

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS CAMPO MOURÃO
COORDENAÇÃO DE ENGENHARIA AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

ANNE CAROLINE TESTA

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB POR
SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**CAMPO MOURÃO
2013**

ANNE CAROLINE TESTA

**PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB POR
SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial à obtenção do título de Engenheira Ambiental, pela Coordenação de Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientadora: Prof. Dra. Sônia Barbosa de Lima

Co-orientadora: Prof. Dra. Karina Querne de Carvalho

CAMPO MOURÃO

2013



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Campo Mourão
Diretoria de Graduação e Educação Profissional
Coordenação de Engenharia Ambiental - COEAM
Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB POR SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL

por

ANNE CAROLINE TESTA

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi apresentado em 11 de setembro de 2013 como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a banca examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Dra. Sônia Barbosa de Lima

Prof. Dra. Karina Querne de Carvalho

Prof. Msc. Thiago Morais de Castro

Prof. Dra. Débora Cristina de Souza

"O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental".

Dedico este trabalho:

Aos meus pais Shilia e Leonel,
que nunca mediram esforços
para que eu pudesse realizar
todos os meus sonhos.

Aos meus irmão Gabriel e Marina
pelo amor e carinho.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos:

Agradeço primeiramente a Deus por todas as oportunidades proporcionadas durante o curso, por me dar calma e sabedoria nas horas de angústia, por sempre estar iluminando o meu caminho.

À minha família, por me dar amor, apoio, suporte e condições necessárias durante todo o curso.

À minha mais que co-orientadora, Professora Doutora Karina Querne de Carvalho, que me orientou e ensinou com paciência, atenção, dedicação e carinho por toda minha iniciação científica e trabalho de conclusão de curso, e sem a qual esse trabalho não teria sido realizado, nem mesmo entregue. Obrigada pela sua amizade.

À minha orientadora Professora Doutora Sonia Barbosa de Lima, que com muito carinho, aceitou me orientar neste trabalho e me ensinou e apoiou durante meus trabalhos.

À Professora Doutora Débora Cristina de Souza, por todo o apoio e ensinamentos durante a realização deste trabalho.

Às minhas amigas Amanda Takikawa, Kátia Miyuki Ito, Nilessa Farinelli, e Thaís Cavalcante por me aturarem e compreenderem ao longo desses 5 anos. Agradeço a Deus a oportunidade de morar e aprender com vocês durante todo esse tempo.

Às minhas amigas Dalila Cristina Gomes e Vanessa Pavlak Lemer por estarem comigo sempre, me apoiando e compartilhando experiências incríveis e ensinamentos. Obrigada pela amizade sincera, carinho e por fazerem parte da minha vida.

À minha amiga Luciana Iwakura, por ter me ajudado e acalmado em todas as horas de aflição durante este trabalho.

Aos amigos e parceiros de laboratório, que ajudaram em toda a fase de pesquisa e análises, vocês foram essenciais para a realização deste trabalho, e tornaram os dias de análises muito mais agradáveis.

Aos técnicos do laboratório Kássia Ayumi Segawa do Amaral e Marcelo Nunes de Jesús pela ajuda prestada para realização deste trabalho.

À todos os professores Coordenação de Engenharia Ambiental pelos ensinamentos.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná – câmpus Campo Mourão, pelo espaço cedido para realização deste trabalho.

Ao PROEXT/MEC, pela oportunidade de fazer iniciação científica.

RESUMO

TESTA, A. C. **PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB POR SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL.** 2013. 53 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o comportamento (eficiência) de Sistemas Alagados Construídos como pós-tratamento de efluente anaeróbico de reator UASB tratando esgotos sanitários na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão. Dois sistemas alagados construídos em escala piloto (47,55 L cada) foram construídos, sendo um com leito cultivado plantado com mudas da macrófita aquática *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult., espécie nativa da região (SAC1); e o outro com areia fina e brita #1 sem plantio de mudas da macrófita aquática (SAC2) como unidade de controle. Os sistemas foram operados por batelada durante 48 h e 12 h de Maio a Dezembro de 2012. Foram determinados os parâmetros físico-químicos temperatura do líquido, pH, concentração de matéria orgânica (em termos de DQO), nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo e sólidos totais de acordo com metodologias de Eaton et al. (2005). Todos os ensaios foram feitos em duplicata, com 3 repetições de 48 horas e 2 repetições de 12 h. Os resultados de DQO e de nitrogênio amoniacal foram ajustados nos modelos cinéticos de 1^a e 2^a ordem para obtenção das constantes cinéticas aparentes. O modelo cinético de 1^a ordem ajustou melhor os resultados experimentais de DQO bruta e filtrada nos ensaios em batelada de 48 h e 12 h, e de 2^a ordem para nitrogênio amoniacal. Esta tecnologia para pós-tratamento de efluente foi eficiente, uma vez que a espécie *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult. aplicada contribuiu na remoção de DQO bruta e filtrada, NTK, nitrogênio amoniacal e fósforo, com valores superiores a 45% no sistema de fluxo vertical.

Palavras-chave: eficiência, fitotratamento, esgotos sanitários

ABSTRACT

TESTA, A. C. **POST-TREATMENT OF UASB REACTOR EFFLUENT BY CONSTRUCTED WETLANDS OF VERTICAL FLOW.** 2013. 53 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

The objective of this work was to evaluate the behaviour (efficiency) of Constructed Wetlands (CW) as post-treatment of anaerobic effluent from upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating sanitary sewage from Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão. Two constructed wetlands were set up in bench scale (47,55 L each), one of them being planted with seedlings of aquatic macrophyte *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult., native from the region (CW1); and another with sand and grit #1 (without seedlings of aquatic macrophyte (CW2), as a control unit. Both systems were operated in batches of 48 h and 12 h from May to December of 2012. Physical-chemical parameters were determined: liquid temperature, pH, organic matter concentration (COD), ammonia nitrogen, nitrite, nitrate, phosphorus and total solids according to Eaton et al. (2005) methodologies. All the assays were carried out in duplicate, being made 3 assays for 48 h and 2 assays for 12 h. Results of COD and ammonia nitrogen were adjusted from kinetic models of 1st and 2nd order to obtain the apparent kinetic constants. Kinetic model of 1st order adjusted better the experimental results of raw and filtered COD in the batch assays of 48 h and 12 h and 2nd order to ammonia nitrogen. This technology was efficient to the post-treatment of anaerobic effluent once *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult specie contributed in the removal of raw and filtered COD, TNK, ammonia nitrogen and phosphorus with values higher than 45% in the vertical flow.

Keywords: efficiency, phyto-treatment, sanitary sewage

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição típica de esgotos sanitários.....	15
Tabela 2 - Resultados obtidos com o monitoramento de sistemas de leitos cultivados no tratamento de esgotos sanitários.....	20
Tabela 3 - Caracterização do efluente do reator UASB.....	27
Tabela 4 - Parâmetros, métodos de análise e referências utilizados nas análises físico-químicas.....	28
Tabela 5 - Resumo dos resultados obtidos para o afluente (efluente do UASB) e efluentes dos SAC1 e SAC2 nas bateladas de 48 h.....	32
Tabela 6 - Resumo dos resultados obtidos para o afluente (efluente do UASB) e efluentes dos SAC1 e SAC2 nas bateladas de 12 h.....	39
Tabela 7 - Resultados obtidos com o ajuste dos modelos cinéticos para as bateladas de 48 h	45
Tabela 8 - Resultados obtidos com o ajuste dos modelos cinéticos para as bateladas de 12 h	46

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Sistemas Alagados Construídos a) controle (SAC2) e b) <i>Eleocharis mutata</i> (L.) Roem. & Schult. (Cyperaceae) (SAC1).....	25
Figura 2 - Detalhe do sistema de coleta dos esgotos sanitários tratados nas SACs.	25
Figura 3 - Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB). Legenda: (a) efluente do reator; (b) separador trifásico; (c) bomba dosadora; (d) afluente do reator.....	26
Figura 4 - Resultados das bateladas de 48 h nos SACs 1 e 2: a) pH; b) alcalinidade total; c) DQO Bruta; d) DQO Filtrada; e) Nitrito e Nitrato: f) Fósforo: g) Sólidos Totais h) Sólidos Totais Voláteis.	35
Figura 5 - Resultados das bateladas de 48 h nos SACs 1 e 2: a) pH; b) alcalinidade total; c) DQO Bruta; d) DQO Filtrada; e) Nitrito e Nitrato: f) Nitrogênio Amoniacal: g) NTK; h) Fósforo; i) Sólidos Totais h) Sólidos Totais Voláteis.....	42

LISTA DE SIGLAS, SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio [M].[L]⁻¹;

DP - Desvio padrão;

DQO – Demanda Química de Oxigênio [M].[L]⁻¹;

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos;

Máx- Valor máximo;

Min – Valor mínimo;

pH – Potencial Hidrogeniônico;

SAC – Sistema Alagado Construído;

ST – Sólidos Totais [M].[L]⁻¹;

STF – Sólidos Totais Fixos [M].[L]⁻¹;

STV – Sólidos Totais Voláteis [M].[L]⁻¹;

SST – Sólidos Suspensos Totais [M].[L]⁻¹;

SSF – Sólidos Suspensos Fixos [M].[L]⁻¹;

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis [M].[L]⁻¹;

t – Tempo [T];

T – Temperatura (°C);

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica [h];

UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*;

UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná;

x – Média.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 OBJETIVO GERAL.....	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	14
3.1 ESGOTOS SANITÁRIOS E REATORES ANAERÓBIOS	14
3.2 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (<i>WETLANDS</i>).....	17
3.3 ESTUDOS DE CASO	19
3.4 CINÉTICA DAS REAÇÕES	22
4 MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (SACS)	24
4.2 SUBSTRATO - EFLUENTE ANAERÓBIO.....	26
4.3 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (SACs)	28
4.4 ESTUDO CINÉTICO.....	29
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
5.1 CARACTERIZAÇÃO E EFICIÊNCIA DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (SACs) – tempo de 48 h	31
5.2 CARACTERIZAÇÃO E EFICIÊNCIA DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (SACs) – tempo de 12 h	37
5.3 CINÉTICA DAS REAÇÕES	45
6 CONCLUSÃO	49
REFERÊNCIAS	51

1 INTRODUÇÃO

No artigo 3º da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama 430/11 (CONSELHO..., 2011) é disposto que qualquer fonte poluidora somente poderá lançar efluente líquido diretamente nos corpos hídricos receptores após seu prévio tratamento e desde que a qualidade desse rejeito obedeça às condições, padrões e exigências presentes na resolução ou nas normas aplicáveis.

Há muito tempo vem sendo pesquisadas alternativas de tratamento de efluentes não só para atender a legislação ambiental vigente, mas também para promover a preservação ambiental. Essas alternativas são compostas de processos aeróbios ou anaeróbios, ou pela combinação destes processos.

A tecnologia anaeróbia aplicada ao tratamento de esgotos sanitários encontra-se bem consolidada segundo Sperling (1996a). O sistema de reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) além de ser um dos mais utilizados, apresenta vantagens em relação aos sistemas aeróbios convencionais (lodos ativados), tais como: eficiência de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) de 65 % a 75%, menor produção de lodo, menor consumo de energia elétrica, maior facilidade de instalação, operação e manutenção, economia de área de construção, possibilidade de aproveitamento do biogás, capacidade de suportar sobrecargas orgânicas e hidráulicas, dentre outras (SPERLING, 1996a; CHERNICHARO, 2000).

No entanto, é necessário complementar o tratamento feito por estes processos, principalmente em termos de remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos (CHERNICHARO, 1997) visto que apenas a utilização da tecnologia anaeróbia não atende os limites estabelecidos nas Resoluções Conama 357/05 (CONSELHO..., 2005) e Conama 430/11 (CONSELHO..., 2011).

Um dos processos que vem sendo utilizado como etapa de pós-tratamento anaeróbios de efluentes é o Sistema Alagado Construído (SAC), também conhecido como sistemas de leitões cultivados, fitotratamento ou *wetlands*. Esses sistemas utilizam a interação de plantas e micro-organismos na remoção de poluentes e já têm sido usados no tratamento e/ou pós-tratamento de esgotos sanitários com eficiências na remoção de Demanda Química de Oxigênio (20 a 90%), sólidos suspensos (61 a 98%) e patógenos (88 a 99%) (VAN KAICK, 2002; NOGUEIRA, 2003; SILVA, 2007; SALARO JUNIOR, 2008; MAZZOLA et al., 2005).

Além das vantagens em termos de remoção de poluentes, esses sistemas apresentam baixo custo de operação, instalação e manutenção, facilidade de operação e de manejo, menor geração de maus odores e de proliferação de insetos e sem requerimento de energia elétrica, quando comparados a sistemas convencionais de tratamento.

Por outro lado, as principais desvantagens desses sistemas são a elevada demanda por área, necessidade de utilização de meio suporte, possibilidade de colmatção do meio filtrante e necessidade de manejo e disposição final adequada das macrófitas aquáticas (BECCATO, 2004).

Com o crescimento das macrófitas no sistema, há geração de biomassa, que pode ser utilizada como fertilizante de solo, agregado na indústria e construção civil (SALARO JUNIOR, 2008). Essas características são de particular interesse para o Brasil, sendo esses sistemas indicados para pequenas comunidades rurais, propiciando melhora na qualidade de vida e bem-estar dessa população que muitas vezes não tem acesso à infraestrutura básica de saneamento.

As macrófitas aquáticas utilizadas na composição de sistemas alagados construídos (SACs) devem ser escolhidas de acordo com a região de maior ocorrência para que não os fatores intervenientes tais como a mudança do clima e do meio no qual serão introduzidas não interfiram na sua adaptação. Também é importante lembrar que cada espécie pode reagir de forma diferente a cada tipo de efluente, podendo assim, variar sua eficiência na remoção de poluentes. A espécie de macrófita aquática escolhida para compor um dos SACs foi a *Eleocharis mutata* devido sua ocorrência próximo ao experimento, e aos poucos estudos utilizando a planta.

