



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
MESTRADO EM MEIO AMBIENTE, ÁGUAS E SANEAMENTO

LUCIANO DE SOUZA FERREIRA

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS
PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB:
ESTUDO DE CASO DA ETE VOG VILLE**

Salvador, BA
2013

LUCIANO DE SOUZA FERREIRA

**AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS
PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB:
ESTUDO DE CASO DA ETE *VOG VILLE***

Dissertação apresentada como requisito para
obtenção do título de mestre em Meio
Ambiente, Águas e Saneamento.

Linha de Pesquisa:
Saneamento

Orientador:
Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz

Salvador, BA
2013

F383 Ferreira, Luciano de Souza.

Avaliação de desempenho de wetlands construídos para o tratamento de efluente de reator UASB: Estudo de caso da ETE Vog Ville. – Salvador, 2013.

74f. : il. color.

Orientador: Prof. Luciano Matos Queiroz.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2013.

1. Esgoto sanitário. 2. Reatores UASB. 3. Wetlands construídos. I. Queiroz, Luciano. II. Universidade Federal da Bahia. III. Título.

CDD: 628.3

MARSA

Maneado em Meio Ambiente, Água e Saneamento



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA



Luciano de Souza Ferreira

**Avaliação de desempenho de *Wetlands* construídos para o
tratamento de efluente de reator UASB: estudo de caso da ETE
*Vog Ville***

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Luciano Matos Queiroz
Universidade Federal da Bahia

Profa. Dra. Márcia Mara de Oliveira Marinho
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Pedro Alem Sobrinho
Universidade de São Paulo

Salvador
Junho/2013

AUTORIZAÇÃO

Autorizo a reprodução e/ou divulgação total ou parcial da presente obra, por qualquer meio convencional ou eletrônico, desde que citada a fonte.

Nome do Autor: Luciano de Souza Ferreira

Assinatura do autor: Luciano de Souza Ferreira

Instituição: Universidade Federal da Bahia

Local: Salvador, BA

Endereço: Rua Aristides Novis, 02 - 4º andar, Federação - Salvador-BA

CEP. 40210-630

E-mail: lucianosf12@gmail.com

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, a Deus, pela constante presença em minha vida, dando-me forças para sempre seguir em frente.

A todos da minha família que sempre me incentivaram e torceram pelo meu sucesso. A minha mãe pelo apoio diário, a minha prima Érica pelos conselhos e motivação a continuar estudando, e a meu primo e amigo Ariel pela paciência e disponibilidade em me escutar em todos os momentos.

Ao meu orientador, professor Luciano Matos Queiroz, e a todos os professores do MAASA pela dedicação e atenção prestadas.

À Empresa Baiana de Águas e Saneamento – EMBASA, em especial aos engenheiros: Professor Virgílio Bandeira, Almerinda Sena e José Ricardo Cruz; e ao dedicado técnico Edcarlos pela preciosa ajuda na coleta das amostras e demais atividades em campo.

Aos amigos feitos ao longo do mestrado e demais colegas do Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes – LABRE: Ana Rosa, Joana, Luiz Felipe, Thaís, Marco, e em especial, a minha querida amiga Inara pelo apoio, compreensão e paciência para me aturar durante todo o mestrado.

A galera da comissão POA 2011 pelos momentos verdadeiros de descontração e aprendizado, em especial a Bruno e Eduardo, pela grande amizade e confiança formadas.

Aos demais amigos e a todos que, de alguma maneira, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Um sistema de tratamento de esgoto sanitário, em escala real, composto por reator UASB seguido de *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial foi avaliado quanto ao comportamento, eficiências de remoção de poluentes e seus aspectos operacionais. O processo foi estudado em duas etapas caracterizadas pela presença e ausência da recirculação do efluente final em duas unidades de *wetlands* construídos plantadas com diferentes espécies de macrófitas. As faixas de valores das concentrações efluentes dos parâmetros analisados foram: matéria orgânica medida como DQO, 26 a 96 mgO₂/L; Sólidos em Suspensão Totais, 2 a 29 mg/L; Sólidos em Suspensão Voláteis, 0 a 27 mg/L; Nitrogênio Total Kjeldahl, 17,9 a 72,8 mg/L; nitrogênio amoniacal, 15,4 e 58,8 mg/L; P-PO₄³⁻: 3,9 a 9,4 mg/L; fósforo total, 5,6 a 8,5 mg/L; Coliformes Termotolerantes: 10⁴ a 10⁵ NMP/100mL e Coliformes Totais: 10⁵ a 10⁶ NMP/100mL. A aplicação do teste não paramétrico de *Wilcoxon-Mann-Whitney* em nível de significância igual a 5% mostrou que não houve diferença significativa entre o desempenho de remoção de poluentes durante as duas etapas da pesquisa, nem entre as unidades plantadas com macrófitas distintas. O presente estudo mostrou que *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial tratando o efluente de reator UASB são capazes de atender a maioria dos padrões de lançamento preconizados na legislação ambiental vigente. O estudo, também, permitiu concluir que há necessidade de uma operação intensa e contínua para se garantir condições adequadas de funcionamento de tais sistemas.

PALAVRAS-CHAVE: esgoto sanitário, reatores UASB, *wetlands* construídos

ABSTRACT

A wastewater treatment system in real scale, consisting of UASB reactor followed by constructed wetlands of subsurface horizontal flow was evaluated. The process was studied in two stages characterized by the presence and absence of recirculation of final effluent into two units planted with different macrophytes. The ranges of values of the effluent concentrations of the analyzed parameters were : organic matter measured as COD, 26-96 mgO₂.L⁻¹, total suspended solids: 2-29 mg.L⁻¹, volatile suspended solids: 0-27 mg.L⁻¹, total nitrogen: 17.9 to 72.8 mgN.L⁻¹, ammonia nitrogen: 15.4 and 58.8 mg NH₃-N.L⁻¹, soluble phosphorus 3.9 to 9.4 mg PO₄³⁻-P.L⁻¹, thermotolerant coliforms: 104-105 NMP/100mL and total coliforms: 105-106 NMP/100mL. The application of non-parametric Wilcoxon-Mann-Whitney test at a significance level of 5% showed no significant difference between the performance of pollutant removal during the two stages of the research or units planted with different macrophytes. The present study showed that constructed wetlands of subsurface horizontal flow treating the effluent from UASB reactors are able to meet most of the standards recommended in Brazilian environmental regulations. The study also concluded that there is need for intensive and continuous operation to ensure proper conditions of operation of such systems.

KEY-WORDS: constructed wetlands, domestic wastewater, UASB reactors.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Princípios de funcionamento do reator UASB	6
Figura 2 - Vista de um reator UASB.....	7
Figura 3 - Vista de um wetland construído.....	13
Figura 4 - Tipos de wetlands construídos segundo a direção do fluxo.....	15
Figura 5 - Percentual de espécies das macrófitas utilizadas	29
Figura 6 – Percentual dos sistemas levantados na Tabela 2 que realizaram avaliação do manejo e eficiência das macrófitas	30
Figura 7 - Período de avaliação dos sistemas levantados na Tabela 2	31
Figura 8 - Vista Aérea do Condomínio e da ETE Vog Ville/ EMBASA	32
Figura 9 - Esquema de funcionamento da ETE Vog Ville/ EMBASA.....	33
Figura 10 – Vista do reator UASB (esquerda) e da caixa de divisão de fluxo (direita).....	35
Figura 11 – Corte esquemático dos elementos constituintes dos wetlands construídos da ETE Vog Ville/ EMBASA.....	36
Figura 12 - Leito de distribuição do afluente com destaque para as tubulações de chegada do afluente (a), retirada de lodo (b) e recirculação do efluente (c)	36
Figura 13 - Leito filtrante (Leito de desenvolvimento das macrófitas)	37
Figura 14 - Caixa de coleta do efluente	38
Figura 15 - Localização dos pontos de coleta das amostras	40
Figura 16 - Representação utilizada para os gráficos box-plot.....	42
Figura 17 - Gráficos box-plot para as concentrações efluentes do reator UASB e <i>wetlands</i> construídos (parâmetro DQO)	51
Figura 18 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção (parâmetro DQO).....	51
Figura 19 - Gráficos box-plot para as concentrações efluentes do reator UASB e <i>wetlands</i> construídos (SST e SSV).....	53
Figura 20 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção (SST e SSV)	53
Figura 21 - Gráficos box-plot para as concentrações efluentes do reator UASB e <i>wetlands</i> construídos (NTK, $N_{\text{amoniacal}}$ e Nitrato).....	56
Figura 22 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção (NTK e $N_{\text{amoniacal}}$).....	57

