Brasília, 2005. Coleção de Leis da Republica Federativa do Brasil.

CORRÊA, M.R.; VELINI, E.D.; ARRUDA, D.P. Composição química e bromatológica de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. **Plantas Daninhas**, Viçosa – MG, v. 21, p7-13, 2003.

DALLA COSTA, R. **Biodigestão de resíduos da suinocultura**. Maringá, 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá.

DARTORA, V.; PERDOMO, C.C.; TUMELERO, I.L. Manejo de dejetos de suíno. **Boletim informativo BIPERES**, Concórdia, SC, n. 11, p. 1-33, mar. 1998.

DENÍCULI, W. et al. Uso de aguapés na redução de sólidos totais da águas resíduarias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 8, n. 1, p. 38-51, 2000.

DIAS, S.M. Tratamento de efluentes em zonas húmidas construídas ou leito de macrófitas. **Boletim de Biotecnologia na Net**, n. 60, jul. 1998. Disponível em: <<http://www.itqb.unl.pt/~bc/publica/bbnet/julho60/bbiotecn.htm#Ambiental>>. Acesso em: 20 jul. 2007.

DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Boletim Informativo BIPERS**, Concórdia, SC, v. 10, n. 14, p.4-28, ago. 2002.

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: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2001, João Pessoa - PB. **Anais...** João Pessoa – PB: ABES, 2001. Disponível em: <<http://www.cepis.org.pe/bvsaidis/aresidua/i-097.pdf>>. Acesso em: 21 mar. 2006.

ESTADOS UNIDOS. Department of Ecology. Water Hyacinth (*Eichornia crassipes*): technical information Disponível em: <<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/aqua010.html>>. Acesso em: 21 mar. 2006.

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

ENRICH-PRAST, A.; ESTEVES, F.A. Flood pulse influence and anthropic impact on the chemical composition and energy content of *Oryza glumaepatula* in an Amazonian lake. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2, p. 451-458, 2005.

ESPINOZA-QUIÑONES, F.R. et al. Removal of heavy metal from polluted river water using Aquatic macrophytes *Salvinia* sp. **Brazilian Journal of Physics**, v. 35, n, 3B, p. 743-746, 2005.

ESTEVES, F.A. Fósforo. In: _____. **Fundamentos de limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. p. 223-243.

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

ESTEVES, F.A.; CAMARGO, A.F.M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 1, p. 273-298, 1986.

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.

GENTELINI, A.L. Tratamento de efluente de piscicultura orgânica utilizando macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (Mart Solms) e *Egeria densa* (Planchon.). Cascavel, 2006. 68 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

GENTELINI, A.L. et al. Produção de biomassa das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Egeria densa* (egeria) em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 29, n.2, p. 441-448, 2008.

GRADY, C.P.L. et al. **Biological wastewater treatment**. 2.ed. New York: Marcel Dekker, 1999. 1076 p.

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

GREENWAY, M. Nutrient conten of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. **Water Sci. Technol.**, v.35, n. 5, p. 135-42, 1997.

GUIMARÃES, L.T. Utilização do sistema de informação geográfica (SIG) para identificação de áreas potenciais paradisposição de resíduos na bacia do

Paquequer, município de Teresópolis – RJ. Rio de Janeiro, 2000. 172p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro.

HENRY-SILVA, G.G. et al. Chemical composition of five species of aquatic macrophytes from lotic ecosystems of the southern coast of the state of São Paulo (Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v. 13, n. 1, p. 11-17, 2001.

HENRY-SILVA, G.G. Alagados artificiais com macrófitas aquáticas. **Ciência das Plantas Daninhas**, v. 12, n. 2, p. 5-10, 2006.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Avaliação sazonal da biomassa da macrófita aquática *Eichhornia azurea* em um rio das águas brancas da bacia hidrográfica do rio Itanhaém (litoral sul do estado de São Paulo – Brasil). **Hoehnea**, v. 30, n. 1, p. 71-77, 2003.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes aquicultura. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 24, n. 1, p. 21-28, 2006.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Composição química de quatro espécies de macrófitas e possibilidade de uso de suas biomassas. **Naturalia**, Rio Claro, v. 25, p. 111-125, 2000.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Science Agric.**, Piracicaba, 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. Jaboticabal, 2001. 79 f. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) - Universidade Estadual Paulista.

