

II-426 – USO DE MACRÓFITAS PARA O TRATAMENTO TERCIÁRIO EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Karoline Alves da Silva⁽¹⁾

Bióloga pela Universidade Federal do Espírito Santo – UFES (2004). Tecnóloga em Saneamento Ambiental pelo Centro Federal de Educação Tecnológica do Espírito Santo – CEFETES (2008). Tecnóloga de Sistemas de Saneamento da Companhia Espírito Santense de Saneamento – CESAN.

Paulo Cezar Caliar⁽²⁾

Químico pela Universidade Federal do Espírito Santo/UFES (1997). Mestre em Engenharia Ambiental pela UFES (2004). Doutorando em Engenharia Ambiental pela UFES. Professor do Instituto Federal do Espírito Santo (IFES).

Endereço⁽¹⁾: Rua Antônio Bento, 37 – Centro - Castelo - ES - CEP: 29360-000 - Brasil - Tel: +55 (28) 3542-1305 - Fax: +55 (28) 3542-1305 - e-mail: karoline.alves@cesan.com.br

RESUMO

Foram estudadas duas espécies de macrófitas aquáticas emergentes de ampla distribuição e fácil obtenção, *Eichornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, coletadas em sistemas lacunares eutrofizados, para analisar comparativamente sua capacidade de remover nitrogênio e fósforo, nas formas de nitrato e fosfato, de efluentes domésticos tratados em nível secundário, como proposta de tratamento terciário de baixo custo de implantação e manutenção. Os parâmetros observados foram a capacidade de adaptação às condições do sistema e as concentrações destes nutrientes no efluente final dos tratamentos em relação ao afluente do sistema (esgoto tratado apenas em nível secundário). Também foram testados cinco tempos de detenção hidráulica, a fim de se observar a influência desse fator na eficiência do sistema. De forma geral, *E. crassipes* se sobressaiu em relação a *P. stratiotes* nos parâmetros avaliados, tendo se adaptado e desenvolvido consideravelmente durante o experimento, enquanto *P. stratiotes* demonstrou grande dificuldade de adaptação ao sistema. Quanto à remoção de nutrientes, *E. crassipes* removeu mais nitrogênio do que *P. stratiotes*, apresentando melhor performance entre 12 e 14 dias de detenção hidráulica para a remoção de fosfato enquanto que *P. stratiotes* obteve seu melhor resultado com 7 dias de detenção hidráulica. Já em relação ao nitrogênio, as espécies demonstraram comportamento semelhante, especialmente até os 10 dias de detenção hidráulica, a partir do qual *E. crassipes* propiciou menores concentrações no efluente, enquanto que no tratamento com *P. stratiotes* essas concentrações tendem a aumentar.

PALAVRAS-CHAVE: Macrófitas Aquáticas, Tratamento Terciário, Nitrogênio, Fósforo, Tratamento de Esgotos.

INTRODUÇÃO

Tem-se observado nos últimos anos uma acelerada deterioração da qualidade das águas naturais, resultante entre outros motivos, da descarga em quantidades crescentes de efluentes nos cursos d'água. Na maioria dos países, o impacto do lançamento de efluentes originados de estações de tratamento de esgotos em mananciais é motivo de grande preocupação. Uma série de legislações ambientais, critérios, políticas e revisões procuram influenciar tanto na seleção dos locais de descarga quanto no nível de tratamento exigido para garantir que os impactos ambientais provocados pela disposição destes efluentes tratados sejam aceitáveis (OLIVEIRA e SOUZA, 2005).

A remoção efetiva de poluentes, particularmente os nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P) é de vital importância no controle da poluição cada vez maior dos mananciais. No Brasil, apenas 49% de todo o esgoto produzido é coletado através de rede, e apenas 10% do esgoto total recebe algum tipo de tratamento. Esta pequena parcela de esgotos é, em sua maioria, tratado em nível secundário, ou seja, têm removidos principalmente sólidos e matéria orgânica não sedimentável e, eventualmente, nutrientes como nitrogênio e fósforo (BORSOI *et. al.*, 1997).