Figura 23 - Gráficos box-plot para as concentrações efluentes do reator UASB e <i>wetlands</i> construídos (Fósforo Solúvel e Total).....	61
Figura 24 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção (Fósforo Solúvel e Total)	61
Figura 25 - Gráficos box-plot para os parâmetros temperatura, pH e alcalinidade	64
Figura 26 - Presença de vegetação indesejada no leito dos <i>wetlands</i> construídos	67
Figura 27 - Necessidade de poda e disposição da biomassa gerada na ETE	68
Figura 28 - Formação de biofilme na caixa de saída (direita) e elevação do nível do efluente dentro dos <i>wetlands</i> construídos (esquerda)	69

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Vantagens e limitações dos processos anaeróbios comparados ao aeróbio	4
Quadro 2 – Vantagens e desvantagens da utilização de sistemas de <i>wetland</i> construído.....	13
Quadro 3 - Parâmetros a serem investigados na pesquisa e suas metodologias.....	41

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais parâmetros e padrões indicados pela legislação brasileira	9
Tabela 2 – Descrição de sistemas de tratamento combinando reatores anaeróbios e <i>wetlands</i> construídos encontrados na literatura	21
Tabela 3 - Características de projeto do reator UASB.....	34
Tabela 4 - Características de projeto para cada unidade de <i>wetland</i> construído.....	38
Tabela 5 – Sequência de eventos.....	39
Tabela 6 – Concentração dos parâmetros físico-químicos e biológicos analisados durante a pesquisa	45
Tabela 7 - Valores mínimos, médios e máximos de eficiência de remoção nos WC	47
Tabela 8 - Estatística descritiva para o parâmetro DQO	49
Tabela 9- Estatística descritiva para os parâmetros SST, SSV e SSF.....	52
Tabela 10 - Estatística descritiva para os parâmetros NKT, $N_{\text{amoniacal}}$ e Nitrato.....	55
Tabela 11 - Estatística descritiva para os parâmetros fósforo solúvel e total.....	59
Tabela 12 - Estatística descritiva para os parâmetros temperatura, pH e alcalinidade.....	62
Tabela 13 - Estatística descritiva para os parâmetros coliformes termotolerantes e totais	65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

WC – *Wetland* construído

FV – Fluxo vertical

FHS – Fluxo horizontal superficial

FHSS – Fluxo horizontal subsuperficial

EPA – Environment Protection Agency

USEPA – United States Environment Protection Agency

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

ETE – Estação de tratamento de esgoto

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

OD – Oxigênio dissolvido

SSV – Sólidos em suspensão voláteis

SST – Sólidos em suspensão totais

CT – Coliformes totais

TAS – Taxa de aplicação superficial

TDH – Tempo de detenção hidráulica

TS – Tanque séptico

TI – Tanque imhoff

UASB – Upflow anaerobic sludge blanket

RAC – Reator anaeróbio compartimentado

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

UFBA – Universidade Federal da Bahia

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	3
2.1	Objetivo Geral	3
2.2	Objetivos Específicos	3
3	REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1	Tratamento Anaeróbio de Esgotos	4
3.1.1	Principais reatores anaeróbios utilizados para o tratamento de esgotos	5
3.1.2	Descrição geral do funcionamento, aplicações e limitações dos reatores UASB	6
3.2	Sistemas de <i>Wetlands</i> Construídos	10
3.2.1	Histórico	10
3.2.2	Características gerais dos wetlands construídos	12
3.2.3	Classificação dos wetlands construídos	14
3.2.4	Mecanismos de remoção de poluentes em wetlands construídos	16
3.3	Desempenho de Sistemas com Pós-tratamento em <i>Wetlands</i> Construídos	17
4	MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1	Descrição Geral da Pesquisa	32
4.2	Descrição das Unidades de Tratamento	33
4.2.1	Coleta e transporte dos esgotos até a ETE	33
4.2.2	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente – UASB	34
4.2.3	Sistema de wetlands construídos	35
4.3	Desenvolvimento da pesquisa e obtenção de dados experimentais	38
4.3.1	Condução da pesquisa	38
4.3.2	Amostragem e acondicionamento das amostras	39
4.3.3	Parâmetros Analisados e Técnicas Analíticas Aplicadas	40
4.4	Cálculo das Eficiências de Remoção de Poluentes	41
4.5	Análises estatísticas	42

4.6	Levantamento de Aspectos Operacionais e Gerenciais.....	43
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
5.1	Operação do Sistema de Tratamento e Início das Análises.....	44
5.2	Análise dos Efluentes	44
5.2.1	Resumo dos Resultados.....	44
5.2.2	Desempenho do WC na remoção de Matéria Orgânica.....	48
5.2.3	Desempenho do WC na remoção de Sólidos	52
5.2.4	Desempenho do WC na remoção de Nutrientes	55
5.2.5	Temperatura, pH e Alcalinidade	62
5.2.6	Desempenho do WC na remoção de Coliformes	65
5.3	Aspectos Operacionais e Gerenciais.....	66
6	CONCLUSÕES	71
7	RECOMENDAÇÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	72
	REFERÊNCIAS.....	73

1 INTRODUÇÃO

Até o final do ano de 2010, os municípios brasileiros apresentavam um índice médio de atendimento de coleta de esgotos da população urbana igual a 53,5% e, apenas, 37,9% do total de esgotos gerados receberam algum tipo de tratamento. Esses índices de atendimento além de serem baixos, apresentam uma grande variação regional, visto que o percentual de municípios urbanos atendidos com sistemas de coleta de esgotos nas regiões Sul (39,9%), Sudeste (76,9%) e Centro-oeste (50,5%) são mais elevados que os das regiões Norte (10%) e Nordeste (26,1%). Logo, a coleta e o tratamento dos esgotos sanitários consistem em um dos maiores desafios do saneamento brasileiro (SNIS, 2012).

Para a melhoria deste quadro, se faz necessária a disseminação de sistemas de tratamento de esgotos que apresentem baixos custos de implantação e operação. Uma tecnologia que vem sendo amplamente estudada e aplicada são os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo, ou apenas, reatores UASB, se constituindo numa opção viável para o tratamento de esgotos sanitários em países em desenvolvimento e de clima quente (CHERNICHARO, 2007).

Apesar das vantagens na utilização dos reatores UASB para o tratamento de esgotos sanitários, a utilização dessa tecnologia apresenta algumas limitações. Dentre essas, encontra-se a necessidade de um polimento do efluente gerado para a redução da sua carga orgânica e uma eventual remoção de nutrientes e patógenos, e assim, obedecer aos limites de disposição de efluentes preconizados pela legislação ambiental.

Com a finalidade de contribuir com a melhoria das condições sanitárias e ambientais do país, busca-se ampliar os conhecimentos sobre um tipo de tratamento para os efluentes de reatores UASB que possa proporcionar uma qualidade compatível com a exigida pela legislação ambiental sem que, necessariamente, ocorra um aumento da complexidade operacional das estações de tratamento (ETE). Nesse contexto, a opção de tratamento do efluente do UASB escolhida na presente pesquisa foi a dos sistemas de *wetlands* construídos.

Wetlands construídos são sistemas de tratamento de esgotos que buscam reproduzir a atenuação da poluição que ocorre em sistemas naturais (ecossistemas inundados ou saturados por águas superficiais ou subterrâneas nos quais se mantém a conservação da vegetação típica adaptada a esse meio) como: pântanos, mangues, brejos e áreas similares (USEPA, 2000). Esses sistemas apresentam, quando comparados a outros sistemas de tratamento, vantagens como: baixo custo e facilidades de operação e manutenção, além de ser uma tecnologia com potencial de aplicação em países em desenvolvimento (KIVAISI, 2001).

Os estudos de monitoramento e as pesquisas sobre os sistemas de *wetlands* construídos já são consideráveis e vem crescendo em várias partes do mundo, muito embora, a falta de informações importantes impeça a consolidação dessa tecnologia, principalmente, em países de clima tropical. No Brasil, os recentes estudos e informações disponíveis são referentes, em sua grande maioria, a sistemas operados em escala piloto e/ou em períodos curtos de monitoramento (CALIJURI *et al.*, 2009).

Não existem no Brasil trabalhos publicados nos quais se avalia o ganho ou perda de eficiência de remoção de poluentes presentes nos efluentes de sistemas de tratamento anaeróbio tratados com *wetlands* construídos implantados em escala real e que utilizam recirculação do efluente final. Brix e Arias (2005) apresentaram resultados de pesquisas de sistemas com essa descrição, e apontaram um desempenho superior para o tratamento com a recirculação do efluente final.

Nesse contexto, a presente pesquisa investigou a utilização de *wetlands* construídos como unidades de tratamento de efluentes oriundos de reatores UASB, operando em escala real e com aplicação de recirculação do efluente, por meio da avaliação da remoção de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos. Ademais, o trabalho também tem a finalidade de aumentar o conhecimento acerca do processo de tratamento em sistemas compostos por *wetlands* construídos, gerando base para o estabelecimento de fatores importantes relacionados a questões e problemas operacionais, melhores tipos e manejo de macrófitas e viabilidade da recirculação do efluente final.