Dentro deste contexto, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar a eficiência de sistemas alagados construídos como pós-tratamento de efluente anaeróbio de um reator UASB tratando esgotos sanitários.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho de conclusão de curso tem como objetivo geral avaliar a eficiência de Sistemas Alagados Construídos (SACs) como pós-tratamento anaeróbio de efluente anaeróbio de reator UASB tratando esgotos sanitários.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para cumprimento do objetivo geral, foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar o efluente do reator UASB e dos SACs por meio de determinações de parâmetros físico-químicos;
- Verificar a eficiência de *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult. (Cyperaceae) no pós-tratamento de efluentes anaeróbios em termos de remoção de matéria orgânica, nitrogenada e fosforada;
- Comparar os resultados obtidos no monitoramento do SAC plantado com *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult. (Cyperaceae) com o SAC não plantado (filtro) e;
- Determinar as constantes cinéticas aparentes de consumo de DQO e de nitrogênio amoniacal.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 ESGOTOS SANITÁRIOS E REATORES ANAERÓBIOS

De acordo com a Norma Brasileira Regulamentadora NBR 9648/1996 (ASSOCIAÇÃO..., 1986), esgotos sanitários são despejos líquidos constituídos de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária.

Na mesma norma são definidos - esgoto doméstico como despejo resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas; esgoto industrial como despejo de processos industriais respeitando padrões pré-estabelecidos de lançamento; águas de infiltração como água proveniente do subsolo que penetra nas canalizações; e contribuição pluvial parasitária como parcela de deflúvio superficial absorvida pela rede coletora de esgoto sanitário.

De maneira geral, os esgotos sanitários possuem mais de 98% de sua composição constituída por água (SPERLING, 1996a; CAMPOS, 1999), porém há contaminantes, dentre os quais se destacam: sólidos (0,1%), compostos orgânicos (proteínas: 40% a 60%; carboidratos: 25% a 50%; óleos e graxas: 10%), nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, ocasionalmente, contaminantes tóxicos decorrentes de atividades industriais ou acidentais (CAMPOS, 1999; JORDÃO; PESSOA, 2005).

A parcela, aparentemente tão pequena de sólidos orgânicos, inorgânicos, suspensos e dissolvidos é responsável por danos à saúde humana, pois esses sólidos são constituídos de patógenos, matéria orgânica, nutrientes (fósforo e nitrogênio), óleos e graxas, materiais sólidos e flutuantes (SPERLING, 1996a; JORDÃO; PESSOA, 2005).

Além da poluição que pode causar ao ambiente, outra preocupação com a falta de tratamento dos esgotos sanitários é o prejuízo que pode trazer a saúde, segurança e bem estar da população se estes forem lançados sem prévio tratamento em corpos hídricos receptores, visto que existem inúmeras doenças de veiculação hídrica que podem levar o indivíduo à morte, tais como cólera, leptospirose, febre tifoide, disenteria amebiana, giardíase, paralisia infantil, hepatite infecciosa, dentre outras.

Metcalf e Eddy (2003) caracterizaram os esgotos sanitários em concentração baixa, média ou alta, de acordo com a concentração de alguns constituintes físico-químicos (Tabela 1).

Tabela 1 - Composição típica de esgotos sanitários.

Parâmetros	Esgotos Sanitários		
	Baixa	Média	Alta
DQO Total (mg.L ⁻¹)	250	430	800
DBO (mg.L ⁻¹)	110	190	350
ST (mg.L ⁻¹)	390	720	1230
STD (mg.L ⁻¹)	270	500	860
SDF (mg.L ⁻¹)	160	300	520
SDV (mg.L ⁻¹)	110	200	340
SST (mg.L ⁻¹)	120	210	400
SSF (mg.L ⁻¹)	25	50	85
SSV (mg.L ⁻¹)	95	160	315

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003)

Netto (2007) caracterizou esgotos sanitários gerados no câmpus I da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). Para isto, foram realizados três perfis de amostragem temporais em um período de duração de 12 h, com intervalo de coleta de amostras de uma hora. O autor observou valores médios dos parâmetros temperatura, pH, alcalinidade à bicarbonato, alcalinidade total de 27 ± 2 °C, $6,72 \pm 0,23$, 158 ± 25 mgCaCO₃.L⁻¹ e 99 ± 21 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO bruta, DQO filtrada, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis foram de 589 ± 170 mg.L⁻¹, 259 ± 91 mg.L⁻¹, 264 ± 129 mg.L⁻¹ e 24 ± 23 mg.L⁻¹, respectivamente.

Martins (2012) e Ferreira (2012) estudaram a caracterização dos esgotos sanitários gerados na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão, pela realização de 7 (sete) perfis de amostragens temporais, com coleta de amostras de esgoto bruto, no horário das 09:00 h às 18:00 h. Os parâmetros analisados foram pH, alcalinidade à bicarbonato, ácidos voláteis, Demanda Química de Oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV).

Os autores observaram que os valores médios de temperatura, pH, alcalinidade à bicarbonato e DQO foram de $25 \pm 2,6$ °C; $7,0 \pm 0,6$; 294 ± 40 mgCaCO₃.L⁻¹; 648 ± 46 mg.L⁻¹,

respectivamente. As concentrações de ST, STF e STV foram de $637 \pm 64 \text{ mg.L}^{-1}$, $184 \pm 44 \text{ mg.L}^{-1}$ e $463 \pm 76 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos indicaram que os esgotos sanitários podem ser classificados como “médio” em termos de DQO e sólidos totais de acordo com Metcalf e Eddy (2003).

No Quadro 1 são apresentados algumas Condições e padrões da qualidade de águas doces para cada classe estabelecidos na Resolução Conama 357/05 (CONSELHO..., 2005).

Parâmetro	classe 1	classe 2	classe 3
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Nitrito	1,0 mg.L ⁻¹	1,0 mg.L ⁻¹	1,0 mg.L ⁻¹
Nitrato	10 mg.L ⁻¹	10 mg.L ⁻¹	10 mg.L ⁻¹
Nitrogênio amoniacal total	3,7 mg.L ⁻¹ (pH ≤ 7,5) 2,0 mg.L ⁻¹ (7,5 < pH ≤ 8,0) 1,0 mg.L ⁻¹ (8,0 < pH ≤ 8,5) 0,5 mg.L ⁻¹ (pH > 8,5)	3,7 mg.L ⁻¹ (pH ≤ 7,5) 2,0 mg.L ⁻¹ (7,5 < pH ≤ 8,0) 1,0 mg.L ⁻¹ (8,0 < pH ≤ 8,5) 0,5 mg.L ⁻¹ (pH > 8,5)	13,3 mg.L ⁻¹ (pH ≤ 7,5) 5,6 mg.L ⁻¹ (7,5 < pH ≤ 8,0) 2,2 mg.L ⁻¹ (8,0 < pH ≤ 8,5) 1,0 mg.L ⁻¹ (pH > 8,5)
Fósforo total (lêntico)	0,020 mg.L ⁻¹	0,03	0,05 mg.L ⁻¹
Fósforo total (Intermediário com tempo de residência entre 2 e 40 d e tributários diretos de ambientes lênticos)	0,025 mg.L ⁻¹	0,05 mg.L ⁻¹	0,075 mg.L ⁻¹
Fósforo total (lótico, tributário de ambientes intermediários)	0,1 mg.L ⁻¹	0,1 mg.L ⁻¹	0,15 mg.L ⁻¹
Sólidos dissolvidos totais	500 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹	500 mg.L ⁻¹
Nitrogênio Total	*	*	

Quadro 1 - Condições e padrões da qualidade de águas doces.

Fonte: Adaptado de Conama 357/05 (CONSELHO..., 2005)

* Nas águas classe 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão competente, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 1,27 mg.L⁻¹ em ambientes lênticos e 2,18 mg.L⁻¹ em ambientes lóticos, na vazão de referência.

Para complementar e alterar a Resolução Conama 357/05 (CONSELHO..., 2011), são previstas condições e padrões para lançamento de efluentes de qualquer fonte poluidora e de sistemas de tratamento de esgotos sanitários na Resolução Conama 430/11 (CONSELHO..., 2011), tais como: nitrogênio amoniacal total de 20 mg.L⁻¹, pH entre 5,0 e 9,0; temperatura do efluente inferior a 40 °C, com variação de temperatura do corpo receptor que não deve exceder 3 °C no limite da zona de mistura; Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20°C}) máxima de 120 mg.L⁻¹ e remoção mínima de 60% independente da fonte poluidora. De acordo com a legislação, estes limites somente poderão ser ultrapassados mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico receptor que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor. Para o parâmetro fósforo, o órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos para o parâmetro no caso de lançamento de

efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público.

Carvalho (2006) avaliou o comportamento dinâmico de um reator UASB (160 L) operado com TDH de 10 h e vazão de 16 L.h^{-1} no tratamento de esgotos sanitários gerados no câmpus I da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). A autora obteve resultados no efluente do reator: 213 a $280 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$ de alcalinidade total; $60 \pm 15\%$ de eficiência média de remoção de DQO filtrada; 61 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal; 290 a 943 mg.L^{-1} de sólidos totais e 145 a 743 mg.L^{-1} de sólidos totais voláteis.

Assim é possível comparar os resultados obtidos com a operação de processos anaeróbios no tratamento de esgotos sanitários com os dados do Quadro 1 e notar a necessidade de inserção da etapa de pós-tratamento para atendimento da legislação vigente do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

3.2 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (*WETLANDS*)

Os Sistemas Alagados Construídos (SACs) são sistemas naturais de tratamento de esgotos que utilizam plantas aquáticas em leitos filtrantes (SALARO JUNIOR, 2008). Desde a década de 50, essas áreas alagadas vêm sendo utilizadas para tratamento de águas residuárias em diferentes partes do mundo, devido às suas vantagens de remoção de matéria orgânica, nutrientes, processamento de resíduos químicos e redução das cargas de sedimentos descartados nos corpos receptores (BECCATO, 2004).

Valentim (2003) afirma que várias pesquisas com utilização desses SACs tem sido desenvolvidas no Brasil, mas ainda, não há indicação clara da relação vazão, área utilizada, meio suporte e expectativa de tratamento para algum tipo de efluente. Além disso, o autor destaca que os parâmetros de análise e a metodologia de condução adotada pelos pesquisadores nem sempre coincidem, gerando dificuldades de comparação entre os diversos trabalhos.

Para Olijnyk et al. (2007), os sistemas naturais de tratamento são dependentes das condições ambientais em que se inserem, o que reforça a necessidade de estudos em longo prazo para identificação do papel dos diferentes elementos atuantes no tratamento, destacando-se o tipo do material filtrante, as espécies das macrófitas e a vida útil do sistema.

Estes estudos podem permitir a otimização das performances do tratamento e, conseqüentemente, a adequação de critérios de dimensionamento e operação.

De acordo com as Normas Brasileiras - NBR 7229/2009 (ASSOCIAÇÃO..., 2009) e 13969/2007 (ASSOCIAÇÃO..., 2007) é indicado que os esgotos sanitários passem por um tratamento primário composto por fossa séptica e caixa de gordura ou por tratamento primário e secundário composto por reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* – UASB), para remoção parcial da carga poluidora, antes de serem encaminhados para o sistema de leitos cultivados.

Philippi e Sezerino (2004) classificaram filtros plantados com macrófitas de acordo com o sentido do fluxo hidráulico em horizontal, vertical e híbridos. Nos filtros com macrófitas e fluxo horizontal, o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito composto por um meio filtrante, e percola horizontal e vagorosamente através do material até atingir a porção final do sistema, impulsionado por uma declividade de fundo. Nos filtros com macrófitas e fluxo vertical, o efluente é disposto sob a superfície do módulo inundando-o e percolando verticalmente ao longo de todo o perfil vertical do material filtrante, sendo coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem. O filtro com macrófita e fluxo híbrido corresponde à associação em série de filtros com fluxos verticais e horizontais.

Para implantação desses sistemas, podem ser utilizados materiais como caixas de polietileno e cloreto de polivinila (PVC), fibra de amianto, dentre outros, para experimentos em escala de bancada e piloto (SILVA, 2007; MAZZOLA et al., 2005, ABRANTES, 2009) e em alvenaria, com escavação do solo e impermeabilização com lona para evitar infiltração de esgoto no solo em escala real (VAN KAICK, 2002; NOGUEIRA 2003; SALARO JUNIOR, 2008).

Na entrada dos SACs verticais, os esgotos pré-tratados podem ser distribuídos por batelada ou de forma contínua através de tubulação perfurada instalada abaixo da área plantada. Os esgotos sanitários percolam pelo substrato composto por meio filtrante composto por uma ou mais camadas de diferentes substratos como areia, brita ou outro material, escolhidos de acordo com a região de implantação da unidade de tratamento.

Para Valentim (2003), a massa superficial (planta e meio suporte) limita o desenvolvimento de vários insetos, como mosquitos e moscas. O autor ressalta também que as macrófitas aquáticas, associadas ao sedimento, agem como um biofiltro de odor gerado na digestão anaeróbia do efluente, limitando-o e possibilitando a instalação do sistema próximo à comunidade a ser atendida.

Algumas das espécies de macrófitas estudadas são *Typha* spp (ABRANTES, 2009; MAZZOLA et al., 2005), *Oriza sativa* (NOGUEIRA, 2003; SILVA, 2007) e *Juncus sellovianus* (SALARO JR, 2008). Porém poucos estudos são reportados sobre a *Eleocharis mutata* que possuem os nomes vulgares junco, junco-três-quinas e taboinha segundo Gil e Bove (2004).

As macrófitas também são utilizadas nas SACs, pois em suas raízes ocorre proliferação de micro-organismos e formação de biofilme que, por meio de processos biológicos, físicos e químicos, realizam o tratamento dos esgotos sanitários (SOUSA et al., 2000).

A coleta dos esgotos tratados pode ser feita por um ramal da tubulação que fica disposto na base do sistema, e que deve ser perfurado com orifícios em sua parte superior e revestido com uma tela protetora, fina o suficiente para impedir a passagem de sólidos do material suporte e permitir que o efluente flua sem dificuldade. Uma vez tratados, os esgotos sanitários são transportados por tubulação para um sumidouro ou corpo hídrico receptor.

Para sistemas em escala real, também devem ser afixadas tubulações de diâmetro inferior ao do ramal de coleta dos esgotos com tampa (cap) e altura superior a apropriada, a serem utilizadas para possibilitar a coleta de amostras e posterior monitoramento da qualidade dos esgotos tratados e desentupimento do sistema de tratamento.