Os esgotos tratados em nível secundário apresentam quantidades consideráveis de nutrientes, capazes de promover a eutrofização do corpo hídrico receptor (OLIVEIRA E SOUZA, 2005). A eutrofização é um



processo que ocorre naturalmente nos rios e lagos. Porém, quando intensificado pelas atividades antrópicas há a deterioração da qualidade das águas, o que acarreta prejuízos tanto ambientais quanto aos seus usos múltiplos (ODUM, 1988; SPERLING, 2005).

Este processo de fertilização em corpos hídricos estimula o crescimento de macro e microorganismos fotossintetizantes (FARIA et al., 2006), o que gera preocupação devido ao efeito da eutrofização sobre a concentração de oxigênio dissolvido (OD) nas águas receptoras (GENTILINI, 2007). Durante o dia, esses organismos produzem oxigênio como subproduto da fotossíntese, porém, no período noturno não realizam a fotossíntese, mas sim a respiração, consumindo oxigênio do meio, trazendo prejuízos à fauna aquática devido à redução do OD nesse período.

Contudo, os resultados obtidos no tratamento secundário podem ser melhorados empregando-se o tratamento terciário, ou polimento, que é o tratamento dos resíduos que permanecem no efluente final de um tratamento secundário, ou seja, tem a finalidade de clarificar o efluente e prepará-lo para o lançamento no corpo receptor ou para o reuso.

As crescentes exigências com relação ao lançamento de efluentes tratados estão viabilizando o estudo e a aplicação de diferentes tecnologias para aprimoramento dos sistemas de tratamento. As necessidades de remoção de nitrogênio e fósforo tornam a utilização de macrófitas aquáticas uma alternativa importante pela sua eficiência, baixo custo e condições climáticas favoráveis. No entanto, ainda existe uma carência de estudos quanto à aplicação no pós-tratamento de efluentes, conforme Naime e Garcia (2005) e Reidel et al. (2005).

A utilização do aguapé (*Eichornia crassipes*) tem apresentado bons resultados no tratamento de efluentes líquidos diversos, principalmente para esgotos sanitários e remoção de material particulado, sendo muitas vezes chamado de esponja ou filtro natural (BARRETO, 2005). Em contrapartida, não há muitos estudos acerca da utilização da espécie *Pistia stratiotes*, também conhecida por alfaca d'água, para a remoção de nutrientes em efluentes. Neste contexto, são definidos os objetivos deste trabalho.

OBJETIVO GERAL

Avaliar, comparativamente, a eficiência de duas espécies de plantas aquáticas, *Eichornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, na remoção de nutrientes (N e P) de efluentes tratados em nível secundário em estações de tratamento de esgoto de pequenas vazões.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Avaliar quantitativamente a remoção dos nutrientes N e P pelas espécies estudadas.
2. Identificar a espécie com maior capacidade de adaptação às condições de operação do sistema.

MATERIAIS E MÉTODOS

Caracterização do Sistema

O sistema de pós-tratamento simplificado proposto por este projeto consistiu na utilização de tanques independentes, vegetados pelas espécies de plantas aquáticas, *Eichornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, ilustradas na figura 1, os quais eram alimentados por uma pequena parcela do esgoto sanitário tratado em nível secundário por lagoa de estabilização aerada seguida por lagoa facultativa, sem diluições.

Os tanques eram constituídos de duas caixas circulares de fibra de vidro com volume de 500L cada, cujas dimensões são 0,58m de altura, 1,15m e 1,00m de diâmetro da borda e diâmetro do fundo, respectivamente, conforme pode ser visto na figura 2, que mostra o sistema adotado neste estudo.

O aparato experimental foi implantado na ETE de Jardim Camburi, no município de Vitória, ES, que opera atualmente uma vazão de 250 l/s. A vegetação se deu com plantas jovens que foram coletadas de sistemas



lacunares eutrofizados onde há despejos de esgotos domésticos *in natura*, localizados na bacia hidrográfica do Rio Jacaraípe/ES.