2 OBJETIVOS

A presente pesquisa apresentou os seguintes objetivos:

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o comportamento e a eficiência de um sistema de tratamento de esgoto sanitário composto por reator UASB seguido de *wetlands* construídos.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar as eficiências de remoção de matéria orgânica, macronutrientes e microrganismos patogênicos com a presença e na ausência de sistema de recirculação do efluente final;
- Comparar as eficiências de remoção de matéria orgânica, macronutrientes e microrganismos patogênicos nos *wetlands* construídos plantados com *Typha sp.* (taboa) e *Cyperus alternifolius* (sombriinha-chinesa);
- Verificar o desempenho do sistema proposto no atendimento aos padrões preconizados na Resolução CONAMA n° 430/2011;
- Obter informações sobre aspectos de operação e manutenção e a aplicabilidade de *wetlands* construídos implantados a jusante de reator UASB.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Tratamento Anaeróbio de Esgotos

O tratamento dos esgotos sanitários realizados por processos anaeróbios vem sendo cada vez mais desenvolvido e aprimorado nas últimas décadas. Esses processos ocorrem nos chamados reatores anaeróbios, que consistem em reatores biológicos nos quais se deve formar um ambiente ideal para o desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios (CAMPOS, 1999).

O uso da tecnologia anaeróbia representa um grande potencial para o tratamento de esgotos sanitários, devido às diversas vantagens apresentadas por esses sistemas como o baixo custo de implantação e operação, o baixo consumo de energia, a baixa produção de lodo, boa tolerância a altas cargas orgânicas e a possibilidade de operar o sistema com tempos de retenção de sólidos mais elevados e tempos de detenção hidráulica reduzidos. Particularmente nos países de clima tropical e subtropical, como o Brasil, alia-se a essas vantagens as condições climáticas favoráveis, o que torna os processos anaeróbios mais eficientes do que nos países de clima temperado (CHERNICHARO, 2007). Algumas das principais vantagens e limitações da utilização dos processos anaeróbios em comparação com os processos aeróbios são listadas no Quadro 1.

Quadro 1- Vantagens e limitações dos processos anaeróbios comparados ao aeróbio

Vantagens
Menor consumo de energia
Menor produção de lodo biológico, com redução dos custos de processamento e disposição
Possibilidade de aproveitamento do metano, que consiste numa fonte potencial de energia
Utilização de reatores de menor volume, resultando em menor área ocupada
Resposta rápida para adição de substratos depois de longos períodos sem alimentação
Limitações
Maior tempo de partida para o desenvolvimento da biomassa adaptada necessária quando não há inóculo adequado
Necessidade de tratamento adicional para atendimento aos requisitos de disposição impostos pela legislação
Limitação de remoção biológica de nitrogênio e fósforo
Maior sensibilidade aos efeitos adversos das baixas temperaturas sobre as taxas de reação
Produção potencial de maus odores e gases corrosivos, desde que sejam mal operados ou apresentem falhas de projeto

Fonte: METCALF e EDDY INC., 2004.

Ao se comparar os dois processos, observa-se que apesar das vantagens apresentadas pelos processos anaeróbios sobre os aeróbios, também lhe são atribuídas algumas limitações, dentre as quais, destaca-se a possibilidade de não se produzir um efluente final que satisfaça aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental, com a utilização apenas dos processos anaeróbios.

3.1.1 Principais reatores anaeróbios utilizados para o tratamento de esgotos

A visão negativa sobre o tratamento anaeróbio de efluentes líquidos veio se alterando nos últimos anos graças ao crescimento dos trabalhos de pesquisa na área, tanto teóricos quanto práticos, aliados a um maior conhecimento acerca dos processos da digestão anaeróbia, o que vêm contribuindo de forma significativa para o desenvolvimento e disseminação de técnicas de tratamento anaeróbio de esgotos no Brasil (CHERNICHARO, 2007).

Os principais tipos de reatores anaeróbios aplicados para o tratamento de esgotos sanitários em larga escala no país são: os decanto-digestores (tanques sépticos e tanques Imhoff), as lagoas anaeróbias, os filtros anaeróbios, os reatores anaeróbios de manto de lodo (reatores UASB) e os reatores anaeróbios de leito expandido ou fluidificado, podendo se apresentar de forma individual ou combinada a outras tecnologias (CAMPOS, 1999).

Van Hanndel e Lettinga (1994), ao comparar esses diferentes sistemas, chegaram à conclusão que o reator anaeróbio mais adequado para o tratamento de esgotos sanitários, em geral, é o reator UASB. Os tanques sépticos apresentam baixas eficiências de remoção de matéria orgânica e grandes tempos de detenção hidráulica e volume, constituindo uma opção pouco atrativa. Já as lagoas anaeróbias, apesar de apresentarem uma eficiência de remoção de matéria orgânica maior, demandam grandes áreas e liberam fortes odores.

Quando comparados aos outros reatores anaeróbios, os filtros anaeróbios possuem custos de construção mais elevados e podem apresentar problemas operacionais como entupimentos e colmatação do meio. Por fim, ao se comparar os reatores UASB com os reatores de leito expandindo e fluidificado,

esses pesquisadores constataram que apesar de apresentarem eficiências compatíveis para o mesmo volume, os reatores UASB possuem operação e manutenção mais simples (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

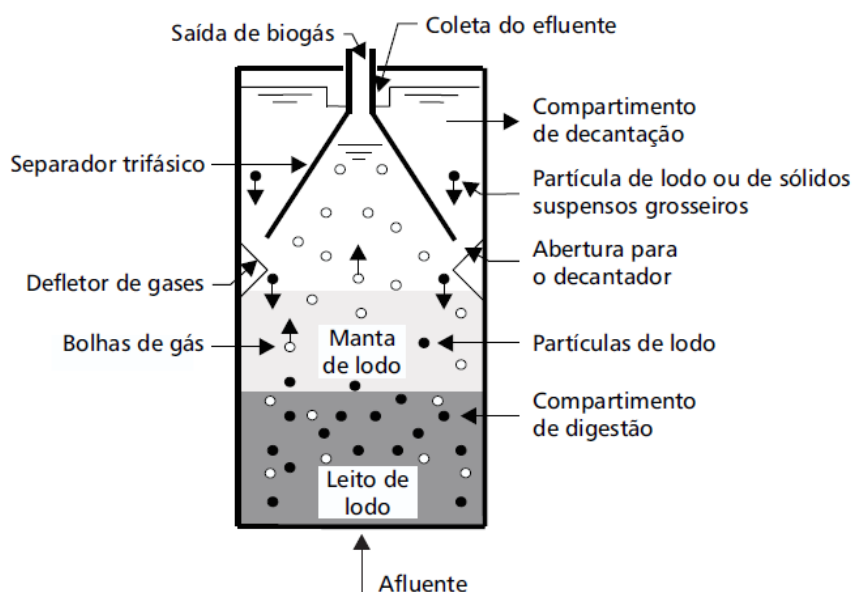
3.1.2 Descrição geral do funcionamento, aplicações e limitações dos reatores UASB

Na Holanda, no final da década de 1970, foi desenvolvida uma nova versão para os reatores de manto de lodo pelo Professor Lettinga e sua equipe na Universidade de Wageningen. Esses reatores também começaram a ser aplicados para o tratamento de esgotos sanitários no Brasil, a partir do início da década de 1980 (CAMPOS, 1999; VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

Nesse reator (Figura 1), o esgoto é distribuído pelo fundo, atravessando-o num fluxo ascendente, devendo passar por um manto de lodo (zona na qual ocorre a digestão), sendo, portanto, chamados de reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) ou, em português, Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo.

Os elementos fundamentais para o projeto de um reator UASB são: o sistema de distribuição do esgoto afluente, o separador de fases (líquido-sólido-gás) e o dispositivo de coleta do efluente (METCALF e EDDY INC., 2003).

Figura 1 - Princípios de funcionamento do reator UASB



Segundo Campos (1999), o grande sucesso apresentado por esse sistema deve-se a diversos fatores técnicos e econômicos. Dentre esses, destaca-se a configuração apresentada pelo reator que permite o desenvolvimento e retenção de uma quantidade maior de biomassa ativa dentro do mesmo, o que aumenta o seu tempo de retenção celular e resulta numa melhor adaptação a altas cargas orgânicas volumétricas em menores tempos de detenção hidráulica, e também pelo maior contato dessa biomassa ativa com o esgoto ocasionado pelo seu fluxo ascendente.

Estima-se que mais de 400 reatores UASB estão sendo utilizados no tratamento de esgotos no Brasil, com a maioria encontrada nos estados do Paraná, Bahia, Minas Gerais e no Distrito Federal, e alguns outros espalhados em diversos estados (CHERNICHARO, 2007). A Figura 2 ilustra um reator UASB típico utilizado no tratamento de esgotos sanitários.

Figura 2 - Vista de um reator UASB



Fonte: EMBASA, 2008.