Segundo Beccato (2004), as técnicas de sistemas alagados construídos apresentam vantagens de fácil operação, baixo custo de implantação e manutenção e ausência de gastos com energia elétrica. Por outro lado, o mesmo autor relata a necessidade do manejo de macrófitas como uma desvantagem, mesmo com a possibilidade da biomassa gerada pelas plantas ser usada na alimentação de animais e/ou como fertilizante de solo e/ou agregado na construção civil.

3.3 ESTUDOS DE CASO

Diferentemente dos ambientes naturais, os sistemas alagados construídos são operados com controle, pois os micro-organismos que neles habitam são mais susceptíveis às variações de vazão, da concentração de sólidos suspensos totais e da matéria orgânica, além de outros poluentes, o que contribui muitas vezes para o não alcance dos limites estabelecidos na legislação ambiental vigente.

Na Tabela 2 é apresentado um resumo de resultados de parâmetros físico-químicos obtidos no monitoramento de sistemas alagados construídos de fluxo vertical tratando esgotos sanitários reportados na literatura técnico-científica.

Tabela 2 - Resultados obtidos com o monitoramento de sistemas de leitos cultivados no tratamento de esgotos sanitários

Autor	pH	DQO	P	N-NO ₃ ⁻	N amoniacal	N total
	x	E (%)	E (%)	E (%)	E (%)	E (%)
Van Kaick (2002)	7,84	84	10,63	-	16,7	22,23
Nogueira (2003)	6,80	76	67 - 90	75	-	83 - 85
Mazzola et al. (2005)	7,23	73,5 - 70,4	3 - 22	8 - 11	1,48 - 14,17	-
Silva (2007)	4,61	90	96 - 100	116 - 42	-	88 - 93
Salaro Junior (2008)	6,50	66 - 71	4,6 - 7,8	43,4 - 15,4	-	-
Abrantes (2009)	6,80	65,7	60,7	-	64,3	-

Legenda: x – média; DQO – demanda química de oxigênio; E(%) – eficiência de remoção; P – fósforo; N-NO₃⁻ – Nitrito; N amoniacal – nitrogênio amoniacal; N total – nitrogênio total.

Na Tabela 2 são apresentados alguns trabalhos que serviram como fonte de discussão e comparação dos resultados obtidos neste trabalho de conclusão de curso.

Van Kaick (2002) avaliou o comportamento de um sistema de tratamento por zona de raízes em uma residência localizada na Ilha Rasa, município de Guaraqueçaba, litoral Paranaense. Os esgotos sanitários foram pré-tratados por fossas sépticas (bombonas de 210 L). O recheio do filtro foi composto por conchas de ostras de cultivo e areia grossa, e a zona de raízes foi composta por capim serra (*Cladium marscus* (L.) Pohl), espécie nativa da região. Os resultados obtidos pela autora demonstraram que a eficiência de remoção da matéria orgânica, em termos de DQO, foi de 81,6 %, com concentração média do efluente de $108,6 \pm 41 \text{ mg.L}^{-1}$. A remoção de nitrogênio total Kjeldahl foi de 22,23% e do nitrogênio amoniacal de 16,7%, com concentrações médias de $150,5 \pm 74 \text{ mg.L}^{-1}$ e $106,8 \pm 35 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, no efluente.

Nogueira (2003) analisou um sistema de áreas alagadas construídas no tratamento de esgotos sanitários, composto por fossa séptica, canteiros plantados com arroz (*Oriza sativa* L.), solo como substrato e fluxo sub-superficial vertical e um canal com aguapés com fluxo horizontal superficial do escoamento afluente. O sistema foi operado com taxa de aplicação de $414 \text{ L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. O autor recomendou essa tecnologia para pequenas comunidades rurais e

urbanas, pois obteve eficiências de remoção de 76% nos quatro primeiros meses de tratamento em termos de DQO (concentração média do ponto pós canteiro de arroz de $132 \pm 73 \text{ mg.L}^{-1}$) e como polimento final de sistemas de tratamento convencionais. Porém, o autor destaca que a capacidade do sistema em tratar os esgotos sanitários em longo prazo passará a ser limitada pela deficiência na oxigenação do efluente e do substrato e pela colmatação do substrato.

Mazzola et al. (2005) avaliaram o pós-tratamento de efluente de um reator anaeróbio compartimentado, por três leitos cultivados de fluxo vertical por batelada, sendo dois leitos cultivados com macrófitas (gêneros *Typha* sp. e *Eleocharis* sp.) e um leito utilizado como controle (não cultivado). Os sistemas foram montados em escala piloto com $2,0 \text{ m}^3$ (cada) e brita #2 (24 – 35 mm) na Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP em Campinas – SP. Os tempos de reação foram de 24, 48, 72 e 96 h. Nos leitos cultivados, o aumento do tempo de reação (até 72 h) foi acompanhado pelo aumento de remoção de DQO, fósforo e nitrato. Para DQO, os comportamentos dos leitos mostraram-se semelhantes e as análises estatísticas não revelaram diferenças significativas, com desempenho de 73,50 a 70,47% nos tempos de reação de 96 e 72 h. Os autores notaram melhor desempenho de remoção de fósforo total de 30 e 25% no leito vegetado com *Typha latifolia* L. para os tempos de 72 e 96 h, respectivamente; e de 11,42% no leito vegetado com *Eleocharis* sp. Os autores destacam aumento nas concentrações de nitrato no efluente de 8,06% e 11,11% nos leitos cultivados com *Typha* sp. e *Eleocharis* sp., respectivamente, para o tempo de 24 h e remoções de nitrogênio amoniacal entre 10 e 15% para todos os tempos da *Typha* sp., enquanto para *Eleocharis* sp. a remoção foi de aproximadamente 10% para os tempos de 24, 48 e 96 h e 1,48% para o tempo de reação de 72 h.

Silva (2007) avaliou o desempenho de três unidades de *wetlands* construídos plantados e três unidades de controle (sem planta), totalizando 18 unidades no tratamento de esgotos sanitários bruto. As unidades, de fluxo vertical descendente, foram submetidas a taxas de aplicação de 4 cm.d^{-1} , 8 cm.d^{-1} e 15 cm.d^{-1} . O meio suporte utilizado foi composto de latossolo vermelho-amarelo misturado com areia média e plantado com arroz (*Oryza sativa*). Os leitos cultivados foram operados com taxas de aplicação de 4 cm.d^{-1} , 8 cm.d^{-1} e 15 cm.d^{-1} sob-regime de fluxo não saturado, com alimentação intermitente por período de 10 meses. Segundo o autor, apesar dos níveis de remoção, os solos apresentaram colmatação. Houve aumento de 2 a 116% nas concentrações de nitrato (variando a concentração de $0,02 \pm 0,02$ a $0,41 \pm 0,87 \text{ mg.L}^{-1}$). A remoção de N total foi de 88 a 94% (com concentrações médias entre

$3,34 \pm 2,15 \text{ mg.L}^{-1}$ a $2,56 \pm 2,17 \text{ mg.L}^{-1}$). A influência dos *wetlands* plantados em relação aos de controle foi observada nos processos de nitrificação, fertilização e colmatação do solo.

Salario Junior (2008) conduziu um experimento tratando os esgotos sanitários de uma comunidade rural localizada em Botucatu, estado de São Paulo. O sistema proposto foi composto por tanques de decantação; leitos filtrantes de brita #1 e sistema de *wetland* construído de fluxo vertical descendente com leito filtrante composto de brita #1, pedregulho e mistura de areia e palha de café na proporção 2:1. Foram testados quatro sistemas, sendo três vegetados e um não vegetado (controle). Nos sistemas vegetados foram cultivados junco (*Juncus sellovianus* Kunth), brachiaria (*Brachiaria arrecta*, capim *Tanner grass*) e patcholi (*Vetiveria zizanoides* L.). O autor relata que não houve diferença significativa dos resultados de DQO e P com eficiência de remoção de DQO de 71% a 66% e produção de fósforo de 7,8% a 4,6%, respectivamente, para todos os sistemas.

Abrantes (2009) avaliou a eficiência de duas espécies vegetais *Typha angustifolia* (Taboa) e *Phragmites australis* (Caniço) no tratamento de esgotos sanitários em um sistema de alagados construídos de fluxo vertical sub-superficial. O substrato utilizado foi composto de camadas sobrepostas de brita #3, brita #1, areia lavada e brita #1. A taxa de aplicação de esgoto foi de $80 \text{ L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, correspondendo a área de estação de tratamento de 2 m^2 por habitante. A média percentual na remoção da DQO, fosfato e nitrogênio amoniacal foi de 65,7% ($53,8 \text{ mg.L}^{-1}$), 60% ($72,2 \text{ mg.L}^{-1}$) e de 64,3 % (3 mg.L^{-1}), respectivamente.

3.4 CINÉTICA DAS REAÇÕES

Um dos mecanismos mais importante para a remoção de material orgânico em sistemas de tratamento biológico é o metabolismo bacteriano, onde muitos pesquisadores se dedicaram à derivação de expressões cinéticas para descrevê-los (SALES, 2012).

Comumente 3 ordens de reações cinéticas tem sido utilizadas em sistemas biológicos, sendo de ordem zero, cuja reação é independente da concentração do reagente, ou seja, ela é a mesma para qualquer concentração do reagente; reação de primeira ordem, que possui uma taxa de reação diretamente proporcional à concentração do reagente e reação de segunda ordem que possui taxa de reação proporcional ao quadrado da concentração do reagente (SPERLING, 2006b).

Não existe um consenso a respeito de modelos matemáticos que representem as reações em sistemas alagados construídos devido a grande complexidade ecossistêmica característica das *wetlands*, porém a maioria dos autores baseiam-se nas reações de primeira ordem (UNITED...,1999).

Brasil et al. (2007) determinaram a constante cinética aparente de 1ª ordem de $0,0675 \text{ h}^{-1}$ para DQO em sistemas alagados construídos de fluxo horizontal tratando esgotos sanitários.

Chagas et al. (2011) obtiveram a constante cinética aparente de 1ª ordem de $0,0717 \text{ h}^{-1}$ para DQO em sistemas horizontais tratando esgotos sanitários.

Mozart et al. (2007) determinaram a constante cinética aparente de 1ª ordem de $0,04905 \text{ h}^{-1}$ para DQO em sistemas alagados construídos de fluxo horizontal no tratamento de esgotos domésticos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Esse capítulo descreve a metodologia aplicada no desenvolvimento do Trabalho de Conclusão de Curso para realização dos objetivos propostos. O trabalho foi realizado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Campo Mourão, e correspondeu à operação e monitoramento dos Sistemas Alagados Construídos (SACs) com ensaios em batelada com duração de 48 h e 12 h.

4.1 SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUIDOS (SACS)

O experimento foi composto por dois Sistemas Alagados Construídos (SACs) confeccionados com duas caixas de cloreto de polivinila (PVC) com 32 cm de comprimento, 53 cm de largura, 39 cm de altura e volume útil de 47,55 L (cada), com volume de efluente de aproximadamente 10 L, sendo uma com leito cultivado plantado com mudas da macrófita aquática *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult., espécie nativa da região (SAC1); e o outro SAC como unidade de controle com areia fina e brita #1 (sem plantio de mudas da macrófita aquática, SAC2) (Figura 1).

Para montagem do aparato experimental foi disposta uma camada de 13 cm (19,4 kg) de areia fina (granulometria < 0,2 mm) na base de cada caixa, sobreposta por uma camada de 14 cm (41,05 kg) de brita #1 (granulometria de 12,5 a 22 mm). Nesta última camada foi feito o plantio das mudas de *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult. no SAC1. No sistema SAC2 foram dispostas apenas as camadas de areia fina e brita #1, com as mesmas massas e alturas utilizadas no sistema SAC1.



Figura 1 - Sistemas Alagados Construídos a) controle (SAC1) e b) *Eleocharis mutata* (SAC2)

O sistema de coleta dos efluentes sanitários tratados foi composto por uma tubulação de cloreto de polivinila (PVC) de 25 mm de diâmetro e 30 cm de comprimento, perfurada com orifícios de 0,5 cm na parte superior, que foi fixada no fundo de cada SAC. Esta tubulação foi revestida por uma camada de sombrite para retenção da areia fina nos sistemas como mostrado na Figura 2.



Figura 2 - Detalhe do sistema de coleta dos efluentes sanitários tratados nas SACs.

4.2 SUBSTRATO - EFLUENTE ANAERÓBIO

Na alimentação dos sistemas SAC1 e SAC2 foi utilizado efluente de um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) com capacidade de 160 L constituído por uma coluna cilíndrica de PVC com diâmetro de 0,30 m e altura de 1,86 m e de um separador trifásico (gás-sólido-líquido) em PVC com altura total de 0,60 m e diâmetro de 0,30 m que trata os esgotos sanitários gerados no câmpus. O comportamento desse reator foi monitorado como parte do desenvolvimento do projeto “Resposta Dinâmica de Reator UASB Submetido a Cargas Orgânicas e Hidráulica Cíclicas: Modelos Matemáticos e Ensaio Experimentais” aprovado no edital 06/2008 - Jovem Pesquisador do CNPq pela Prof. Dra. Karina Querne de Carvalho (Figura 3).

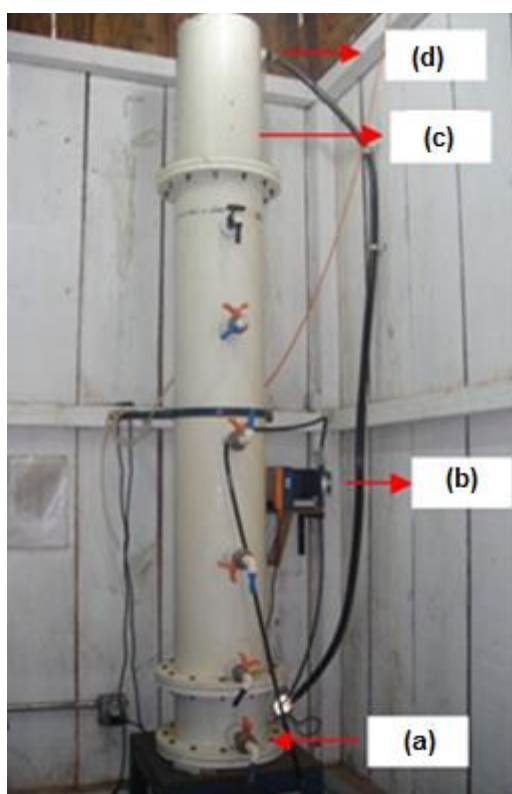


Figura 3 - Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB). Legenda: (a) afluente do reator; (b) bomba dosadora; (c) separador trifásico; (d) efluente do reator. Fonte: Carvalho (2006)

Para caracterização dos esgotos sanitários provenientes do reator UASB, Ferreira (2012) realizou sete perfis de amostragem temporal com determinação dos parâmetros físico-

químicos temperatura do líquido, pH, alcalinidade a parcial, total e a bicarbonato, ácidos voláteis, DQO bruta, DQO filtrada e concentrações de sólidos totais (fixos e voláteis).