HUSSAR, G.J. et al. 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.

HUSSAR, G.J.; BASTOS, M.C. Tratamento de efluente de piscicultura com macrófitas aquáticas flutuantes. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 3, p. 274-285, set/dez. 2008.

KISSMANN, K.G. **Plantas infectantes e nocivas**. São Paulo: BASF, 1995. Tomo 3. 683 p.

KRUGER, N. **O sudoeste do Paraná: história da bravura, trabalho e fé**. Curitiba: Ed. Posigraf, 2004. p. 8-186.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, 2000. 531 p.

LIMA, M. et al. Crescimento e absorção de alguns elementos químicos em aguapé, alface da água e lentilha da água, no período de inverno, em Pinhais-PR. In:

SEMINÁRIO DO PROJETO INTERDISCIPLINAR SOBRE EUTROFIZAÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO NA BACIA DO ALTÍSSIMO IGUAÇU, 4, 2003, Curitiba-PR. **Resumos...** Curitiba- PR: Companhia de Saneamento do Paraná, 2003. p. 1-3.

LIMA, G.M.M. Dejeito legal. **Suinocultura Industrial**, Porto Feliz, n. 138, p. 30-31, abr/maio 2003.

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. et al. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 209, p. 169–184. 2002.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 3.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608 p.

LYMBERG, A.J. et al. 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.

MACÊDO J. A. B. **Águas & águas**. São Paulo: Varela, 2001.

MACRÓFITAS aquáticas. Disponível em: <<http://www.ambientebrasil.com.br/composer.php3?base=./agua/doce/index.html&conteudo=./agua/doce/artigos/macrotas.html>>. Acesso em: 21 mar.

MANSOR, M.T.C. **Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. Campinas, 1998. 106p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas.

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

MARTINS, D. et al. Caracterização química das plantas aquáticas coletadas no reservatório de Salto Grande (Americana – SP). **Plantas Daninhas**, Viçosa-MG, v. 21, p. 21-25, 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. Cascavel, 2006. 55f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel - PR.

MELO Jr., A.S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *Typha sp.*** Campinas, 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas.

MIELE, M.; GIROTTO, A.F. Situação atual e tendência para a suinocultura brasileira nos próximos anos. **Comunicado Técnico**, Concórdia, n, 424, p. 1-6, out. 2006.

MINITAB. **Minitab statistical software**: Release 12. User's guide 1: data, graphics and macros. Tate College, Minitab Inc., 1998.

MUKUNO, D.R.O.; VALIO, I.F.M. Efeito de fatores ambientais na morfologia das folhas de *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms. (aguapé). **Rev. Brasil. Bot.**, v. 8, p. 231-239, 1985.

MÜLLER, A.C. **Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento**. São Paulo: Makron Books, 1995. p. 421.

NACA/FAO. Desenvolvimento da Aquicultura para Além de 2000: A Declaração de Bangueroque e Estratégia. In: CONFERÊNCIA SOBRE AQUACULTURA NO TERCEIRO MILÊNIO, 20-25 fev. 2000, Bangueroque, Tailândia. **Anais...** Bangueroque: NACA; Roma: FAO, Roma, 2000.

NAIME, R.; GARCIA, A.C. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. **Estudos tecnológicos**, v. 1, n. 2, p. 9-20, 2005.

OLIVEIRA, N.M.B. Capacidade de regeneração de *egeria densa* nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. **Planta Daninha**, Viçosa - MG, v. 23, n. 2, p. 363-369, 2005.

OLIVEIRA, R.A. et al. Redução da demanda bioquímica de oxigênio de águas residuárias da suinocultura com o emprego da macrófita aquática. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 1, p. 81-86, 2000.

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

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

PEIXOTO, P.H.P.; PIMENTA, D.S.; ANTUNES, F. Efeito do flúor em folhas de plantas aquáticas de *Salvinia auriculata*. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 40, n. 8, p. 727-734, ago. 2005.

POMPÊO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: Rima, 2003. 124 p.

POMPÊO, M.L.M. Culturas hidropônicas, uma alternativa não uma solução. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 8., 1996, São Carlos-SP. **Anais...** São Carlos-SP, 1986. p. 73-80.

POMPÊO, M.L.M. **Hidropônia e as macrófitas aquáticas**. Disponível em: <<http://vivimarc.sites.uol.com.br/hidroponia.htm>>. Acesso em: 18 out. 2006.