Apesar das diversas características favoráveis apresentadas pelos reatores UASB, também lhe são atribuídas algumas limitações, dentre elas, a possível liberação de maus odores, particularmente nos casos de falhas de projetos e/ou operacionais, a capacidade limitada de tolerância a cargas tóxicas, muito embora não seja esse o caso dos esgotos sanitários, e a dificuldades de

partida do sistema quando não se dispõe de inóculos adequados, além de não se alcançar uma remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e patogênicos.

Uma das principais limitações que mais restringiam o uso de reatores UASB como alternativa para o tratamento de esgotos estava relacionada ao parâmetro DBO₅, expresso em termos de eficiência mínima de remoção e padrões de lançamento do efluente final, conforme requerido pela até então vigente Resolução CONAMA nº 357/05. Porém, tendo em vista os casos que o corpo receptor apresentasse uma capacidade adequada de diluição do efluente gerado, a adoção de padrões menos restritivos possibilitaria um maior emprego dessa tecnologia e, conseqüentemente, a utilização de ETE mais simples e econômicas (CHERNICHARO, 2007).

Com a publicação da Resolução CONAMA nº 430/11 que altera e complementa a Resolução CONAMA nº 357/05, é possível atender aos padrões de lançamento do parâmetro DBO₅ com a combinação de diferentes processos anaeróbios como, por exemplo, o uso de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio, ou o uso apenas de reatores do tipo UASB desde que o corpo receptor apresente uma boa capacidade de diluição do efluente, comprovada por meio de estudos de autodepuração.

A Resolução CONAMA nº 430/11 também apresenta novas condições para o lançamento de macronutrientes (especificamente para o nitrogênio), com a não exigência de limites de concentração para o lançamento de nitrogênio amoniacal total para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, possibilitando ainda mais a utilização de sistemas anaeróbios, além de abordar questões como a disposição por emissários submarinos, o incentivo ao reúso, dentre outros.

No entanto, no estado da Bahia, o órgão competente para a obtenção da outorga de lançamento de efluentes tratados, o Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA, classifica os corpos receptores e define os padrões de lançamento ainda com base na Resolução CONAMA nº 357/05. Além disso, destaca-se que 2/3 do território baiano encontra-se em região semiárida, onde a grande maioria dos cursos d'água é intermitente e não apresentam vazão na maior parte do ano. Dessa forma, muitas vezes a

capacidade de diluição do corpo receptor não é considerada ao se avaliar os parâmetros de lançamento, ocorrendo situações nas quais as características do efluente tratado deverão ser iguais, ou melhores, que as da classe em que o corpo receptor foi enquadrado. O resultado prático é que será quase sempre necessária a implantação de estações de tratamento mais complexas, com maiores gastos de energia e com mão de obra especializada para sua operação.

A Tabela 1 mostra os principais parâmetros e padrões de lançamento preconizados na legislação brasileira.

Tabela 1 – Principais parâmetros e padrões indicados pela legislação brasileira

Parâmetros	Resolução CONAMA nº 357/05 ^(*)	Padrões de Lançamento – Resolução CONAMA nº 430/11
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	5	120
OD (mg O ₂ /L)	≥ 5	Não regulado
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	500	Não regulado
Nitrogênio Amoniacal Total (mg N-NH ₃ /L)	3,7 (pH ≤ 7,5) 2,0 (7,5 < pH ≤ 8,0) 1,0 (8,0 < pH ≤ 8,5) 0,5 (pH > 8,5)	20 ^(**)
Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	1,0	Não regulado
Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	10,0	Não regulado
P-total (mg P/L)	0,030 ^(a) 0,050 ^(b)	Não regulado
Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	1000	Não regulado

*Padrões para cursos d'água classe 2;

**Exceto para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários

(a) ambientes lênticos;

(b) ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias.

Fonte: BRASIL, 2005; 2011.

Além dos aspectos legais, Miki (2010) relata algumas limitações apresentadas pelos reatores UASB como a ausência de dispositivos eficazes de remoção de espuma acumulada na zona de decantação e na parte interna do separador de fases e a falta de investimentos para o reaproveitamento do gás metano produzido no sistema, tanto para sua purificação quanto sua remoção da fração dissolvida no efluente. Outro problema recorrente são as falhas de execução nas etapas de projeto que prejudicam a operação, podendo comprometer o desempenho desses reatores.

De acordo com van Haandel e Lettinga (1994), podem ser utilizados como processos de pós-tratamento métodos físicos, químicos e biológicos a exemplo de: filtração em areia, irradiação, tratamento com cal, coagulação/floculação com sais de ferro e alumínio, desinfecção com Cl_2 ou O_3 , lodo ativado, lagoas de estabilização, dentre outros.

Segundo Chernicharo (2001), por conta das limitações apresentadas pelos reatores UASB e demais sistemas anaeróbios, torna-se importante o polimento de seus efluentes com a adição de uma etapa de pós-tratamento. Algumas das alternativas de processos combinados de reator UASB com pós-tratamento são as lagoas de polimento, o sistema de lodo ativado, a disposição controlada no solo, o biofiltro aerado submerso, o filtro biológico percolador, o filtro anaeróbio, a flotação por ar dissolvido, e o sistema de *wetland* construído.

A utilização de *wetlands* construídos para o tratamento de efluentes de reatores anaeróbios consiste numa combinação que permite a redução, de maneira significativa, do consumo de energia e dos custos operacionais da estação, além de apresentar um fluxograma bem simplificado (CHERNICHARO, 2007). Desta forma, o uso de reatores UASB com pós-tratamento em *wetlands* construídos pode ser considerada uma opção com grande potencial de aplicação.

3.2 Sistemas de *Wetlands* Construídos

Os *wetlands* naturais consistem em áreas que foram inundadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas, por um tempo suficiente para manter a conservação da vegetação típica adaptada a vida nesse meio. São exemplos de *wetlands* naturais: os pântanos, os mangues, os brejos e áreas similares. Os *wetlands* artificiais ou construídos são áreas construídas ou extensivamente modificadas pelos seres humanos com a precípua finalidade do tratamento de águas residuais (USEPA, 2000).

3.2.1 Histórico

Os esforços iniciais para o uso de *wetlands* construídos, provavelmente, se basearam na capacidade aparente de tratamento encontrada nas *wetlands*

naturais, cujos primeiros registros para o tratamento de águas residuais datam do ano 1912, ou no potencial apresentado pelo esgoto como fonte de água e nutrientes para a restauração ou criação dos *wetlands* (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Já os primeiros experimentos e estudos que visavam ao tratamento de águas residuais por *wetlands* construídos foram realizados por Kathe Seidel, entre 1952 e 1956, no Max Planck Institute, em Plon, na Alemanha, resultando em numerosas experiências sobre o uso de plantas e terras úmidas para o tratamento de vários tipos de águas residuais (SEIDEL, 1955 apud VYMAZAL, 2005). No ano de 1974, na comunidade de Liebenburg-Othfresen, foi colocado em operação o primeiro sistema em escala real para o tratamento de águas residuais (KICKUTH, 1977 apud VYMAZAL, 2005).

A partir de então, o uso de *wetlands* construídos no tratamento de águas residuais vem sendo aplicado em diversas regiões do mundo, sendo encontrados registros em países como: Estados Unidos, Canadá, Austrália, Dinamarca, Portugal, França, Itália, Inglaterra, Bélgica, Holanda, Hungria, Noruega, Polônia, Suécia, Suíça, Republica Tcheca, Irã, Marrocos, Tunísia, Brasil, Índia, China, dentre outros.

No Brasil, os primeiros estudos realizados com *wetlands* construídos surgiram de observações feitas em áreas de inundações na Amazônia. No ano de 1982, Salati e sua equipe de pesquisadores do Instituto de Ecologia Aplicada, construíram o primeiro sistema de *wetlands* construídos em Piracicaba, São Paulo, onde alcançaram resultados satisfatórios em seus trabalhos e buscaram, posteriormente, o desenvolvimento do sistema na tentativa de aumentar a sua eficiência e reduzir os investimentos necessários (SALATI JR *et al.*, 1999). Inicialmente, a utilização de *wetlands* construídos foi vinculada ao tratamento complementar de efluentes oriundos de tanques sépticos. Apesar da lenta difusão do sistema no país, já se encontram registros de aplicações no tratamento de diversos tipos de águas residuais, industriais e de efluentes de aterros sanitários.

Segundo Silva (2007), dentre as instituições de pesquisa que vem estudando o sistema de *wetlands* estão o Instituto de Ecologia Aplicada (IEA), em Piracicaba-SP, a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de

Santa Catarina (EPAGRI), a Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária (IPA) e as Universidades Públicas ligadas ao Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, ou ligadas a projetos de extensão e pesquisa. Além das instituições responsáveis pelo tratamento de esgoto e abastecimento de água como a SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), a SANEPAR (Companhia de Saneamento do Estado do Paraná), a EMBASA (Empresa Baiana de Águas e Saneamento), dentre outras.