Na Tabela 3 é apresentado um resumo dos valores médios obtidos na caracterização físico-química dos esgotos sanitários do câmpus no período de outubro e novembro de 2012.

Tabela 3 - Caracterização do efluente do reator UASB.

PARÂMETROS	EFLUENTE DO REATOR UASB				
	N	x	DP	Mín	Máx
Temperatura do líquido (°C)	16	22,1	2,0	19,5	25,0
pH	16	7,4	0,1	7,3	7,5
Alc. parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	16	39	3	33	44
Alc. total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	16	409	39	361	466
Alc. bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	16	380	32	341	427
Ácidos voláteis (mgHAC.L ⁻¹)	16	47	13	28	72
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	16	277	124	103	404
% remoção DQO bruta	-	65	-	-	-
DQO filtrada (mg.L ⁻¹)	16	158	55	82	257
% remoção DQO filtrada	-	51	-	-	-
ST (mg.L ⁻¹)	16	557	59	502	684
STV (mg.L ⁻¹)	16	324	44	258	397
STF (mg.L ⁻¹)	16	233	53	120	288

N: número de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Max: valor máximo

Fonte: Adaptado de Ferreira (2012).

Na Tabela 3, é possível notar que o valor médio obtido de temperatura do líquido foi de $22,1 \pm 2,0$ °C, com pico mínimo de 19,5 °C e máximo de 25,0 °C e os valores de pH variaram de 7,3 a 7,5, ou seja, ambos os parâmetros estão em faixas favoráveis à ocorrência de processos biológicos de tratamento de esgotos sanitários (SPERLING, 1996a).

A alcalinidade total nas amostras do efluente do reator variou de 361 a 466 mgCaCO₃.L⁻¹ e a alcalinidade a bicarbonato de 341 a 427 mgCaCO₃.L⁻¹ nas amostras do efluente do reator.

As concentrações de ácidos voláteis variaram de 28 a 72 mg.L⁻¹ nas amostras do efluente do reator. De acordo com Beal (1995), a concentração de ácidos voláteis no efluente, expressa como ácido acético, não deve ser superior a 200 mg.L⁻¹.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO bruta no efluente variaram de 103 mg.L⁻¹ a 404 mg.L⁻¹, com eficiência média de aproximadamente $65 \pm 19\%$, superior ao indicado por Chernicharo (2001) de 65%.

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO filtrada no efluente variaram de 82 mg.L⁻¹ a 257 mg.L⁻¹, que segundo Ferreira (2012) pode ser explicado devido

ao arraste de sólidos no efluente do reator. A eficiência de remoção de DQO filtrada variou de 25% a 72%, com valor médio de $51 \pm 13\%$.

As concentrações de sólidos totais (ST) variaram de 502 a 684 mg.L^{-1} para o efluente do reator, com eficiência média de aproximadamente $61 \pm 27\%$. As concentrações de sólidos totais voláteis (STV) foram de 258 a 397 mg.L^{-1} no efluente do reator, ou seja, corresponderam a 58% a 65% dos STV.

4.3 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (SACs)

Para verificar a eficiência desses sistemas no pós-tratamento do efluente do reator UASB, foram determinados os parâmetros físico-químicos temperatura, pH, concentração de matéria orgânica (em termos de DQO), nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo e sólidos em amostras do afluente (efluente anaeróbico) e efluente dos sistemas SAC1 e SAC2 em duplicata.

Os parâmetros, os métodos de análise e suas respectivas referências são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Parâmetros, métodos de análise e referências utilizados nas análises físico-químicas.

Parâmetros	Unidades	Método de Análise	Método N°	Referência
Temperatura do líquido	°C	-	-	-
pH	-	Potenciométrico	4500_H ⁺	Eaton et al. (2005)
DQO	mg.L^{-1}	Espectrofotométrico	5220_D	Eaton et al. (2005)
Nitrogênio Total	mg.L^{-1}	Titulométrico	4500_N _{org}	Eaton et al. (2005)
Nitrogênio Amoniacal	mg.L^{-1}	Titulométrico	4500_NH ₄ ⁺	Eaton et al. (2005)
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	mg.L^{-1}	Espectrofotométrico	4500_NO ²⁻	Eaton et al. (2005)
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	mg.L^{-1}	Espectrofotométrico	4500_NO ³⁻	Eaton et al. (2005)
Fósforo Total	mg.L^{-1}	Espectrofotométrico	4500_P	Eaton et al. (2005)
Sólidos totais	mg.L^{-1}	Gravimétrico	2540_E	Eaton et al. (2005)

Fonte: Adaptado de Eaton et al. (2005)

Três bateladas com duração de 48 h e coleta de amostras a cada 8 h, foram realizadas nos meses de maio, julho e setembro e duas bateladas com duração de 12 h e coleta de

amostras a cada hora durante 8 h e uma coleta ao final de 12 h, foram realizadas nos meses de novembro e dezembro no ano de 2012.

Foi realizada a batelada com menor duração, 12 horas, devido a maior eficiência de remoção de alguns parâmetros, DQO bruta e filtrada e fósforo, nas primeiras 8 horas de experimento.

Os dados foram agrupados em relação ao tempo de duração do experimento e analisados separadamente.

Os ensaios foram feitos com tempo de 48 h e 12 h, pois ao analisar os dados do tempo de 48 h, foi observada a necessidade de realizar análises com tempo menor que 8 h, principalmente para os parâmetros de DQO e fósforo, para verificar o tempo de maior remoção.

4.4 ESTUDO CINÉTICO

Com os resultados dos ensaios em batelada foram feitos estudos cinéticos para determinar as constantes cinéticas aparentes de consumo de matéria orgânica (em termos de DQO bruta e filtrada) e de nitrogênio amoniacal pelos modelos cinéticos de 1ª ordem (Equação 1) e de 2ª ordem (Equação 2) utilizando a ferramenta computacional Excel.

$$(-r_A) = -\frac{dC_A}{dt} = k_1 \cdot C_A \quad (1)$$

$$(-r_A) = -\frac{dC_A}{dt} = k_2 \cdot C_A^2 \quad (2)$$

Em que:

r_A = velocidade da reação ($\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$);

k_1 = constante cinética de 1ª ordem de velocidade (h^{-1});

k_2 = constante cinética de 2ª ordem de velocidade (h^{-1});

C_A = concentração (mg.L^{-1}).

Com os ajustes cinéticos foi possível determinar as velocidades de consumo de matéria orgânica (em termos de DQO bruta e filtrada) e de nitrogênio amoniacal e os coeficientes de correlação R^2 .

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Esse capítulo descreve os resultados e discussões obtidos com a caracterização dos esgotos sanitários, operação e monitoramento dos Sistemas Alagados Construídos (SACs) e estudo cinético dos SACs.

5.1 CARACTERIZAÇÃO E EFICIÊNCIA DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUIDOS (SACs) – tempo de 48 h

Na Tabela 5 é apresentado um resumo dos resultados obtidos nos 3 ensaios em bateladas de 48 h com coleta de amostras em intervalo de 8 h, totalizando 7 amostras, sendo a primeira no tempo zero (efluente do reator UASB). Os resultados correspondem as variações médias de temperatura, pH, alcalinidade parcial e total, DQO bruta e filtrada, concentração de sólidos suspensos totais (SST) e concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-) e fósforo (PO_4^{-3}).

Os valores médios obtidos para temperatura do afluente e dos efluentes do SAC1 e SAC2 foram de $23,3 \pm 4,5$ °C, $20,2 \pm 3,10$ °C e $20,1 \pm 3,08$ °C, respectivamente, indicando que a faixa de temperatura foi mesofílica nestas bateladas e indicada para processos biológicos de tratamento de esgotos sanitários (SPERLING, 1996a). Os valores de pH variaram de 6,74 a 6,81 no afluente, de 6,8 a 7,43 e 6,64 a 7,40 nos efluentes do SAC1 e SAC2, respectivamente. Segundo Metcalf e Eddy (1991), a faixa ótima de pH para o crescimento bacteriano situa-se entre 6,5 e 8,5.

Tabela 5 - Resumo dos resultados obtidos para o afluente (efluente do UASB) e efluentes dos SAC1 e SAC2 nas bateladas de 48 h.

PARÂMETROS	N	AFLUENTE				SAC1				SAC2			
		x	DP	Min	Max	x	DP	Min	Max	x	DP	Min	Max
Temperatura do Líquido (°C)	36	23,3	4,5	18,8	27,8	20,2	3,10	15,6	27,8	20,1	3,08	15,6	27,8
pH	36	6,79	0,04	6,74	6,81	7,20	0,23	6,8	7,43	6,80	0,25	6,64	7,40
Alc. parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	36	121	24	89	137	112	16	81	96	128	16	81	140
Alc. total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	36	138	23	105	150	127	53	82	128	143	28	88	146
DQO Bruta (mg.L ⁻¹)	36	140	15	133	162	33	8	23	53	27	10	22	43
% remoção DQO bruta	-	-	-	-	-	75	-	-	-	84	-	-	-
DQO Filtrada (mg.L ⁻¹)	36	120	12	98	120	31	6	19	40	29	10	19	48
% remoção DQO filtrada	-	-	-	-	-	77	-	-	-	78	-	-	-
ST (mg.L ⁻¹)	36	365	57	406	524	305	114	100	276	268	114	122	406
% remoção ST						42				49			
STV (mg.L ⁻¹)	36	225	5	221	228	199	115	94	322	152	57	109	260
% remoção STV						45				58			
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	36	0,14	0,07	0,10	0,17	0,09	0,08	0,01	0,29	0,01	0,04	0,01	0,14
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	36	0,7	1,01	0,76	2,19	0,99	0,36	0,76	1,84	0,17	0,37	0,07	1,03
P (mgPO ₄ ⁻³ .L ⁻¹)	36	16,59	1,15	15,77	17,40	2,70	5,79	0,30	17,40	1,70	5,68	0,40	17,40

N: número de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Max: valor máximo

A alcalinidade parcial para o afluente e efluente do SAC1 e SAC2 variou de 89 a 137 mgCaCO₃.L⁻¹, de 81 a 96 mgCaCO₃.L⁻¹ e de 81 a 140 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. A alcalinidade total para o afluente e efluente do SAC1 e SAC2 variou de 105 a 150 mgCaCO₃.L⁻¹, de 82 a 128 mgCaCO₃.L⁻¹ e de 88 a 146 mgCaCO₃.L⁻¹, respectivamente. De acordo com Sperling (1996a), alcalinidade é a medição da capacidade da água de neutralizar os ácidos, ou seja, capacidade de resistir a mudança de pH (capacidade tampão), logo é um parâmetro importante, pois a redução do pH pode afetar os microorganismos responsáveis pela digestão dos esgotos sanitários. Nestas bateladas foi verificado maior consumo da alcalinidade no SAC1, provavelmente em função do processo da nitrificação.

A eficiência média de remoção de DQO bruta foi superior no SAC2 com 84% comparada ao SAC1 com 75%, ou seja, houve maior remoção de matéria orgânica no sistema alagado construído vegetado. A eficiência média de remoção de DQO filtrada foi de 77% no SAC1 e de 78% no SAC2. Esse comportamento pode indicar que a parcela solúvel da matéria orgânica foi removida em ambos os sistemas, porém a parcela suspensa foi mais acentuadamente removida no SAC2, provavelmente devido a retenção no material filtrante. Mazzola et al (2005), observaram o desempenho de remoção de 73,50 a 70,47% nos tempos de reação de 96 e 72 h, e apenas 29,15% no tempo de 48h em termos de DQO no pós-tratamento de efluente de reator aeróbio compartimentado.

As concentrações de sólidos totais (ST) variaram de 406 a 524 mg.L⁻¹ para o efluente do reator, de 100 a 276 mg.L⁻¹ e de 122 a 406 mg.L⁻¹ no efluente do SAC1 e SAC2, respectivamente. As eficiências médias de remoção de ST foram de aproximadamente 42 ± 27% no SAC1 e de 49 ± 24% no SAC2. As concentrações de sólidos totais voláteis (STV) variaram de 221 a 228 mg.L⁻¹ para o efluente do reator e de 94 a 260 mg.L⁻¹, de 109 a 322 mg.L⁻¹ no efluente do SAC1 e SAC2, respectivamente. As eficiências médias de remoção foram de aproximadamente 45 ± 22% no SAC1 e de 58 ± 12% no SAC2. As relações médias de STV/ST variaram de 43 a 54% para o efluente do reator, de 94 a 94,2% e de 79 a 89% no efluente do SAC1 e SAC2, respectivamente. É possível notar na Tabela 5 que houve redução das concentrações de nitrito de 0,14 mg.L⁻¹ do afluente para 0,09 mg.L⁻¹ (35%) e 0,01 mg.L⁻¹ (92%) no efluente do SAC1 e SAC2.