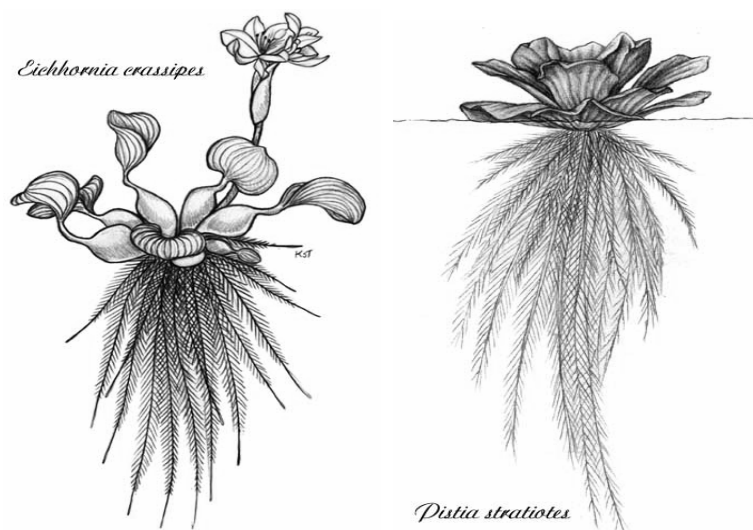


Figura 1: Espécies de macrófitas aquáticas utilizadas no presente estudo: *Eichhornia crassipes*, à esquerda, e *Pistia stratiotes*, à direita.



Figura 2: Sistema simplificado de tratamento terciário de esgotos com macrófitas aquáticas em operação – projeto piloto montado na ETE Camburi/Vitória-ES

Parâmetros de Avaliação

A avaliação da eficiência na remoção dos nutrientes pelas duas espécies de macrófitas se deu por comparação da concentração deles, pré e pós passagem pelos tanques. Buscou-se avaliar essa eficiência para diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH), a fim de se verificar a influência desse parâmetro. Devido às dificuldades no controle da vazão, os testes foram conduzidos em batelada, avaliando-se as concentrações de nitrogênio nitrato (N-NO_3^{1-}) e fósforo fosfato (P-PO_4^{3-}) nos tempos de detenção hidráulica de 5, 7, 10, 12 e 14 dias, respectivamente T5, T7, T10, T12 e T14.

As análises se iniciaram após um mês da introdução das plantas no sistema, período no qual ocorreu a aclimação da vegetação e seu desenvolvimento, até a completa cobertura da superfície da lâmina d'água nos tanques.

Análises Químicas

As determinações das concentrações de nitrogênio e fósforo foram realizadas seguindo os procedimentos descritos em APHA (1995). Enquanto a concentração do N-NO_3^{1-} foi determinada pelo método da coluna redutora de cádmio seguido pelo método colorimétrico, a do P-PO_4^{3-} foi determinada por digestão ácida da amostra, seguida pela determinação por ácido ascórbico.

As coletas das amostras foram conduzidas sempre no período da manhã em recipientes de polietileno. Ressalta-se que não foram tomadas medidas para a preservação das mesmas, dado o fato de serem encaminhadas para análise imediatamente após a coleta.

RESULTADOS

Desenvolvimento vegetativo e Adaptação das Espécies

Observou-se que a *E. crassipes* se adaptou melhor às condições do sistema do que a *P. stratiotes*. Os parâmetros considerados para esta conclusão foram: o aspecto das folhas, crescimento, reprodução, e falência das plantas.

A *E. crassipes* apresentou maior produção de biomassa, e permaneceu com aspecto vistoso durante todo o período de análise, com grande taxa reprodutiva e ciclo de vida longo, tendo baixa senescência e morte de indivíduos, conforme pode ser visualizado na figura 3. Um maior desenvolvimento de *E. crassipes* em relação à *P. stratiotes* também foi observado por Henri-Silva e Camargo (2005) estudando as interações entre estas espécies.

Embora seja comumente observada a proliferação de *P. stratiotes* em corpos hídricos que recebem grandes cargas de nutrientes, como esgotos domésticos *in natura*, esta espécie mostrou grande dificuldade de adaptação no sistema, tendo demonstrado um ciclo de vida curto – com duração média de 50 dias - nas condições estudadas, com duas fases diferenciadas em seu período no sistema: a primeira (com curta duração), de grande desenvolvimento após a sua introdução, devido à grande disponibilidade hídrica e de nutrientes; a segunda, de grande stress, com clorose das folhas e rápida senescência e decomposição das plantas, com sedimentação dos detritos vegetais no fundo do tanque, como pode ser observado na figura 4.