O termo inglês *Constructed Wetland*, muito conhecido como “*Reed Bed Treatment System*”, na Europa, e como “*Vegetated Submerged Bed*”, nos Estados Unidos (USEPA, 1993), ainda não possui uma nomenclatura padrão no Brasil, sendo utilizados diversos nomes para a denominação deste sistema de tratamento: terras úmidas, alagados construídos, zonas de raízes, leitos cultivados, leitos plantados, filtros plantados com macrófitas, dentre outros. Neste trabalho, optou-se pelo termo *wetland* construído, visto uma maior difusão deste nome no meio científico e pelo mesmo englobar as diversas traduções adotadas por outros autores. Observa-se também uma falta de padronização quanto às possíveis variantes dos *wetlands* construídos, o que dificulta ainda mais a consolidação desses sistemas.

3.2.2 Características gerais dos wetlands construídos

Os *wetlands* construídos são sistemas que consistem em lagoas ou canais rasos, preenchidos por um material poroso inerte que serve de meio suporte para plantas aquáticas que auxiliam no tratamento dos esgotos. Devem possuir uma camada impermeável de argila ou membrana sintética, além de estruturas que permitam o controle de importantes parâmetros do sistema como a direção do fluxo, o tempo de detenção hidráulica e o nível de água (VON SPERLING, 2005).

Figura 3 - Vista de um wetland construído.



Fonte: EMBASA, 2008.

Dentre as diversas espécies de macrófitas que podem ser utilizadas em sistemas de wetlands construídos, Stottmeister *et al.* (2003) destacam as: *Phragmites australis*, *Juncus spp.*, *Scirpus spp.*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Iris pseudacorus*, *Acorus calamus*, *Glyceria maxima* e *Carex spp.* No entanto, apesar de todas essas espécies serem adequadas, as mais empregadas são os tipos de canas (*Phragmites spp.*), de juncos (*Juncus spp.*) e taboas (*Typha spp.*).

O Quadro 2 apresenta algumas das vantagens e limitações da aplicação de sistemas de *wetlands* construídos.

Quadro 2 – Vantagens e desvantagens da utilização de sistemas de *wetland* construído

Vantagens
Baixos custos de construção e operação quando comparados a sistemas mais complexos como o Lodo Ativado
Baixo consumo de energia e produção de lodo
Promoção de um tratamento satisfatório quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e macronutrientes (nitrogênio e fósforo)
Possibilidade de remoção de microrganismos patogênicos
Limitações
Maior demanda de área para construção quando comparados a sistemas mais complexos como o Lodo Ativado
Possibilidade de colmatção do substrato
Possibilidade de formação de curtos-circuitos hidráulicos
Necessidade de manejo adequado das macrófitas
Recorrentes imprecisões para os critérios de projeto e operação

Fonte: CHERNICHARO, 2001.

3.2.3 Classificação dos wetlands construídos

Os *wetlands* construídos podem ser classificados segundo a direção do fluxo de esgoto através de seu leito em: fluxo horizontal e fluxo vertical. Os *wetlands* construídos de fluxo horizontal ainda podem ser subdivididos em: fluxo superficial (nível d'água livre na superfície) e fluxo subsuperficial (nível d'água abaixo do nível do leito filtrante) (USEPA, 2000).

- Fluxo vertical (FV):

Os *wetlands* construídos de fluxo vertical são sistemas que geralmente apresentam uma alimentação intermitente, constituindo um típico filtro com leito para suporte de uma vegetação plantada com recolhimento do efluente tratado no fundo da unidade. Essa concepção apresenta como maior vantagem um menor requisito de área, devido a uma distribuição numa superfície de entrada maior e um uso mais eficiente do volume do filtro, além de apresentar uma maior oxigenação no meio filtrante ocasionado pela intermitência da sua alimentação (PLATZER *et al.*, 2007).

- Fluxo horizontal (FH):

Já os *wetlands* construídos de fluxo horizontal são sistemas geralmente alimentados continuamente e que apresentam uma oxigenação limitada no meio filtrante. Apresentam como vantagens a operação do sistema dispensando o uso de bombas e uma maior eficiência na eliminação de patógenos, devido a um tempo de detenção hidráulico mais elevado (PLATZER *et al.*, 2007).

- Fluxo horizontal superficial (FHS):

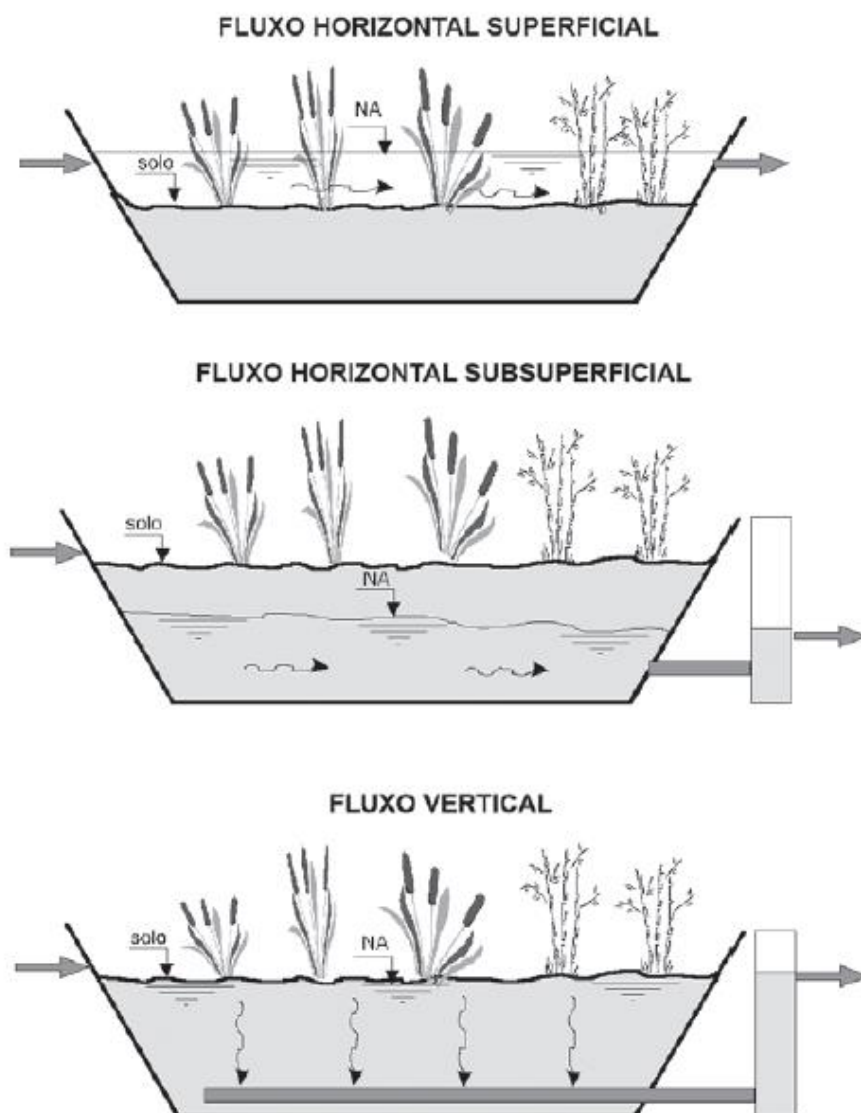
Nessa concepção, há uma semelhança muito grande com os *wetlands* naturais, já que são constituídas de plantas aquáticas flutuantes e/ou enraizadas, usando como base uma camada de solo no fundo do tanque. O nível d'água ultrapassa o do meio filtrante, sendo que o efluente flui com liberdade entre as folhas e caules das macrófitas utilizadas, que podem ser emergentes e/ou submersas. Esse tipo de *wetlands* construídos apresenta uma ecologia aquática bastante complexa e são mais adequados para o tratamento de efluentes oriundos de lagoas de estabilização (VON SPERLING, 2005).

- Fluxo horizontal subsuperficial (FHSS):

Nos *wetlands* de fluxo subsuperficial o nível d'água não ultrapassa o do meio filtrante, ou seja, o fluxo d'água não corre livremente na superfície como no caso anterior. O afluyente escoa em contato com as zonas das raízes e rizomas das macrófitas. Para a composição do meio filtrante que dará suporte para o crescimento das plantas podem ser utilizadas pedras, cascalhos, areia ou solo. Esse tipo é mais recomendado para o pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos e reatores anaeróbios (MOTA e VON SPERLING, 2009).

A Figura 4 apresenta o esquema de funcionamento dos tipos de *wetlands* construídos classificados segundo a direção do fluxo de esgoto.