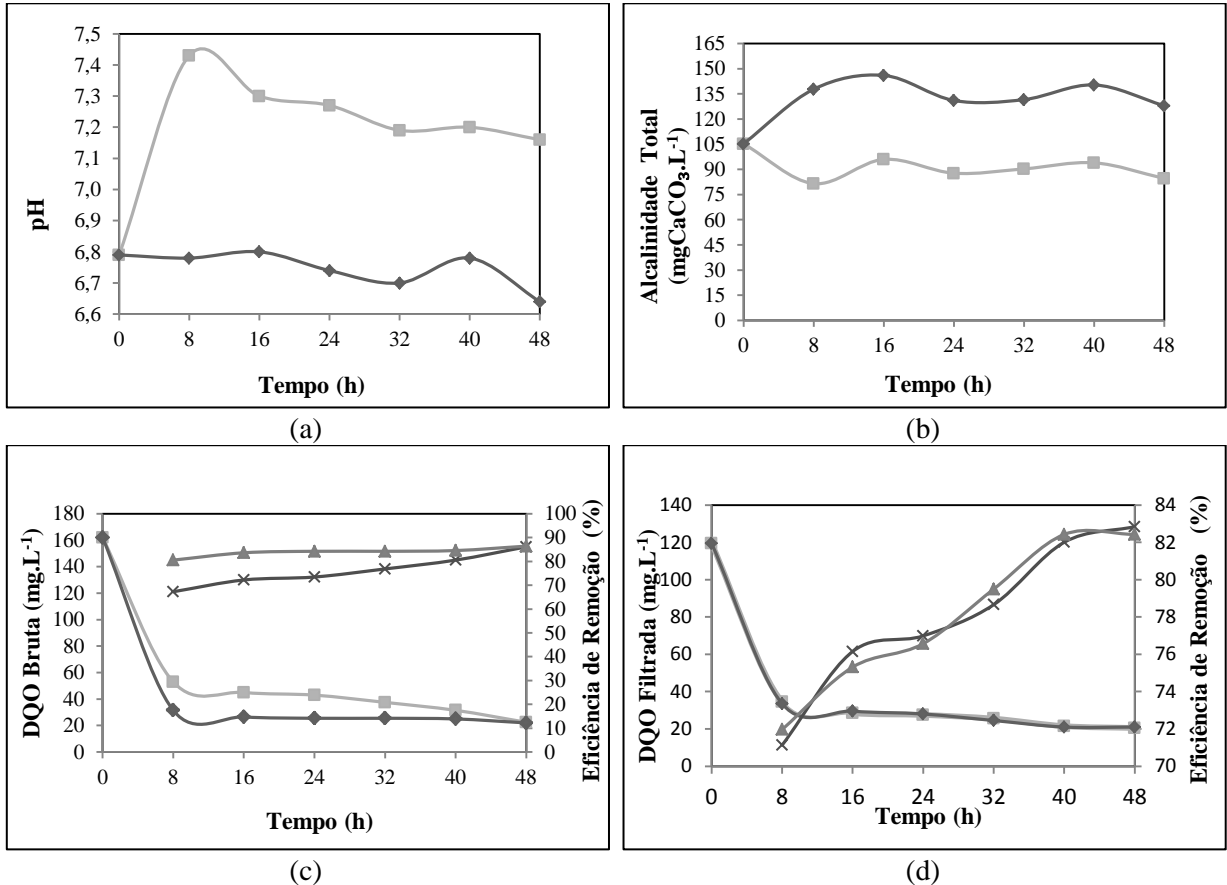
De acordo com Metcalf e Eddy (2003), os esgotos sanitários podem ser classificados como “médio” em termos de DQO, inferior a 250 mg.L⁻¹ e sólidos totais, inferior a 390 mg.L⁻¹.

Foi possível verificar concentrações de nitrato de 0,7 ± 1,01 mg.L⁻¹ no afluente,

$0,99 \pm 0,36 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente do SAC1 e $0,17 \pm 0,37 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente do SAC2. O aumento das concentrações de nitrato no SAC1 pode ter sido devido a ocorrência do processo de nitrificação, estimulado pela quantidade de oxigênio fornecida ao sistema durante o processo de drenagem dos leitos e a liberação de quantidade adicional de oxigênio para o meio pelas raízes das plantas.

Os sistemas apresentaram remoção de fósforo total de $16,5 \pm 1,15 \text{ mg.L}^{-1}$ para o efluente do reator e de $2,7 \pm 5,7 \text{ mg.L}^{-1}$ (84%) para o SAC1 e de $1,7 \pm 5,68$ (90%) para o SAC2, apresentando alta eficiência na remoção. Silva (2007) obteve eficiência de remoção nos seus sistemas *wetlands* de 96 a 100% independente se era somente filtro ou filtro plantado. O autor atribui a eficiência dos sistemas à precipitação do fósforo com alumínio e ferro.

Na Figura 4 são apresentadas as variações dos parâmetros físico-químicos pH, alcalinidade total, DQO bruta e filtrada, concentração de sólidos suspensos totais (SST) e concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-) e fósforo (PO_4^{-3}).



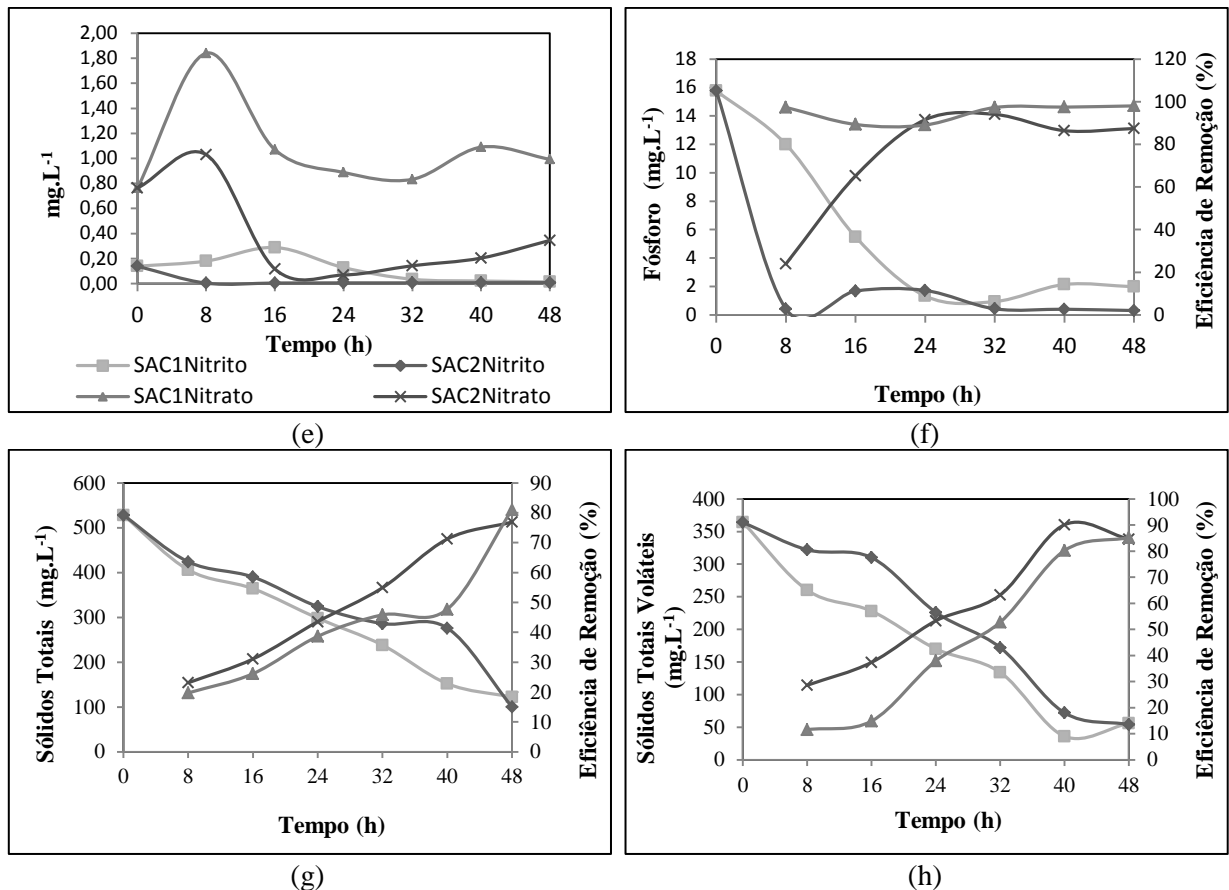


Figura 4 - Resultados das bateladas de 48 h nos SACs 1 e 2: a) pH; b) alcalinidade total; c) DQO Bruta; d) DQO Filtrada; e) Nitrito e Nitrato; f) Fósforo; g) Sólidos Totais h) Sólidos Totais Voláteis. Legenda: - ■ - SAC1; - ◆ - SAC2; - × - ESAC1; - ▲ - ESAC2.

Na Figura 4a é possível notar o aumento do pH para 7,43 e consequentemente consumo da alcalinidade total (81 mgCaCO₃.L⁻¹) nas 8 h iniciais da batelada no SAC1 (Figura 4b). No SAC2 o comportamento do pH foi mais estável, apenas com decréscimo nas 48 h da batelada, na qual foi possível notar consumo da alcalinidade (Figura 4b).

O consumo da alcalinidade total de 105 mgCaCO₃.L⁻¹ para 81 mgCaCO₃.L⁻¹ nas 8 h iniciais da batelada pode ser justificado pela conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito e deste a nitrato no processo da nitrificação, o que pode ser notado na Figura 4 e com o aumento da concentração de nitrato nesse período (1,84 mg.L⁻¹). Mazzola et al. (2005) notaram o mesmo comportamento nos filtros que operaram com *Eleocharis* sp. com aumento da concentração de nitrato no mesmo intervalo de tempo.

Pela Figura 4e é possível notar que o nitrito resultou em pequenas concentrações (de 0,29 a 0,01 mg.L⁻¹) em ambos os sistemas. Almeida (2007) notou o mesmo comportamento por períodos de tempo muito pequenos. A baixa concentração de nitrito está relacionada ao nitrito ser um íon instável de transição que se converte rapidamente em nitrato ou nitrogênio (UNITED...,1993).

Foi verificada produção de nitrito no SAC1 que atingiu pico de concentração de $0,29 \text{ mg.L}^{-1}$ no tempo de 16 h, sendo que a concentração no afluente era de $0,14 \text{ mg.L}^{-1}$. Após esse intervalo de tempo, a concentração decresceu para $0,014 \text{ mg.L}^{-1}$, e o sistema apresentou eficiência de remoção de $90 \pm 79 \%$ no intervalo de 48 h. No SAC2, a concentração de nitrito resultou igual a zero nas primeiras 8 h da batelada, com eficiência de remoção de $94 \pm 1,01\%$ para o tempo de 48 h.

Na Figura 4d é possível notar comportamento similar quanto à maior remoção da matéria orgânica em termos de DQO filtrada nas 8 h iniciais da batelada de 71% no SAC1 e 72% no SAC2, não apresentando assim, diferenças entre os dois sistemas de remoção. Após esse período também é possível observar a estabilidade na remoção de DQO filtrada com média de 78% para ambos os sistemas SAC1 e SAC2. Na Figura 4c é possível notar a maior remoção da matéria orgânica em termos de DQO bruta nas 8 h iniciais da batelada de 67% no SAC1 e 81% no SAC2. Após esse período é possível observar comportamento estável na remoção de DQO bruta com média de 86% para SAC1 e SAC2.

Embora o efluente produzido no sistema *wetland* vegetado tenha apresentado valores de DQO um pouco superiores ao não vegetado, Sousa (2004) não observou diferença significativa entre os sistemas *wetlands* ($p > 0,05$) durante os três anos de monitoramento. A eficiência da remoção da matéria carbonácea, expressa como DQO, variou de 70% a 86% (concentração média no efluente de 60 mg.L^{-1}) valores médios nos três sistemas *wetland* operados com taxa de aplicação hidráulica (23 mm.d^{-1}). O autor constatou que as macrófitas não tiveram influência significativa na remoção de matéria orgânica.

Na Figura 4e é possível notar que ocorreu pico de produção de nitrato (Figura 4e) nos dois sistemas no tempo de 8 h sendo de 141% ($1,84 \text{ mg.L}^{-1}$) e de 35% ($1,03 \text{ mg.L}^{-1}$), para o SAC1 e SAC2. A eficiência de produção de nitrato final no SAC1 foi de 30% para o tempo de 48 h com remoção final de 55% para o SAC2 para o mesmo tempo. Mazzola et al. (2005) observaram comportamento semelhante no filtro plantado com *Typha* sp. e *Eleocharis* sp., com aumento de nitrato para o tempo de 24 h de 8,06 e 11,11%, respectivamente e remoção em torno de 60% nos tempos de 48 e 72 h. Os autores atribuíram ao consumo desta forma de nitrogênio pelas plantas e ao aumento das concentrações de nitrato à ocorrência do processo de nitrificação, estimulado pela quantidade de oxigênio fornecida ao sistema durante o processo de drenagem dos leitos, e às melhores condições de desenvolvimento das bactérias nitrificantes na rizosfera das macrófitas e a liberação pelas raízes de uma quantidade adicional de oxigênio para o meio.

Na Figura 4f é possível notar maior diminuição da concentração do fósforo nas 8 h iniciais da batelada no SAC2 e nas 24 h iniciais da batelada no SAC1, ou seja, mais rápida no

sistema vegetado quando comparada ao sistema não vegetado. Após esse período, as concentrações reduziram a $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ (97,3%) no SAC1 e $1,98 \text{ mg.L}^{-1}$ (86,9%) no SAC2 no final de 48 h da batelada.

A remoção de fósforo nos sistemas alagados construídos ocorre pela precipitação química, pela adsorção, pela assimilação dos vegetais e biofilmes formados no substrato e no sistema radicular da vegetação, sendo que o fósforo solúvel é facilmente absorvido pelos sistemas radiculares das plantas aquáticas, e a fração pouco solúvel associa-se ao ferro, ao alumínio e ao cálcio, tornando-se pouco assimilável pelas plantas, bem como pelos microorganismos (SOUSA et al., 2004).

A eficiência média de remoção dos sólidos totais (Figura 4g) foi de 42% para SAC1 e de 49% para SAC2. A medida que o esgoto é disposto e percolado no material filtrante, a condutividade hidráulica inerente ao material tende a ser reduzir, até que ocorra a completa colmatação do mesmo. Portanto, a colmatação é uma consequência da retenção de Sólidos Suspensos e do crescimento do biofilme aderido (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). A eficiência média de remoção dos sólidos totais voláteis (Figura 4h) foi de $45 \pm 33\%$ para SAC1 e de $58 \pm 23\%$ para SAC2.

Os resultados obtidos nas amostras do efluente do UASB, SAC1 e SAC2 para os parâmetros temperatura e pH atendem aos limites estabelecidos na Resolução Conama no. 430/2011 (CONSELHO,... 2011) de $< 40 \pm 3 \text{ }^\circ\text{C}$ e de 5,0 a 9,0, respectivamente. Na mesma resolução não há referência aos limites de alcalinidade, sólidos totais, sólidos totais voláteis e demanda química de oxigênio.