O comportamento das espécies neste experimento também foi observado por Sookinah e Wilkie (2004) estudando a utilização dessas mesmas plantas para o polimento de efluente agrícola tratado anaerobicamente. De forma semelhante ao presente estudo, no tratamento sem diluição, as folhas da alface d'água começaram a amarelar (clorose) a partir do segundo dia de tratamento, e entraram em estado de necrose e morte dos indivíduos no final da primeira semana. Os sintomas iniciaram nas folhas mais velhas, progredindo para as mais jovens. Já o aguapé (*E. crassipes*) sobreviveu no efluente sem diluição, apresentando senescência apenas das folhas mais velhas. No entanto, aqueles mesmos autores relatam que o desenvolvimento das plantas no tratamento sem diluição foi menor comparado ao tratamento com diluição.



Figura 3: Adaptação de *E. crassipes* ao sistema. Do lado esquerdo, no momento da vegetação do tanque. À direita, após uma semana, com grande desenvolvimento e adaptação, apresentando inflorescências.

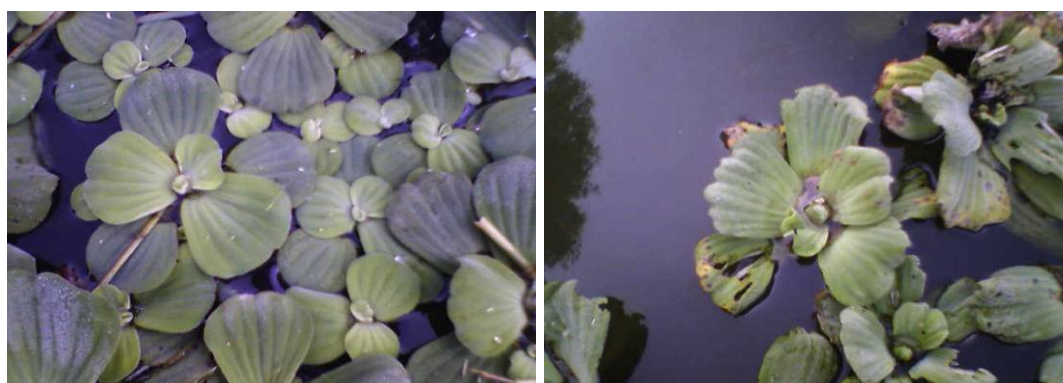


Figura 4: Adaptação de *P. stratiotes* ao sistema. Do lado esquerdo, logo após a introdução, com grande desenvolvimento. À direita, no decorrer do experimento, apresentando sinais de stress e decréscimo populacional.

Em ambas as espécies, houve grande clarificação do efluente final com aumento gradativo conforme o aumento do tempo de detenção hidráulica. Contudo, esta clarificação foi mais evidente em *E. crassipes*. Sabe-se, porém, que isto também se deve ao processo de sedimentação dos sólidos suspensos.

Remoção de fósforo

Em relação à remoção de P-PO_4^{3-} , as espécies mostraram comportamento diferenciado quanto à capacidade de remoção deste constituinte em função do tempo de detenção hidráulica, conforme pode ser observado na figura 5.