Figura 4 - Tipos de *wetlands* construídos segundo a direção do fluxo



3.2.4 Mecanismos de remoção de poluentes em wetlands construídos

Segundo Marques (1999), os estudos em sistemas compostos por *wetlands* construídos em escalas piloto e real, têm apontado para uma boa eficiência na redução de demanda bioquímica de oxigênio, sólidos em suspensão, nitrogênio, fósforo, traços de metais, traços de compostos orgânicos e organismos patogênicos.

A remoção de poluentes em *wetlands* construídos ocorre, principalmente, devido a mecanismos físicos, químicos e biológicos. Dentre os mecanismos físicos estão os processos de filtração, de sedimentação e de adsorção. Os mecanismos químicos consistem na precipitação e co-precipitação de compostos insolúveis e na decomposição de compostos menos estáveis. Por fim, os mecanismos biológicos consistem na remoção de partículas coloidais e orgânicas solúveis por bactérias em suspensão, na nitrificação/desnitrificação, no metabolismo das plantas (assimilação de contaminantes pelas plantas) e no decaimento natural dos organismos em um meio desfavorável ao seu desenvolvimento (MARQUES, 1999).

O desempenho de remoção de matéria orgânica na forma de DQO e DBO₅ é causado principalmente pela sedimentação dos sólidos em suspensão e pelos processos de rápida decomposição nas camadas superiores do meio filtrante. A remoção de nitrogênio ocorre na maioria das vezes por processos biológicos como conversões bacterianas (nitrificação e desnitrificação) e assimilação pelas plantas. Já para o fósforo, um dos mais importantes processos de remoção é a adsorção de fosfatos às partículas do substrato, além da complexação com metais e assimilação pelas plantas (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

No entanto, segundo Kadlec e Knight (1996), o armazenamento de nutrientes ocasionado pela vegetação é temporário, visto que durante o início da fase de crescimento são absorvidas grandes quantidades de nutrientes pelo sistema radicular, mas que correm o risco de retornar ao sistema por lixiviação e mineralização da matéria orgânica, caso o manejo e a poda dessa vegetação não sejam adequados.

Mota e Von Sperling (2009) relatam que os dois tipos de *wetlands* construídos, fluxo horizontal e vertical, são capazes de promover a decomposição da matéria orgânica. Entretanto, cada regime de fluxo apresenta características distintas quanto à remoção de nitrogênio, visto que os sistemas de fluxo vertical permitem a entrada do oxigênio necessário no meio filtrante, pela intermitência de alimentação do sistema, para a ocorrência do processo de nitrificação. Dessa forma, o regime de fluxo vertical deverá apresentar melhor desempenho na remoção de nitrogênio que o regime de fluxo horizontal.

Para obtenção de uma melhor concepção dos *wetlands* construídos é essencial que se desenvolva um conhecimento mais detalhado sobre questões como a eficiência das diversas espécies de plantas, as características inerentes aos grupos de microrganismos atuantes, e a interação dos dois com o material do leito filtrante e com os contaminantes presentes no esgoto. As recentes pesquisas têm tratado principalmente de questões de *design* tecnológico, sendo que os estudos ligados a chamada zona de reação ativa do sistema ou zona de raízes (rizosfera) são tratados, em muitos casos, como uma "caixa preta", onde as únicas preocupações são as cargas orgânicas da entrada e da saída do sistema e as eficiências de remoção associadas (STOTTMEISTER *et al.*, 2003).

3.3 Desempenho de Sistemas com Pós-tratamento em *Wetlands* Construídos

Para que uma tecnologia de saneamento possa atingir a sustentabilidade é necessário que esteja relacionada com baixos requisitos tecnológicos, baixos custos e consumo de energia. Os baixos custos de construção, instalação e operação dos reatores anaeróbios, bem como a dispensa de equipamentos caros para a manutenção e controle de processos, tornam a aplicação desses sistemas mais vantajosos que os convencionais aeróbios, sobretudo aqueles de aeração forçada, do ponto de vista tanto técnico, quanto econômico (CAMPOS, 1999).

A utilização de um reator anaeróbio antes do tratamento com o *wetland* construído consegue reduzir a sua área construída em cerca de 40%, devido à diminuição da matéria orgânica afluyente ocorrida no tratamento anaeróbio, o

que também ocasiona a redução com os custos de construção (BARROS *et al.*, 2008). As duas tecnologias de tratamento, os reatores anaeróbios e os *wetlands* construídos podem ser caracterizados por apresentarem baixos custos de construção e operação, baixa produção de lodo e baixa demanda de energia.

A utilização de técnicas de tratamento precedendo o sistema de *wetlands* construídos tem como principal objetivo a redução de sólidos em suspensão totais no efluente, a fim de se impedir a rápida colmatação do meio, bem como reduzir o teor de material orgânico que será tratado. Dessa forma, algumas das técnicas de tratamento anaeróbio que podem alcançar bons índices de remoção de SST, de DQO e DBO₅ e que vem sendo bastante aplicadas consistem em opções como os tanques sépticos, os tanques Imhoff, os reatores UASB, dentre outros.

As técnicas de tratamento mais clássicas em instalações de pequena escala consistem nos tanques sépticos e Imhoff. Esses sistemas, quando bem dimensionados e operados, proporcionam uma remoção de SST na faixa de 50-70%, gerando efluentes com concentrações de 50-90 mgSST/L (METCALF e EDDY INC., 2004), além de produzirem menor quantidade de lodo e já estabilizado por conta da digestão anaeróbia.

Os tanques sépticos e os tanques Imhoff têm sido os sistemas que precedem o tratamento nos *wetlands* construídos mais frequentemente utilizados, alcançando bons níveis de tratamento e baixas concentrações de SST (VYMAZAL, 2002). Puigagut *et al.* (2007) indicam que 86% dos *wetlands* construídos operados na Espanha são precedidos de um tanque séptico ou tanque Imhoff como opção de tratamento. Já na República Checa, segundo Vymazal (2002), os tanques sépticos são mais utilizados como técnica de tratamento para sistemas de menor porte, enquanto que os tanques Imhoff em sistemas de maior porte, ambas como tratamento anterior aos *wetlands* construídos.

Outra clássica alternativa, porém mais utilizada em instalações maiores, é o decantador primário. Os decantadores primários ou tanques de decantação podem atingir até 70% de remoção de SST, entretanto a grande quantidade de lodo primário que é produzida se torna um problema a ser resolvido (METCALF

e EDDY INC., 2004). O uso de tanques de decantação antecedendo *wetlands* construídos foram registrados em países como Bélgica (ROUSSEAU *et al.*, 2004), República Checa (VYMAZAL, 2002) e Dinamarca (BRIX e ARIAS, 2005).

Há ainda o tratamento físico-químico, um tipo de tratamento avançado que consiste na coagulação e floculação seguida da clarificação do efluente, que pode proporcionar uma remoção de SST de até 90% e remoção de DQO de 80% (METCALF e EDDY INC., 2004). Contudo, um tratamento físico-químico associado à tecnologia do *wetland* construído apresenta algumas condições que podem tornar esse processo inadequado, a exemplo, o aumento de custos com coagulantes, energia para a adição e mistura destes coagulantes, e a necessidade de um tratamento mais adequado para o lodo gerado (CASELLES-OSÓRIO e GARCIA, 2007).

Além disso, os reatores anaeróbios de alta taxa têm se tornado uma das principais alternativas para o tratamento de esgotos, principalmente em regiões com clima quente, sendo o reator UASB a técnica mais utilizada, além do reator hidrolítico de fluxo ascendente e manto de lodo (reator HUSB) que consiste numa nova opção a ser considerada (ÁLVAREZ *et al.*, 2008). O reator UASB pode alcançar eficiências de remoção da ordem de 65-80% para SS e 55-70% para DQO, produzindo efluentes com concentrações de 60-100 mgSS/L e 180-270 mg/L (CHERNICHARO, 2007).

A limitação na eficiência de remoção de material orgânico no tratamento anaeróbio é compensada pela alta eficiência alcançada pelos *wetlands* construídos, enquanto que os reatores anaeróbios apresentam vantagens quanto à diminuição dos requisitos de área, o que leva a conclusão que ambos os sistemas são complementares e altamente sustentáveis (KIVAISI, 2001).

Além disso, estudos apontam que a colmatação do meio filtrante que também serve de material suporte para as plantas é uma das limitações operacionais mais importantes dos *wetlands* construídos, podendo ocorrer no curto ou longo prazo, dependendo da concentração de sólidos em suspensão afluente. Assim, os sistemas precedidos com tratamento anaeróbio proporcionam um alto índice de remoção de sólidos em suspensão totais, contribuindo para evitar ou reduzindo problemas de colmatação nos *wetlands* construídos, o que reforça a

sustentabilidade dessa configuração (VYMAZAL, 2005; CASELLES-OSÓRIO *et al.*, 2007).