Para a Resolução Conama no. 357/05 (CONSELHO..., 2005), nitrito, após o tratamento, tanto o SAC1 quanto o SAC2 passaram a atender as condições e padrão de qualidade de águas doces de 1 mg.L^{-1} ; já o parâmetro nitrato, oscilou dentro das condições, 10 mg.L^{-1} , estabelecidos na resolução, e apesar da grande redução, fósforo não atendeu as mesmas condições para qualquer uma das classes dos rios ($0,02$ a 015 mg.L^{-1}), visto que a Resolução Conama no. 430/2011, não faz menção a limites para padrões de lançamento destes três parâmetros.

5.2 CARACTERIZAÇÃO E EFICIÊNCIA DOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS (SACs) – tempo de 12 h

Na Tabela 6 é apresentado um resumo dos resultados obtidos nas duas bateladas de 12 h com coleta de amostras em intervalo de 1 h durante 8 h, e uma coleta ao final de 12 h, totalizando 10 amostras, sendo a primeira no tempo zero (efluente do reator UASB). Os resultados correspondem as variações médias de temperatura do líquido, pH, alcalinidade parcial e total, DQO bruta e filtrada, concentração de sólidos suspensos totais (SST) e concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-), NTK, N-Amon e fósforo (PO_4^{-3}).

O valor médio obtido para temperatura do afluente foi de $26,1 \pm 0,5$ °C e dos efluentes do SAC 1 e do SAC2 foram de $26,2 \pm 0,7$ °C, indicando a faixa mesofílica adequada para tratamento de esgotos sanitários por processos biológicos (SPERLING, 1996a). Os valores de pH variaram de 7,26 a 7,45 nas amostras do afluente, ou seja, dentro da faixa ótima para crescimento bacteriano de 6,5 a 8,5 de acordo com Metcalf e Eddy (1991).

A alcalinidade parcial para o afluente e efluente do SAC1 e SAC2 variou de 100 a 156 $\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$, de 10 a 154 $\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ e de 7 a 115 $\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$, respectivamente. A alcalinidade total para o afluente e efluente do SAC1 e SAC2 variou de 150 a 230 $\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$, de 15 a 192 $\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ e de 6 a 134 $\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$, respectivamente. Houve dificuldade de discutir alcalinidade em sistemas alagados construídos devido a falta de trabalhos reportados na literatura que apresentem este parâmetro.

Tabela 6 - Resumo dos resultados obtidos para o afluente (efluente do UASB) e efluentes dos SAC1 e SAC2 nas bateladas de 12 h.

PARÂMETROS	N	AFLUENTE				SAC1				SAC2			
		x	DP	Mín	Max	x	DP	Mín	Max	x	DP	Mín	Max
Temperatura do Líquido (°C)	36	26,1	0,5	25,7	26,4	26,2	0,7	24,4	27,1	26,2	0,7	24,4	27,0
pH	36	7,36	0,13	7,26	7,45	7,26	0,13	7,21	7,43	7,09	0,23	6,99	7,10
Alc. parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	36	128	40	100	156	131	55	10	154	76	40	7	115
Alc. total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	36	190,8	63	150	230	172	21	15	192	123	9	6	134
DQO Bruta (mg.L ⁻¹)	36	133	12	142	124	47	3	25	50	41	10	26	68
% remoção DQO bruta		-	-	-	-	39	-	-	-	45	-	-	-
DQO Filtrada (mg.L ⁻¹)	36	85	59	44	127	42	6	28	44	54	20	28	102
% remoção DQO filtrada		-	-	-	-	40	-	-	-	45	-	-	-
ST (mg.L ⁻¹)	36	327	50	191	524	390	7	167	529	317	4	150	324
% remoção ST						8				38			
STV (mg.L ⁻¹)	36	157	47	191	224	183	22	74	188	109	11	68	138
% remoção STV						49				51			
N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	36	0,0543	0,0508	0,0184	0,0902	0,0008	0,0006	0,004	0,009	0,009	0,003	0,0006	0,0019
N-NO ₃ ⁻ (mgN.L ⁻¹)	36	0,016	0,01	0,02	0,0012	0,117	0,05	0,005	0,209	0,1235	0,07	0,04	0,194
NTK (mgN.L ⁻¹)	36	39	23	55	22	5,6	1,2	4,48	8,9	4,48	1,5	4,48	7,84
N-AMON (mgN.L ⁻¹)	36	55	7	42	68	6,72	1,7	2,6	8	5,3	1,5	2,6	6,7
P (mgPO ₄ ⁻³ .L ⁻¹)	36	4,38	0,24	4,21	4,54	1,37	0,55	1,07	1,64	0,62	0,59	0,47	0,64

N: número de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Max: valor máximo

A eficiência média de remoção de DQO bruta foi superior no SAC2 com 45% comparada ao SAC1 com 39%, ou seja, houve maior remoção de matéria orgânica no sistema alagado construído vegetado. A eficiência média de remoção de DQO filtrada foi de 40% no SAC1 e de 45% no SAC2. Esse comportamento pode indicar que a parte da parcela solúvel da matéria orgânica foi removida em ambos os sistemas, porém a parcela suspensa foi mais acentuadamente removida no SAC2. Abrantes (2009) obteve eficiência de 65,7% na remoção de DQO para o tempo de 4,6 d, sem diferença significativa entre seus três tipos de tratamentos com plantas.

As concentrações de sólidos totais (ST) variaram de 191 a 524 mg.L⁻¹ para o efluente do reator, de 167 a 529 mg.L⁻¹ e de 150 a 324 mg.L⁻¹ no efluente do SAC1 e SAC2, respectivamente. As eficiências médias de remoção foram de aproximadamente 8% no SAC1 e de 38% no SAC2.

As concentrações de sólidos totais voláteis (STV) variaram de 191 a 224 mg.L⁻¹ para o efluente do reator e de 74 a 188 mg.L⁻¹ e de 68 a 138 mg.L⁻¹ no efluente do SAC1 e SAC2, respectivamente. As eficiências médias de remoção foram de aproximadamente 49% no SAC1 e de 51% no SAC2. As relações médias de STV/ST variaram de 66 a 72% para o efluente do reator, de 44 a 75% e de 45 a 32% no efluente do SAC1 e SAC2, respectivamente.

É possível notar na Tabela 6 que houve redução média das concentrações de nitrito de 0,054 mg.L⁻¹ do afluente para 0,0008 mg.L⁻¹ e 0,009 mg.L⁻¹ no efluente do SAC1 e SAC2.

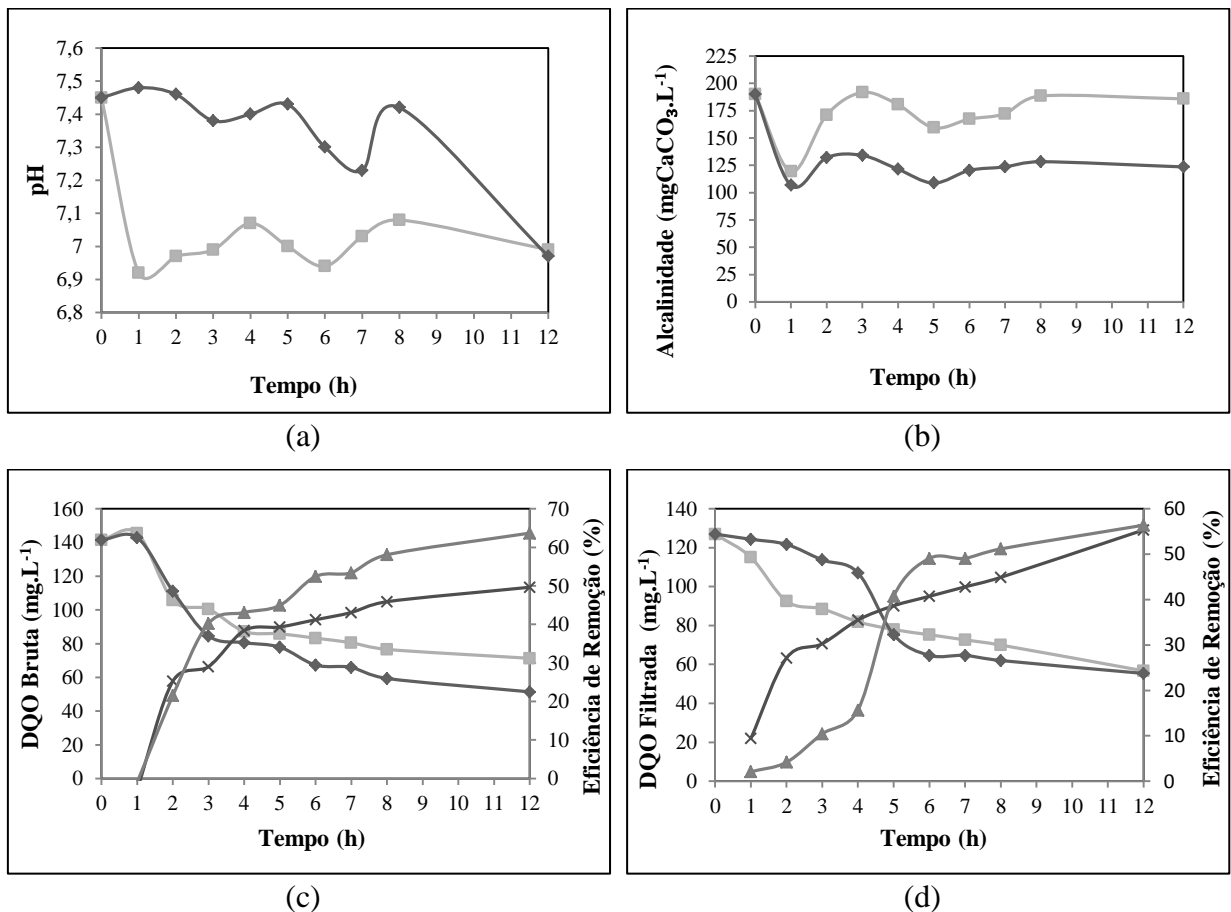
Foi possível verificar concentrações de nitrato de 0,054 ± 0,05 mg.L⁻¹ no afluente, 0,1235 ± 0,07 mg.L⁻¹ no efluente do SAC1 e 0,117 ± 0,05 mg.L⁻¹ no efluente do SAC2. Silva (2007) também observou o aumento de nitrato no efluente dos seus três sistemas (42 – 116%), e atribuiu às condições de oxigenação do solo e a adição de alcalinidade suficiente via esgoto, havendo a transformação do íon amônio a nitrato (nitrificação) pelas bactérias nitrificantes, ficando as maiores concentrações de nitrato retidas nos solos e pequenas frações lixiviadas, causando a nitrificação dos efluentes produzidos pelos *wetlands* construídos e controles.

A concentração de nitrogênio amoniacal foi de 33 ± 55 mg.L⁻¹ no efluente do reator e de 6,72 ± 1,7 mg.L⁻¹ (80%) e 5,3 ± 1,15 mg.L⁻¹ (82%) nos SAC1 e SAC2, respectivamente. A concentração de NTK foi de 39 ± 23 mg.L⁻¹ no efluente do UASB e de 5,6 ± 1,2 mg.L⁻¹ (86%) e 4,48 ± 1,5 mg.L⁻¹ (89%) nos efluentes do SAC1 e SAC2, respectivamente. Não foram observadas grandes diferenças entre os sistemas para esses dois parâmetros. Abrantes (2009) obteve valores médios de nitrogênio amoniacal no efluente de 3,0 mg L⁻¹ e remoção média de 64,3%, sem observar significativa dos tratamentos na remoção deste atributo. Silva (2007) considera a amonificação nos sistemas *wetlands*, onde o nitrogênio amoniacal é convertido a

nitrito (nitrificado), assimilado pelos micro-organismos (imobilização microbiana), retornando à forma orgânica, e é perdida por lixiviação, sendo que uma fração do nitrito produzida, possivelmente se perde por volatilização e/ou desnitrificação.

A concentração de fósforo reduziu de $4,38 \pm 0,24 \text{ mg.L}^{-1}$ no afluente para $1,73 \pm 0,55 \text{ mg.L}^{-1}$ (68%) e $0,62 \pm 0,59 \text{ mg.L}^{-1}$ (86%) no efluente do SAC1 e SAC2, respectivamente. Abrantes (2009) encontrou eficiências de 60,7% sem diferença significativa entre os tratamentos que avaliou.

Na Figura 5 são apresentadas as variações dos parâmetros físico-químicos pH, alcalinidade total, DQO bruta e filtrada, concentração de sólidos suspensos totais (SST) e concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-) e fósforo (PO_4^{-3}).