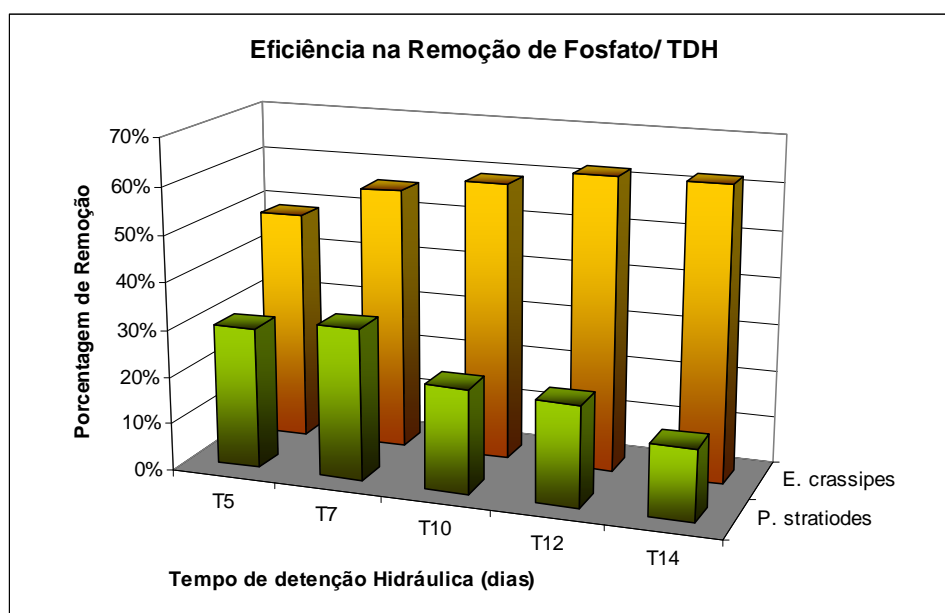


Figura 5: Influência do TDH sobre a eficiência na remoção de fosfato.

Esta figura mostra que, para *E. crassipes*, a eficiência na remoção de P-PO_4^{3-} foi proporcional ao aumento do tempo de detenção hidráulica, apresentado sua maior eficiência entre os tempos de detenção hidráulica de 12 e 14 dias. Resultados similares foram encontrados por Reidel et al. (2005) para o pós tratamento do efluente proveniente da lagoa de polimento final de um frigorífico de abate de suínos e aves. Na situação citada, apuraram remoção máxima de 81% para um tempo de detenção hidráulica de dez dias.

Ao contrário de *E. crassipes*, *P. stratiotes* apresentou melhor eficiência com 7 dias de tempo de detenção hidráulica, a partir do qual percebeu-se redução na capacidade de eliminação do P-PO_4^{3-} , como pode ser observado na figura 5. Isto pode ser justificado devido à devolução do fósforo absorvido ao sistema, uma vez

que quando os tecidos vegetais entram em senescência e decomposição, os nutrientes presentes nestes tecidos são rapidamente transferidos para a coluna d'água, conforme Gentilini, (2007).

Remoção de Nitrogênio

Em relação à remoção do nitrogênio, verificou-se que as espécies demonstraram um comportamento bastante parecido, em especial até T10, conforme como pode ser visto na figura 6, que exibe a concentração de N-NO_3^{1-} em função do TDH. Entretanto, conforme pode ser visualizado na mesma figura 6, a partir do décimo dia, enquanto que a *E. crassipes* ainda proporciona reduções nos níveis de N-NO_3^{1-} no efluente, a *P. stratiotes* gera aumento desses níveis. Avaliações posteriores parecem indicar que esse aumento está associado à saturação da capacidade de assimilação do nitrogênio e devolução do nitrogênio ao meio pela decomposição dos detritos vegetais no tanque.

Henri-Silva e Camargo (2005) estudando estas espécies, observaram que *E. crassipes* foi capaz de incorporar até 6 vezes mais nitrogênio em sua biomassa do que *P. stratiotes*, o que sugere que a maior remoção de nitrato observado no tratamento com *E. crassipes* nesse experimento possivelmente esteja relacionada sua maior capacidade de assimilação do nitrogênio.