Portanto, a combinação de reatores anaeróbios e *wetlands* construídos, proporcionam um fluxograma simplificado de tratamento e possibilitam uma redução significativa do consumo de energia e dos custos operacionais da estação (CHERNICHARO, 2007). Essas características, aliadas a baixa produção de lodo e os baixos requisitos tecnológicos, tornam os sistemas compostos por reatores anaeróbios com pós-tratamento em *wetlands* construídos, adequados para o tratamento de esgotos sanitários em áreas urbanas e/ou rurais.

A Tabela 2 apresenta um resumo das principais características de concepção e funcionamento, parâmetros analisados, características do efluente e os principais resultados de vários sistemas compostos por reatores anaeróbios seguidos de *wetlands* construídos encontrados na literatura.

Tabela 2 – Descrição de sistemas de tratamento combinando reatores anaeróbios e *wetlands* construídos encontrados na literatura

Tipo e Características do Sistema de Tratamento	Parâmetros Analisados	Características do Afluente aos <i>Wetlands</i> Construídos	Principais Resultados	Referência (Local)
<p>UASB seguido de 4 unidades em paralelo de WC de FHSS Escala piloto Macrófitas Utilizadas: Controle sem macrófitas (WC1) e <i>Juncus sp</i> (WC2, WC3 e WC4) TDH (dia): 10,0 (WC1), 5,0 (WC2), 7,0 (WC3) e 10,0 (WC4)</p>	<p>Temperatura, pH, condutividade elétrica, demanda química de oxigênio (DQO), amônia (N-NH₄⁺), nitrogênio total kjeldahl (NTK) e fósforo total (P-total).</p>	<p>Fase 1: DQO = 289 mg O₂/L NH₄⁺ = 42,5 mg/L NTK = 57,5 mg/L P-total = 5,3 mg/L</p> <p>Fase 2: DQO = 310 mg O₂/L NH₄⁺ = 45,2 mg/L NTK = 59,9 mg/L P-total = 7,2 mg/L</p>	<p>Percentual de remoção nas WC com macrófitas: DQO: 79 a 84% (WC2, WC3 e WC4) NTK: 59 a 87% (WC2, WC3 e WC4) N-NH₄⁺: 51 a 86% (WC2, WC3 e WC4) P total: 78 a 100% (WC2, WC3 e WC4)</p>	<p>Sousa <i>et. al.</i>, 2000 (Paraíba, Brasil)</p>
<p>UASB seguido de 3 unidades em paralelo de WC: FHS (WC1) e FHSS (WC2 e WC3) Escala piloto Macrófita Utilizada: <i>Typha latifolia</i> (WC1 e WC2) e controle sem macrófitas (WC3) TDH (dia): 10,8 (WC1) e 5 (WC2 e WC3)</p>	<p>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão totais (SST), nitrato (N-NO₃), nitrito (N-NO₂), amônia (N-NH₄), nitrogênio total kjeldahl (NTK), fósforo total (P-total), coliformes fecais (CF) e pH.</p>	<p>DBO₅ = 99 mg O₂/L DQO = 241 mg O₂/L SST = 59 mg/L NTK = 55 mg/L N-NH₄ = 33 mg/L P total = 3,4 mg/L CF = 1,8.10⁸ UFC/100mL</p>	<p>DBO₅: 78,5% (WC1) e 78% (WC2) DQO: 68% (WC1) e 78% (WC2) SST: 57% (WC1) e 78% (WC2) P total: 32% (WC1) e 39% (WC2) CF: 4 unid. log. (WC1 e WC2)</p>	<p>El-Khateeb e El-Gohary, 2003 (Cairo, Egito)</p>
<p>UASB seguido de 3 unidades em paralelo de WC de FHSS Escala piloto Macrófitas Utilizadas: Controle sem macrófitas (WC1), <i>Phragmites mauritianus</i> (WC2) e <i>Typha latifolia</i> (WC3) TDH (dia): 1,85 (WC1), 1,96 (WC2) e 1,99 (WC3)</p>	<p>Demanda química de oxigênio (DQO), nitrato (N-NO₃), nitrito (N-NO₂), amônia (N-NH₄), coliformes fecais (CF), coliformes totais (CT), pH, temperatura e oxigênio dissolvido (OD).</p>	<p>DQO = 106,4 mg O₂/L N-NH₄ = 20,6 mg/L N-NO₃ = 1,49 mg/L N-NO₂ = 0,13 mg/L CF de 8.10⁶ a 17.10⁶ UFC/100mL CT de 17.10⁶ a 63.10⁶ UFC/100mL</p>	<p>Percentual de remoção nas WC: DQO: 34% (WC1), 56% (WC2) e 61% (WC3) N-NH₄: 11% (WC1), 25% (WC2) e 23% (WC3) N-NO₃: 32% (WC1), 40% (WC2) e 44% (WC3) N-NO₂: 24% (WC1), 39% (WC2) e 23% (WC3) Faixa de remoção de CF e CT de 43% a 72%, com menores valores na WC1.</p>	<p>Kaseva, 2004 (Dar es salaam, Tanzânia)</p>

Tabela 2 – Descrição de sistemas de tratamento combinando reatores anaeróbios e *wetlands* construídos encontrados na literatura (Continuação)

Tipo e Características do Sistema de Tratamento	Parâmetros Analisados	Características do Afluente aos <i>Wetlands</i> Construídos	Principais Resultados	Referência (Local)
<p>UASB seguido de 3 unidades em paralelo de WC de FHSS</p> <p>Escala piloto</p> <p>Macrófitas Utilizadas: Controle sem macrófitas (WC1), <i>Typha latifolia</i> (WC2) e <i>Colocasia esculenta</i> (WC3)</p> <p>TDH (dia): 1,85 (WC1), 1,96 (WC2) e 1,99 (WC3)</p>	<p>Demanda química de oxigênio (DQO), amônia (NH₄⁺), nitrato (NO₃⁻), sulfato (SO₄²⁻) e fósforo como ortofostato (PO₄³⁻).</p>	<p>DQO = 117 mg O₂/L</p> <p>NH₄⁺ = 31,3 mg/L</p> <p>NO₃⁻ = 2,48 mg/L</p> <p>SO₄²⁻ = 40,5 mg/L</p> <p>PO₄³⁻ = 6,03 mg/L</p>	<p>Percentual de remoção nas WC:</p> <p>DQO: 65% (WC1), 79% (WC2) e 75% (WC3)</p> <p>NH₄⁺: 63% (WC1), 74% (WC2) e 75% (WC3)</p> <p>NO₃⁻: 30% (WC1), 44% (WC2) e 39% (WC3) (único parâmetro que não apresentou remoção eficiente)</p> <p>SO₄²⁻: 46% (WC1), 72% (WC2) e 77% (WC3)</p> <p>PO₄³⁻: 51% (WC1), 69% (WC2) e 75% (WC3)</p>	<p>Mbuligwe, 2004 (Dar es salaam, Tanzânia)</p>
<p>UASB seguido de 3 unidades em paralelo de WC de FHSS</p> <p>Escala piloto</p> <p>Período de 3 anos de análises</p> <p>Macrófitas Utilizadas: Controle sem macrófitas (WC1) e <i>Juncus spp</i> (WC2 e WC3)</p> <p>TDH (dia): 10,1 (WC1 e WC3) e 7,3 (WC2)</p> <p>Carga Hidráulica (mm.dia⁻¹): 23 (WC1 e WC3) e 33 (WC2)</p>	<p>Temperatura, pH, demanda química de oxigênio (DQO), amônia (N-NH₄), nitrogênio total kjeldahl (NTK), fósforo total, condutividade elétrica, coliformes termotolerantes (CT) e estreptococos fecais (EF).</p>	<p>Período 1 (1º ano)</p> <p>DQO = 290 mg O₂/L, NTK = 54,5 mg/L, N-NH₄ = 41,5 mg/L e P total = 6,77 mg/L</p> <p>Período 2 (2º ano)</p> <p>DQO = 220 mg O₂/L, NTK = 59,25 mg/L, N-NH₄ = 40,7 mg/L e P total = 7,05 mg/L</p> <p>Período 3 (3º ano)</p> <p>DQO = 190 mg O₂/L, NTK = 51 mg/L, N-NH₄ = 39,5 mg/L e P total = 5,57 mg/L</p>	<p>Percentual de remoção nas WC:</p> <p>DQO: 70 a 86% (as três WC, nos três anos de monitoramento, não apresentaram diferenças significativas entre elas).</p> <p>NTK: 66% (para o primeiro ano de monitoramento, com diminuição nos anos seguintes; as WC2 e WC3 apresentaram melhores eficiências que a WC1).</p> <p>P total: 86% (para o primeiro ano de monitoramento, com queda significativa a partir do segundo ano).</p> <p>CT: 4 unid. log. (WC2 e WC3) e 3 unid. log. (WC1).</p>	<p>Sousa <i>et al.</i>, 2004 (Paraíba, Brasil)</p>
<p>RAC de duas câmaras em série seguido de 3 unidades em paralelo de WC de FV por batelada</p> <p>Escala piloto</p> <p>Macrófitas Utilizadas: Controle sem macrófitas (WC1), <i>Typha sp.</i> (WC2) e <i>Eleocharis sp.</i> (WC3)</p> <p>Tempo de reação (h): 24, 48, 72 e 96 (em todas as WC)</p>	<p>Demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão totais (SST), amônia (NH₃), nitrato (NO₃⁻), fósforo total.</p>	<p>DQO = 144 mg O₂/L</p> <p>SST = 36,8 mg/L</p> <p>NH₃ = 24,5 a 50,75 mg/L</p> <p>NO₃⁻ = 0,4 a 1,3 mg/L</p> <p>P-total = 10,9 a 12,4 mg/L</p>	<p>Percentual de remoção nas WC:</p> <p>DQO = 20 a 80% (WC1, WC2 e WC3)</p> <p>SST = 30 a 84% (WC1 nos tempos de reação de 24, 48 e 72 h) e 18 a 79% (WC2 e WC3)</p> <p>NH₃ = 5 a 14% (WC1), 10 a 15% (WC2) e 10% (WC3 para os tempos de reação de 24, 48 e 96 h)</p> <p>NO₃⁻ = 60% (WC2 e WC3 nos tempos de reação de 48 e 72 h)</p> <p>P-total = 9% (WC1), 20 a 25% (WC2 nos tempos de reação de 48, 72 e 96 h) e 11% (WC3)</p>	<p>Mazzola <i>et al.</i>, 2005 (São Paulo, Brasil)</p>