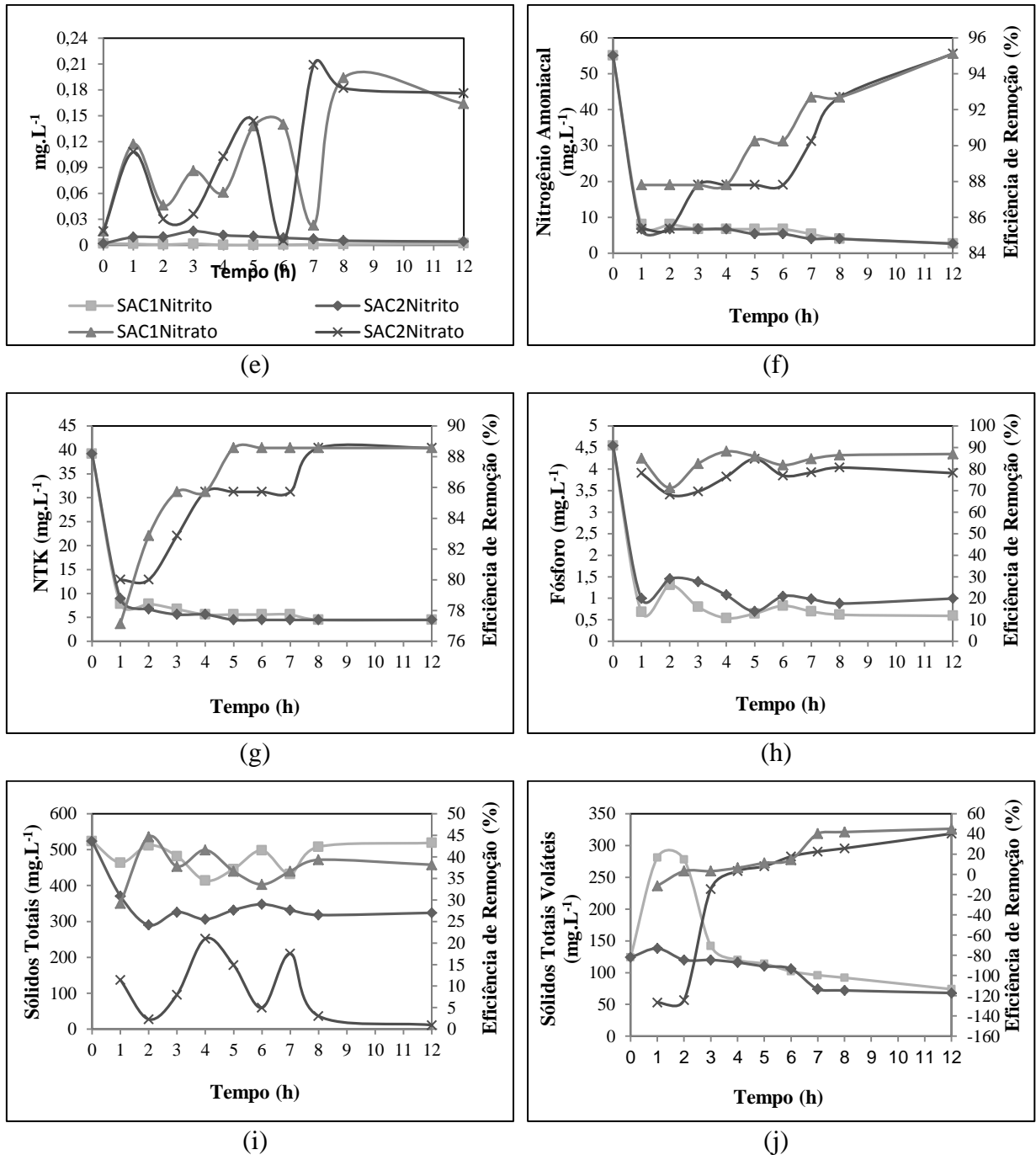


Figura 5 - Resultados das bateladas de 48 h nos SACs 1 e 2: a) pH; b) alcalinidade total; c) DQO Bruta; d) DQO Filtrada; e) Nitrito e Nitrato; f) Nitrogênio Amoniacal; g) NTK; h) Fósforo; i) Sólidos Totais h) Sólidos Totais Voláteis.

Legenda: ■ – SAC1; ◆ – SAC2; × – ESAC1; ▲ – ESAC2.

Na Figura 5a é possível observar variação do pH de 6,7 no efluente do UASB, 7,17 no efluente do SAC1 e 6,64 no efluente do SAC2. Foi verificado decréscimo da alcalinidade (Figura 5b) na primeira hora de 37% no SAC1 e de 44% no SAC2. Após a primeira hora, a alcalinidade aumentou e apresentou comportamento semelhante a batelada do tempo de 48 h, com média de $172 \pm 21 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para SAC1 e de $123 \pm 9 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para SAC2.

Em termos de DQO bruta (Figura 5c), as eficiências de remoção foram de $59 \pm 4\%$ e $66 \pm 6\%$ para o SAC1 (71 mg.L^{-1}) e SAC2 (51 mg.L^{-1}), respectivamente, sendo a DQO afluente de 142 mg.L^{-1} . As eficiências de remoção de DQO filtrada (Figura 5c) foram de $40 \pm 13\%$ no SAC1 (57 mg.L^{-1}) e $45 \pm 22\%$ no SAC2 (55 mg.L^{-1}), sendo a DQO afluente de 127 mg.L^{-1} no SAC1 e SAC2, respectivamente. A matéria carbonácea presente nos esgotos, usualmente medida por DBO ou DQO, é na maior parte, degradada aerobiamente por microorganismos, principalmente bactérias, que estão aderidas ao material filtrante e nas raízes das macrófitas. Mas também ocorre a degradação anaeróbia em sistemas saturados de água ou efluentes, como nas *wetlands* de fluxo horizontal (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Assim é possível explicar também a eficiência do filtro. Os parâmetros DQO e alcalinidade não tem padrão de controle para lançamento de efluente na resolução vigente (CONSELHO..., 2011).

O parâmetro nitrito (Figura 5e) apresentou comportamento semelhante ao da batelada de 48 h, com concentração média de $0,0008 \pm 0,0006 \text{ mg.L}^{-1}$ (6,2%) no SAC1 e $0,009 \pm 0,003 \text{ mg.L}^{-1}$ (46%) no SAC2. Salaro (2008) observou o mesmo comportamento para sistemas alagados construídos compostos por *Brachiaria* $0,0005 \pm 0,0008 \text{ mg.L}^{-1}$.

O parâmetro nitrato (Figura 5e) apresentou aumento da concentração de $0,016 \text{ mg.L}^{-1}$ no afluente para $0,117 \pm 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ ($631,25 \pm 358\%$) e $0,1235 \pm 0,07 \text{ mg.L}^{-1}$ ($575 \pm 460\%$) para SAC1 e SAC2, respectivamente. A oscilação entre produção e consumo de nitrato, visto que o tempo é curto, pode ser atribuída a nitrificação e a superação da nitrificação pelo consumo de nitrogênio pelas plantas. Salaro (2008) atribuiu o aumento do nitrato ao processo de nitrificação, devido ao contato do nitrogênio na forma de amônia ou na forma de nitrogênio orgânico com o ar atmosférico, que pode ter ocorrido durante a formação da lâmina de água sobre o substrato, proporcionando a pressão necessária para infiltração e percolação do efluente ao longo dos sistemas fito-pedológicos. Durante esse processo o ar atmosférico é arrastado para o interior do substrato e, além disso, as macrófitas através de seus aerênquimas também transferem oxigênio da superfície para a região de suas raízes.

Tanto para nitrogênio amoniacal (Figura 5f) quanto para NTK (Figura 5g), as maiores remoções foram observadas na primeira hora com 85% e 87% nos SACs 1 e 2, respectivamente, para nitrogênio amoniacal e de 80% e 77% de NTK para os SACs 1 e 2, respectivamente. Ao final da batelada, foram observadas concentrações de $2,68 \text{ mg.L}^{-1}$ para os SACs 1 e 2 de nitrogênio amoniacal e de $4,48 \text{ mg.L}^{-1}$ para os SACs 1 e 2 de NTK, o que dificultou evidenciar a contribuição da macrófita no tratamento. No afluente foram verificadas concentrações de 55 mg.L^{-1} de nitrogênio amoniacal e $39,2 \text{ mg.L}^{-1}$ de NTK.

As eficiências médias de remoção de NTK foram de $86 \pm 3\%$ e $89 \pm 4\%$ para SAC1 e SAC2, respectivamente. As eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal foram de 88% e 90% para os SAC1 e SAC2, respectivamente. Na Resolução CONAMA 430/11 (CONSELHO..., 2011) é estabelecido 20 mg.L^{-1} , e assim ambos os sistemas, atendem a resolução quanto ao lançamento de efluentes.

Os sistemas apresentaram remoção de fósforo (Figura 5h) na primeira hora com 78,11% e 84,98% para SAC1 e SAC2, respectivamente. A concentração no afluente foi de $4,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e a remoção média durante todo o período foi de 78% no SAC1 e de 84% no SAC2, com concentrações finais de $0,99 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,59 \text{ mg.L}^{-1}$ para nos SACs 1 e 2, respectivamente. Pelas análises, pode-se observar que o fósforo é removido antes mesmo do final das primeiras 8 h de tratamento

Em relação a sólidos totais voláteis (Figura 5j) no tempo 12 h, foi verificada eficiência de remoção de 49% no SAC1 e de 51% no SAC2. Foi verificada eficiência média de remoção de 8% no SAC1 e 38% no SAC2.

Os resultados obtidos nas amostras do efluente do UASB, SAC1 e SAC2 para os parâmetros temperatura e pH atendem aos limites estabelecidos na Resolução Conama no. 430/2011 (CONSELHO,... 2011) de $< 40 \pm 3 \text{ }^\circ\text{C}$ e de 5,0 a 9,0, respectivamente. Na mesma resolução não há referência aos limites de alcalinidade, sólidos totais, sólidos totais voláteis, demanda química de oxigênio.

Para o parâmetro nitrato, as concentrações nos efluentes do SAC1 e SAC2 foram inferiores a 10 mg.L^{-1} , condição e padrão de qualidade de águas doces estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 (CONSELHO..., 2005) para águas de rios enquadrados nas Classes 1, 2 e 3. Para o parâmetro nitrito, oscilou dentro das condições estabelecidas na mesma resolução, 1 mg.L^{-1} , e fósforo não atendeu as mesmas condições para qualquer uma das classes dos rios ($0,02$ a $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$), visto que a Resolução Conama no. 430/2011, não faz menção a limites para padrões de lançamento destes três parâmetros.

5.3 CINÉTICA DAS REAÇÕES

Nas Tabelas 7 e 8 são apresentados os resultados obtidos com os ajustes dos modelos cinéticos de 1^a e 2^a ordem para os resultados dos parâmetros DQO bruta e filtrada e nitrogênio amoniacal dos ensaios em batelada de 48 h e 12 h, respectivamente.

Tabela 7 - Resultados obtidos com o ajuste dos modelos cinéticos para as bateladas de 48 h

PARÂMETROS	SAC1				SAC2			
	Equação	R ²	k (8 h ⁻¹)	Velocidade (mg.L ⁻¹ .8h ⁻¹)	Equação	R ²	k (8 h ⁻¹)	Velocidade (mg.L ⁻¹ .8h ⁻¹)
Primeira Ordem								
DQO Bruta	y = 0,0196x + 0,9175	0,9304	0,9175	20,6438	y = 0,007x + 1,6382	0,8248	1,6382	36,0404
DQO Bruta	y = 0,0071x + 1,1786	0,9354	1,1786	33,5901	y = 0,0026x + 1,0047	0,9223	1,0047	28,2864
DQO Filtrada	y = 0,0126x + 1,1756	0,9613	1,1756	26,451	y = 0,0125x + 1,1818	0,9643	1,1818	25,9996
DQO Filtrada	y = 0,0126x + 1,2763	0,9613	1,2763	35,09825	y = 0,0125x + 1,2815	0,9643	1,2815	26,9115
Segunda Ordem								
DQO Bruta	y = 0,0006x + 0,0057	0,8582	0,0057	2,8856	y = 0,0436x + 5,0805	0,8367	5,0805	2458,96
DQO Bruta	y = 0,0028x + 4,4789	0,9475	4,4789	3637,98653	y = 0,0369x + 4,6717	0,6958	4,6717	2690,8992
DQO Filtrada	y = 0,0581x + 3,0529	0,9639	3,0529	2,4	y = 0,0577x + 3,0762	0,9586	3,0762	2240,5
DQO Filtrada	y = 0,0005x + 0,0211	0,9639	0,0211	15,956875	y = 0,0005x + 0,0212	0,9586	0,0212	9,3492

Tabela 8 - Resultados obtidos com o ajuste dos modelos cinéticos para as bateladas de 12 h

PARÂMETROS	SAC1				SAC2			
	Equação	R ²	k (h ⁻¹)	Velocidade (mg.L ⁻¹ .h ⁻¹)	Equação	R ²	k (h ⁻¹)	Velocidade (mg.L ⁻¹ .h ⁻¹)
	Primeira Ordem							
DQO Bruta	$y = 0,0522x + 0,2667$	0,9464	0,2667	19,0141	$y = 0,0941x + 0,2398$	0,9439	0,2398	12,3285
DQO Bruta	$y = 0,0368x + 0,6399$	0,9353	0,6399	43,5132	$y = 0,0976x + 0,7305$	0,7832	0,7305	36,525
DQO Filtrada	$y = 0,0562x + 0,1654$	0,9256	0,1654	9,3804	$y = 0,0883x + 0,0528$	0,8382	0,0528	2,9245
DQO Filtrada	$y = -0,105x + 0,6608$	0,861	0,6608	51,2295	$y = 0,0563x + 0,0849$	0,8037	0,0849	3,52335
N amon	$y = 0,063x + 1,1544$	0,8092	1,1544	3,1030	$y = 0,0983x + 0,96$	0,9826	0,96	5,2825
N amon	$y = 0,0565x + 1,2327$	0,8085	1,2327	8,44941888	$y = 0,0957x + 1,0644$	0,9854	1,0644	6,72360192
Segunda Ordem								
DQO Bruta	$y = 0,082x + 1,1494$	0,8317	1,1494	5842,2099	$y = 0,1554x + 1,0489$	0,9428	1,0489	2772,3920
DQO Bruta	$y = 0,0807x + 1,8843$	0,9362	1,8843	8713,0032	$y = 0,1978x + 2,1647$	0,8605	2,1647	5411,75
DQO Filtrada	$y = 0,0923x + 1,1278$	0,9681	1,1278	3627,4797	$y = 0,1377x + 0,8567$	0,8724	0,8567	2628,2104
DQO Filtrada	$y = 0,104x + 0,4402$	0,8169	0,4402	1558,41805	$y = 0,071x + 0,8801$	0,7905	0,8801	1515,752225
N amon	$y = 0,1382x + 0,7881$	0,9642	0,7881	5,6943	$y = 1,3376x + 7,6265$	0,9642	7,6265	55,1041
N amon	$y = 0,2304x + 3,4325$	0,8444	3,4325	136,9634854	$y = 0,4138x + 2,729$	0,9749	2,729	108,892455

Na Tabela 7 é possível observar que os valores da constante cinética aparente k para consumo de DQO bruta variaram de 0,9175 a 1,6382 (8 h^{-1}) no modelo cinético de 1ª ordem e de 0,0057 a 5,0805 (8 h^{-1}) no modelo cinético de 2ª ordem com coeficiente de correlação médio R^2 de 0,9032 e 0,8345, respectivamente, nos ensaios em batelada de 48 h.

Pela Tabela 8, é possível notar que os valores da constante cinética aparente k para consumo de DQO bruta variaram de 0,2667 a 0,7305 h^{-1} no modelo cinético de 1ª ordem e de 1,0489 a 2,1647 h^{-1} no modelo cinético de 2ª ordem com coeficiente de correlação médio R^2 de 0,9022 e 0,8928, respectivamente, nos ensaios em batelada de 12 h.

Com base nos resultados do coeficiente de correlação, notou-se que o modelo cinético que melhor ajustou os dados de DQO bruta para os ensaios em batelada foi o de 1ª ordem para os ensaios em batelada de 12 h e 48 h.