PORRÉCA, L.M. **ABC do meio ambiente: água**. Brasília: IBAMA, 1998. 30 p.

POTT, V.J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS), 2000. 404 p.

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.

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

REIDEL, A. et al. Produção de biomassa de aguapé (*Eichhornia crassipes*) Mart. Solms. fertilizados com diferentes adubos. **Varia Scientia**, Cascavel, v. 3, n. 6, p. 95-101, 2003.

RODELLA, R.A. et al. Diferenciação entre *egeria densa* e *egeria najas* pelos caracteres anatômicos foliares. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v. 24, n. 2, p. 211-220, 2006.

ROESLER, M.R.B; CESCONE TO, E.A. **Projeto: Estudo de indicadores ambientais**: conceitos e aplicações em projetos d gestão ambiental na Bacia do Rio Paraná III. Relatório: Ações do Programa nacional de Maio Ambiente II (PNMA II) e Cultivando Água Boa. Toledo: UNIOESTE/*Campus* de Toledo, 2003.

RUBIO, J. et al. Plantas Aquáticas secas: uma alternativa moderna para remoção de metais pesados e efluentes industriais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 5, n. 1-2, p. 19-24, jan/mar; abri/jun, 2000.

SANTOS, A.M.; ESTEVES, F.A. Influence of water level fluctuation on the mortality and aboveground biomass of the aquatic macrophyte *Eleocharis interstincta* (VAHL) Roemer et Schults. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 2, p. 281-290, 2004.

SCHNEIDER, I.A.H. Plantas aquáticas: adsorventes naturais para a melhoria da qualidade das águas. In: PRÊMIO JOVEM CIENTISTA, 19., 2003. **Água**: fonte de vida. 2003. 16p. Disponível em: <http://www6.ufrgs.br/ltn/attachments/115_Ivo-Trabalho1.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2007.

SCOLARI, T.M.G. **Sistema de utilização e tratamento de dejetos**. Sociedade Nacional de Agricultura. Disponível em: <<http://www.snagricultura.org.br>>. Acesso em: 17 maio 2004.

SETTI, A.A.; WERNECK, J.E.F.L.; CHAVES, A.G.M. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica; Agência Nacional de Águas, 2001.

SILVA, C.J. Observações sobre a biologia reprodutiva de *Pistia stratiotes* L. (Araceae). **Acta Amazônica**, v. 11, n. 3, p. 487-504, 1981.

SILVA, F.M.da et al. Desempenho de um aquecedor de água a biogás. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 608-614, 2005.

SILVA, P.R. **Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos de suínos**. São Carlos, 1973. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo.

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.

SOUZA, L.E.L.; BERNARDES, R.S. Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós tratamentos de leitos cultivados. In: SIMPÓSIO ITALO-BRASILEIRO DE INGENIERÍA SANITÁRIA AMBIENTAL, 3, 1996, Gramado. **Anais...** Gramado, 1996. v.1, n. 9. p. 50-54.

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

STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. Washington, DC: American Public Health Association (APHA), 1995.

SUINOCULTURA industrial. São Paulo, ano 25, edição 168, n. 3, 2003.

TEDESCO, M.J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS; Departamento de Solos, 1995. 174 p.

THOMAZ, S.M.; ESTEVES, F.A. Estudos da biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas quanto ao seu valor nutritivo. In: SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 4., 1984, São Carlos. **Anais...** São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 1984. p. 439-467.

THOMAZ, S.M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 20, n. especial, p. 21-33, 2002.

TILLEY. D.R. et al. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. **Aquacultural Engineering**, Amsterdam, n. 26, p. 81-109. 2002.

TRIPATHI B.D. et al. Nitrogen and phosphorus removal-capacity of 4 chosen aquatic macrophytes in tropical fresh-water ponds. Disponível em: <<http://wos02.isiknowlwdge.com>>. Acesso em: 15 jul. 2007

TRIPATHI B.D.; UPADHYAY, A.R. Dairy effluent polishing by aquatic macrophytes. **Water, Air & Soil Pollution**, Netherlands, v. 143, n. 14, p. 377-385, 2003.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado.** Campinas, 1998. 113p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas.

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

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

ZACARKIM, C.E. **Uso de sistema wetland constituído no pós-tratamento de efluente de curtume.** Cascavel, 2006. 78 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

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