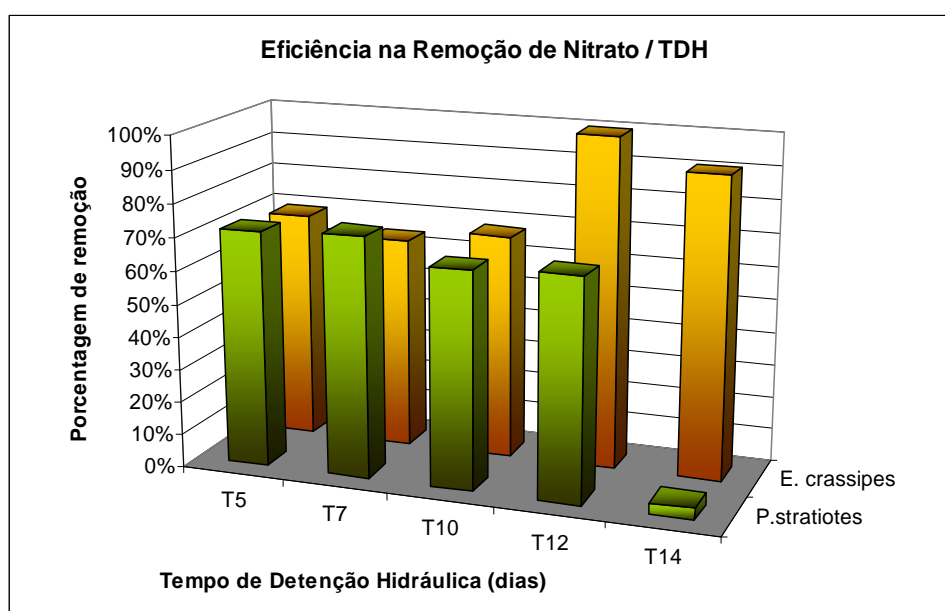


Figura 6: Influência do TDH sobre a concentração de nitrato no efluente final para cada macrófita analisada.

Os resultados dos experimentos desenvolvidos por Henri-Silva e Camargo (2005) mostraram que, ao final de seu experimento, o teor de nitrogênio em *P. stratiotes* não variou muito em relação ao início. De forma diferente, verificou-se nesse trabalho que, embora a concentração de nitrato no efluente do tratamento com *P. stratiotes* seja levada, no TDH de 14 dias, a valores parecidos aos iniciais, sugerindo que o nitrato removido do sistema através de absorção retorne pela decomposição biomassa devido à falência dos indivíduos, as duas plantas apresentam comportamento similar até T10.

De forma semelhante ao observado neste estudo, no tratamento com *E. crassipes* com 12 dias de detenção hidráulica, conforme pode ser observado nas figuras 7 e 8, Reidel et al. (2005) estudando estas espécies obtiveram 100% de remoção de nitrato no tempo de detenção de dez dias.

Ademais, estudos efetuados em regiões tropicais têm demonstrado que as macrófitas aquáticas desenvolvem-se ao longo de todo o ano, geralmente com um período de maior crescimento, ocorrendo mudanças no padrão da biomassa em função das alterações nas taxas de crescimento. Assim, a variação nos estoques de nitrogênio e fósforo nessas plantas, ocorre devido tanto às mudanças dos teores desses elementos nos tecidos da planta



como também em função de alterações no estoque de biomassa, como observado por Pompêo (1999).

As considerações anteriores parecem explicar o perfil de assimilação de nitrogênio pelas espécies estudadas:, pois enquanto uma, *E. crassipes*, estava em pleno desenvolvimento, a outra, *P. stratiotes*, estava em um contexto de grande stress, com decréscimo populacional. Assim, o TDH de 14 dias culmina no limite máximo de resistência de *P. stratiotes* nas condições do sistema, ocasionando no retorno de concentrações de nitrato próximas às anteriores ao tratamento com esta espécie.

De acordo com Esteves (1998), a produtividade das macrófitas aquáticas vai estar diretamente relacionada à quantidade de nutrientes disponível, a fatores climáticos e à intensidade luminosa que incide sobre elas. Embora tais fatores fossem amplamente favoráveis ao desenvolvimento de *E. crassipes*, para *P. stratiotes* a quantidade de nutrientes presentes no esgoto tratado em nível secundário mostrou-se um fator limitante para o desenvolvimento desta espécie. Dessa forma, com um crescimento limitado, sua produtividade foi baixa, resultando assim num menor aproveitamento desses nutrientes pela planta, e conseqüentemente, numa menor absorção tanto de nitrogênio quanto de fósforo.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

A *E. crassipes* apresenta melhor capacidade de adaptação às condições dos sistema proposto, frente a *P. stratiotes*, independente do tempo de detenção de hidráulico adotado.