Na Tabela 7 é possível observar que os valores da constante cinética aparente k para consumo de DQO filtrada variaram de 1,1756 a 1,2815 (8 h^{-1}) no modelo cinético de 1ª ordem e de 0,0211 a 3,0762 (8 h^{-1}) no modelo cinético de 2ª ordem com coeficiente de correlação médio R^2 de 0,9628 e 0,9612, respectivamente, nos ensaios em batelada de 48 h.

Pela Tabela 8, é possível notar que os valores da constante cinética aparente k para consumo de DQO filtrada variaram de 0,0528 a 0,6608 h^{-1} no modelo cinético de 1ª ordem e de 0,4402 a 1,1278 h^{-1} no modelo cinético de 2ª ordem com coeficiente de correlação médio R^2 de 0,8571 e 0,8619, respectivamente, nos ensaios em batelada de 12 h.

Com base nos resultados do coeficiente de correlação, notou-se que o modelo cinético que melhor ajustou os dados de DQO para os ensaios em batelada foi o de 1ª ordem para os ensaios em batelada de 12 h e 48 h.

Pode-se observar que os valores das constantes cinéticas aparentes de DQO bruta foram superiores aos valores obtidos para DQO filtrada, provavelmente devido a maior remoção da concentração inicial de matéria orgânica no início do processo de tratamento. Isso indica que após a primeira etapa da digestão, a DQO remanescente foi mais lentamente removida pelo processo de tratamento, visto que os organismos envolvidos já haviam digerido grande parcela da matéria orgânica.

Os valores obtidos para constante cinética aparente de remoção de DQO filtrada foram similares aos obtidos por Brasil et al. (2007) e Chagas et al. (2011) de 0,0675 h^{-1} e 0,0717 h^{-1} , respectivamente, em sistemas tratando esgotos sanitários.

Na Tabela 8 é possível observar que os valores da constante cinética aparente k para consumo de nitrogênio amoniacal variaram de 0,96 a 1,2327 h^{-1} no modelo cinético de 1ª

ordem com coeficiente de correlação médio R^2 de 0,8964 e de 0,7881 a $7,6265 \text{ h}^{-1}$ no modelo cinético de 2ª ordem com coeficiente de correlação médio R^2 de 0,9369.

Com base nos resultados do coeficiente de correlação, notou-se que o modelo cinético que melhor ajustou os dados de nitrogênio amoniacal para os ensaios em batelada de 12 h foi o de 2ª ordem.

Não foram realizados ensaios cinéticos dos demais parâmetros da série nitrogenada e fosforada devido ao consumo simultâneo destes nutrientes pelos micro-organismos e macrófitas.

6 CONCLUSÃO

Com o desenvolvimento do trabalho de conclusão de curso foi possível concluir que:

A caracterização do efluente do reator UASB resultou em: temperatura do líquido de $22,1 \pm 2,0$ °C; pH de 7,3 a 7,5; alcalinidade total de 361 a 466 mgCaCO₃.L⁻¹; alcalinidade a bicarbonato de 341 a 427 mgCaCO₃.L⁻¹; ácidos voláteis de 28 a 72 mg.L⁻¹; DQO bruta de 103 mg.L⁻¹ a 404 mg.L⁻¹; DQO filtrada de 82 mg.L⁻¹ a 257 mg.L⁻¹; sólidos totais de 502 a 684 mg.L⁻¹; sólidos totais voláteis de 258 a 397 mg.L⁻¹.

A eficiência média de remoção de DQO bruta foi superior no SAC2 com 45% comparada ao SAC1 com 39% para o tempo de 12 h, ou seja, houve maior remoção de matéria orgânica no sistema alagado construído vegetado. O mesmo comportamento foi verificado para a eficiência média de remoção de DQO filtrada de 40% no SAC1 e de 45% no SAC2. No tempo de 48 h, os valores das DQOs bruta e filtrada foram semelhantes aos obtidos no tempo de 12 h, mas em maiores proporções de remoção, chegando a 75% e 84% para DQO bruta e 77% e 78% para DQO filtrada nos SACs 1 e 2, respectivamente.

Foi observada produção de nitrato de 0,054 mg.L⁻¹ aumentou para 0,1235 e 0,117 no tempo de 12 h e remoção de fósforo de 84% e 90%, no tempo de 48 h, para o SAC1 e SAC2, respectivamente.

Para o tempo de 12 h não foi possível verificar diferenças de eficiências de remoção para nitrogênio amoniacal e NTK no SAC1 e SAC2, pois os sistemas apresentaram remoção destes parâmetros na primeira hora da batelada com 85% e 87% no SAC1 e SAC2, respectivamente, para nitrogênio amoniacal e de 80% e 77% para NTK.

O processo de nitrificação ocorreu mais acentuadamente no SAC2 na batelada de 12 h, verificado pela conversão do nitrogênio amoniacal (50 mg.L⁻¹) para nitrito (0,009 mg.L⁻¹) e deste para nitrato (0,1 mg.L⁻¹) na primeira hora.

O modelo cinético de 1^a ordem ajustou melhor tanto nos ensaios de 48 h quanto nos de 12 h. Os resultados experimentais de DQO bruta com coeficiente de correlação médio de R² de 0,9032 nos ensaios em batelada de 48 h, com valores da constante cinética aparente k de 0,9175 e 1,6382 (8 h⁻¹). Nos ensaios em batelada de 12 h, com coeficiente de correlação médio de R² de 0,9022, com valores da constante cinética aparente k de 0,2667 e 0,7305 h⁻¹.

O modelo cinético de 1^a ordem também ajustou melhor os resultados experimentais de DQO filtrada em ambos os tempos de 48 h e 12 h, com coeficiente de correlação médio de

R^2 de 0,9628 nos ensaios em batelada de 48 h, com valores da constante cinética aparente k de 1,1756 e 1,2815 (8 h^{-1}) e nos ensaios em batelada de 12 h, com coeficiente de correlação médio de R^2 de 0,8619, com valores da constante cinética aparente k de 0,0528 a $0,6608 \text{ h}^{-1}$.

Nos ensaios em batelada de 12 h, o modelo cinético de 1ª ordem ajustou melhor os resultados experimentais de nitrogênio amoniacal com coeficiente de correlação médio de R^2 de 0,8964, com valores da constante cinética aparente k de 0,96 a $1,2327 (8 \text{ h}^{-1})$.

Foi possível concluir que o sistema alagado construído foi eficiente para remoção dos poluentes avaliados tanto filtro vegetado quanto no filtro não vegetado, sendo que o filtro vegetado se sobressaiu na remoção de DQO bruta e filtrada.

Esta tecnologia para pós-tratamento de efluente foi eficiente, uma vez que a espécie *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult. aplicada no sistema de fluxo vertical contribuiu na remoção de DQO bruta e filtrada, NTK, nitrogênio amoniacal e fósforo, com valores superiores a 45%.

Como sugestões para trabalhos futuros, propõe-se que sejam feitos novos experimentos com sistemas alagados verticais com esta espécie e com outras espécies de macrófitas tratando esgotos sanitários para que possam ser referência de comparação para outros estudos. Sugere-se também ensaios com menor tempo de duração (aproximadamente uma hora para obtenção de parâmetros cinéticos) e a utilização de ferramenta de estatística – Anova fator duplo com repetição e teste de Tukey para corroborar os resultados experimentais obtidos.

REFERÊNCIAS

Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT. **NBR 9648**: Estudo de concepção de sistemas de esgotos sanitários – Procedimentos. Rio de Janeiro: ABNT, 1986. 9648

Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT. **NBR 7229**. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 2009

Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT. **NBR 13969** Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.

ALMEIDA, Rogério A.; OLIVEIRA Luiz F. C.; KLIEMANN, Humberto J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgotos sanitários. **Revista Pesquisa Agropecuária Tropical**, UFG, v. 37, n. 1, 2007. Disponível em: <<http://pt.scribd.com/doc/79373377/Almeida-et-al-Eficiencia-de-especies-vegetais-na-purificacao-de-escoto-sanitario>>. Acesso em: agosto 2013

ALMEIDA, Rogério A.; PITALUGA, Douglas P.S.; REIS, Ricardo P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. **Revista Biociências**, UNITAU, v. 16, n.16, 2010. Disponível em: <<http://periodicos.unitau.br/ojs-2.2/index.php/biociencias/article/view/1107>>. Acesso em: jan. 2012.

BECCATO, Maria A.B. **Elaboração Participativa de uma Proposta de Reestruturação do Sistema de Tratamento de Esgoto da Comunidade do Maruja – Parque Estadual da Ilha do Cardoso/SP**. 2004. 223 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-07082005-183900/pt-br.php>>. Acesso em: jan. 2012.

Brasil, M. S.; Matos, A. T.; Soares, A. A. **Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.12, p.266-272, 2007.

BRASIL, Mozart da S.; MATOS, Antônio T.; SILVA, Claudio M.; CECON, Paulo R.; MONACO,; SOARES, Antonio A. **Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow**. Agrartechnische Forschung Agricultural Engineering Research, Potsdam v 13, n 11, p 48-56, 2007.

BRASIL, Mozart da S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico**. 2005. 160 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005. Disponível em:
<<http://www.gpqa.ufv.br/docs/doutorado/2005/Desempenho%20do%20sistema%20alagado%20construido%20para%20tratamento%20de%20esgoto%20domestico.PDF>>. Acesso em jan. 2012.

BEAL, Lademir L. **Avaliação de processo anaeróbio em duas fases tratando efluente de curtume**. Dissertação de Mestrado. UFRGS. Porto. Alegre. 117 p. 1995.

CAMPOS, José R. **Tratamentos de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo**. 1 ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, Projeto PROSAB .1999.

CARVALHO, Karina Q. **Resposta Dinâmica de Reator UASB em Escala Piloto Submetido a Cargas Orgânicas e Hidráulicas Cíclicas: Modelos Matemáticos e Resultados Experimentais**. 2006. 222 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006. Disponível em:
<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-02032007-150552/pt-br.php>>
Acesso em: fev. 2012.

CHAGAS, Renata C.; MATOS, Antônio T.; CECON, Paulo R.; MONACO, Paloma A. V.; FRANÇA, Luis G. F. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande v.15, n.11, p. 1186–1192, 2011.

CHERNICHARO, Carlos. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2000.

CHERNICHARO, Carlos A. L. (coordenador). Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. PROSAB/FINEP, 1ªed. Rio de janeiro: Secrac, 2001.

Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução CONAMA n° 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Disponível em:
<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: mai. 2013.

Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução CONAMA n° 357 de 18 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em:
<<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: ago

2013.

EATON, Andrew. D; CLESCERI, Lenore. S; RICE, Eugeni. W.; GREENBERG, Arnold. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, 2005.

FERREIRA, R. C. **Avaliação do comportamento de um reator UASB quando submetido à variação de 40% e 60% da vazão afluente**. 2012. 100 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012.

GIL, André S. B.; BOVE, Claudia P. **O gênero *Eleocharis* R. BR. (cyperaceae) nos ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do estado do Rio de Janeiro**. Arquivos do Museu Nacional Rio de Janeiro, v.62, n.2, p.131-150, 2004.

JORDÃO, Eduardo. P. PESSÔA, Constantino. A. **Tratamento de Esgoto Doméstico**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

MARTINS, José E.M. **Avaliação hidrodinâmica de um reator UASB tratando esgotos sanitários da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão**. 2012. 100 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2012.

MAZZOLA, Marcelo.; ROSTON, Denis. Marcelus.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande v.9, n.2, p.276-283, 2005.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

NETTO, A. P. O. **Reator Anaeróbio-Aeróbio de Leito Fixo, com Recirculação da Fase Líquida, Aplicado ao Tratamento de Esgoto Sanitário**. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.

NOGUEIRA, Sandra F. **Balanco de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto**. 2003. 137 f. Dissertação (Mestrado em Ciências), - Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003. Disponível em:

<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/64/64132/tde-15042004-172932/pt-br.php>>.
Acesso em: jan. 2012.

OLIJNYK, Débora P; SEZERINO, Pablo H; FENELON, Fernando R; PANCERI, Bernadete; PHILIPPI, Luiz S. Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: Análise comparativa de sistemas instalados no estado de Santa Catarina. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24. 2007, Belo Horizonte. **Anais**. Belo Horizonte: ABES, 2007.

PAULO, Paula L.; BRAGA, Adriana F. M. ; MAXIMOVITCH, Alexandre C.; BONCZ, Marc Á. Tratamento de água cinza em uma unidade residencial de banhados construídos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24.,2007, Belo Horizonte. **Anais**. Belo Horizonte: ABES, 2007.

PHILIPPI, Luiz S.; SEZERINO, Pablo H. **Aplicação de sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: Ed. do Autor, 2004.

SALARO JUNIOR, Romano. **Avaliação da eficiência de sistema fito-pedológico (*Wetlands*) na depuração de efluentes domésticos gerados em pequena comunidade**. 2008. 156 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), - Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, Botucatu, 2008. Disponível em:
<<http://www.acervodigital.unesp.br/handle/123456789/52642>>. Acesso: jan. 2012.

SALES, Rosana. **Cinética de degradação de efluente têxtil por biofilme em leito fluidizado trifásico aeróbio**. 1999. 53f. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental), - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1999.

SILVA, Selma C. **“*Wetlands* Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 205 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2007. Disponível em:
<<http://repositorio.bce.unb.br/handle/10482/2026?mode=full>>. Acesso em: jan. 2012.

SOUSA, José T; VAN HAANDEL, Adrianus C; COSENTINO, Paulo R.S; GUIMARÃES, Adriana V.A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “*wetlands*” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.4, n.1, p.87-91, 2000.

SOUSA, José T. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campina Grande v.9, n.4, p.285-290, 2004.

SPERLING, Marcos Von. **Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgoto, Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996a.

SPERLING, Marcos von. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: UFMG, 1996b.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. Cincinnati, Ohio, 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA . Nitrogen control manual. EPA/625/R-93/010, Office of Water, Washington, DC.1993.

VALENTIM, Marcelus. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto:** contribuições para concepção e operação. 2003. 233 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003. Disponível em:
<<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000318356&opt=4> >. Acesso em: jan. 2012.

VAN KAICK, Tamara S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. 2002. 116 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia), - Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002. Disponível em:
<<http://www2.pucpr.br/reol/index.php/ACADEMICA?dd1=2392&dd99=pdf> >. Acesso em: jan. 2013.