A utilização de *E. crassipes* em sistemas de pós- tratamento mostrou-se mais eficiente que a *P. stratiotes* na remoção de $P-PO_4^{3-}$ e $N-NO_3^{1-}$, em especial com o aumento do tempo de detenção hidráulica.

Para o efluente tratado com *P. stratiotes*, o aumento do tempo de detenção hidráulico influenciou de forma negativa tanto a remoção do fósforo quanto do nitrogênio, tendo sido verificada perda da eficiência de remoção com o aumento do TDH.

Os melhores índices de redução das concentrações de $P-PO_4^{3-}$ e de $N-NO_3^{1-}$ foram obtidos para TDH entre 5 e 7 dias, no caso de tratamento terciário com emprego da *P. stratiotes*.

A grande produção de biomassa ocasionada pelo sistema requer um gerenciamento do resíduo gerado pelo excedente de biomassa que deve ser removido do sistema. Estudos relatam há vantagens no aproveitamento desse material como adubo orgânico e na produção de ração animal.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19. Ed. Washington, 1995.
2. BARRETO, C.O. Eficiência de Leito de Macrófitas como Unidade de Polimento de Efluente de Indústria de Aditivos para Ração. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola. 2005.
3. BORSOI, Z.; CAMISÃO, M.L.; LANARI, N.; TORRES, S.; GOMES, S.M. Tratamento de Esgotos: Tecnologias Acessíveis. Informe Infra-Estrutura n. 16, novembro/97. 1997.
4. ESTEVES, F.A. (1998). Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP. 575p. Felde, K.von e Kunst, S. (1997). N- and COD- removal in vertical-flow systems. *Wat.Sci.Tech.*, v.35, n.5, pp. 79-85. 1998.
5. FARIA, O.L.V.; KOERTZ, P.R.; SANTOS, M.S.; NUNES, W.A. Remoção de Fósforo de Efluentes da Parboilização de Arroz por Absorção Biológica Estimulada em Reator em Batelada Sequencial (RBS). *Ciênc. Tecnol. Aliment.*, Campinas, v. 26, n. 2, pag 309-317, 2006.
6. GENTILINI, A.L. Tratamento de Efluente de Piscicultura Orgânica Utilizando Macrófitas Aquáticas *Eichhornia crassipes* (Mart Solms) e *Egeria densa* (Planchon). Dissertação. Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. Cascavel – PR, 2007.
7. HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M.: Interações ecológicas entre macrófitas aquáticas flutuantes. *Hoehnea*, N 32, Vol. 3, P. 445-452, 2005.



8. NAIME, R.; GARCIA, A.C. Utilização de Enraizadas no Tratamento de Efluentes Agroindustriais. Estudos tecnológicos - Vol. 1, nº 2, p.9-20 - jul/dez 2005.
9. ODUM, E.P. ECOLOGIA. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988. 434 p.
10. OLIVEIRA, S.M.A.C.; SPERLING, M.V. Avaliação de 166 ETEs em Operação no País, Compreendendo Diversas Tecnologias. Parte 1 – Análise de Desempenho. Eng. sanit. ambient. Vol.10, Nº 4, P. 347-357, out/dez 2005.
11. POMPÊO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS. *Perspectivas da Limnologia no Brasil*, São Luís: Gráfica e Editora União, 198 pg., 1999. Cap 7: POMPÊO, M. L. M. As Macrófitas Aquáticas em Reservatórios Tropicais: Aspectos Ecológicos e Propostas de Monitoramento e Manejo.
12. REIDEL, A.; DAMASCENO, S.; ZENATTI, D.C.; SAMPAIO, S.C.; FEIDEN, A.; QUEIROZ, M.M.F. Utilização de Efluente de Frigorífico, Tratado com Macrófita Aquática, no Cultivo de Tilápia do Nilo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, DEAg/UFCG. Vol. 9, (Suplemento), p.181-185, 2005.
13. SOOKNAH, R.D.; WILKIE, A.C. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. Ecological Engineering, N. 22, P. 27–42, 2004.
14. SPERLING, M.V. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 3ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p.