Tabela 2 – Descrição de sistemas de tratamento combinando reatores anaeróbios e *wetlands* construídos encontrados na literatura (Continuação)

Tipo e Características do Sistema de Tratamento	Parâmetros Analisados	Características do Afluente aos <i>Wetlands</i> Construídos	Principais Resultados	Referência (Local)
<p>TS seguido de WC de FV, com ou sem recirculação do efluente para o TS Escala Real Macrófita Utilizada: <i>Phragmites australis</i> *Efluente oriundo de um domicílio com quatro moradores</p>	<p>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), sólidos em suspensão totais (SST), amônia (N-NH₄), nitrito e nitrato (N-NO₂ e N-NO₃), nitrogênio total (N-total) e fósforo total (P-total).</p>	<p>Dados sem recirculação do efluente: DBO₅ = 254 mgO₂/L; SST = 85 mg/L N-NH₄ = 105 mg/L N-NO₂ + N-NO₃ = < 0,1 mg/L N-total = 125 mg/L; P-total = 17,2 mg/L</p> <p>Recirculação de 100% do efluente: DBO₅ = 68 mgO₂/L; SST = 100 mg/L N-NH₄ = 45 mg/L N-NO₂ + N-NO₃ = 0,13 mg/L N-total = 57 mg/L; P-total = 5,2 mg/L</p>	<p>Dados sem recirculação do efluente: DBO₅ = 92%; SST = 91%; N-NH₄ = 78%; N-NO₂ + N-NO₃ = - ; N-total = 43%; P-total = 25%</p> <p>Recirculação de 100% do efluente: DBO₅ = 96%; SST = 89%; N-NH₄ = 85%; N-NO₂ + N-NO₃ = - ; N-total = 23%; P-total = 0%</p>	<p>Brix e Arias, 2005 (Dinamarca)</p>
<p>TI seguido de WC de FH Escala Real Período de 10 anos de monitoramento Macrófitas Utilizadas: <i>Phragmites australis</i> e <i>Phalaris arundinacea</i></p>	<p>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão totais (SST), fósforo total (P-total), amônia (N-NH₄), nitrato (N-NO₃), coliformes termotolerantes (CT) e estreptococos fecais (EF).</p>	<p>DBO₅ = 23,3 mg O₂/L DQO = 85 mg O₂/L SST = 91 mg/L P-total = 2,25 mg/L N-NH₄ = 11,6 mg/L N-NO₃ = 3,0 mg/L CT = 6,14 UFC/100mL EF = 4,47 UFC/100mL</p>	<p>DBO₅ = 80% DQO = 69% SST = 90% P-total = 7% N-NH₄ = 19% N-NO₃ = 40% CT = 1,1 unid. log. EF = 0,9 unid.log.</p>	<p>Vymazal, 2005 (Spálené Porící, República Tcheca)</p>
<p>UASB seguido de 2 sistemas em paralelo compostos por 3 unidades em série de WC: FV (WC1, WC2 e WC3) e FV (WC4 e WC5) + FHSS (WC6) Escala piloto Período de 3 anos de monitoramento Macrófita Utilizada: Unidades sem macrófitas (WC1, WC2, WC3, WC4, WC5) e <i>Phragmites australis</i> (WC6)</p>	<p>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos em suspensão totais (SST).</p>	<p>DBO = 525 mg O₂/L DQO = 230 mg O₂/L SST = 124 mg/L</p>	<p>Percentual de remoção nas WC associadas: DBO₅ = 95,1% DQO = 82,2% SST = 91,3%</p>	<p>Green <i>et al.</i>, 2006 (Arabic Town, Israel)</p>

Tabela 2 – Descrição de sistemas de tratamento combinando reatores anaeróbios e *wetlands* construídos encontrados na literatura (Continuação)

Tipo e Características do Sistema de Tratamento	Parâmetros Analisados	Características do Afluente aos <i>Wetlands</i> Construídos	Principais Resultados	Referência (Local)
<p>Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente de Dois Estágios, seguido de 3 unidades em paralelo de WC de FHSS</p> <p>Escala piloto</p> <p>Período de 18 meses de análises</p> <p>Macrófita Utilizada: <i>Phragmites australis</i> (WC1), <i>Arundo donax</i> (WC2) e controle sem macrófitas (WC3)</p> <p>TDH (horas): 13 (WC1, WC2 e WC3).</p>	<p>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SS), sólidos em suspensão voláteis (SSV), nitrogênio total kjeldahl (N-NTK), amônia (N-NH₄⁺), fósforo total (P-total), fosfato (P-PO₄³⁻) e coliformes fecais (CF).</p>	<p>DBO₅ = 220 mg O₂/L DQO = 385 mg O₂/L SS = 189 mg/L SSV = 164 mg/L N-NTK = 60 mg/L N-NH₄⁺ = 63 mg/L P-total = 11 mg/L P-PO₄³⁻ = 6 mg/L CF = 10⁶ UFC/100mL</p>	<p>Percentual de remoção nas WC: DBO₅ = 82% (WC1), 78% (WC2) e 66% (WC3) DQO = 82% (WC1), 79% (WC2) e 68% (WC3) SS = 79% (WC1), 80% (WC2) e 60% (WC3) SSV = 79% (WC1), 78% (WC2) e 56% (WC3) N-NTK = 11% (WC1), 8% (WC2 e WC3) N-NH₄⁺ = 8% (WC1), 9% (WC2) e 5% (WC3) P total = 15% (WC1, WC2 e WC3) P-PO₄³⁻ = 33% (WC1), 17% (WC2 e WC3) CF = 1 unid. log. (WC1 e WC2) e 0 unid. log. (WC3)</p>	<p>El-Hamouri <i>et al.</i>, 2007 (Rabat, Marrocos)</p>
<p>2 UASB em série, seguidos de 2 unidades de WC em série: FHSS (WC1) e FHS (WC2)</p> <p>Escala piloto</p> <p>Período de 2 anos de operação</p> <p>Macrófita Utilizada: <i>Juncus spp.</i> (WC1 e WC2)</p> <p>TDH (dia): 5,1 (WC1 e WC2) no 1º Ano e 4,8 (WC1 e WC2) no 2º Ano.</p>	<p>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão totais (SST), nitrogênio total kjeldahl (NTK), amônia (N-NH₄), fósforo total, coliformes fecais (CF), coliformes totais (CT), estreptococos fecais (EF), temperatura e pH.</p>	<p>Período 1 (1º ano) DBO₅ = 129 mg O₂/L, DQO = 175 mg O₂/L, SST = 34 mg/L.</p> <p>Período 2 (2º ano) DBO₅ = 116 mg O₂/L, DQO = 168 mg O₂/L, SST = 42 mg/L, N total = 55 mg/L, N-NH₄ = 27,9 mg/L, P total = 3,76 mg/L, CF = 6,9 unid. log., CT = 5,8 unid. log., EF = 5,6 unid. log.</p>	<p>Percentual de remoção nas WC associadas: DBO₅ = 70 a 80% DQO = 70 a 80% SST = 35% N total = 52% P total = 38% CT e CF = 1 a 2 unid. log.</p>	<p>Barros <i>et al.</i>, 2008 (Galicia, Espanha)</p>
<p>UASB seguido de 2 unidades em série de WC: FHS (WC1) e FHSS (WC2)</p> <p>Escala piloto</p> <p>Macrófita Utilizada: <i>Typha latifolia</i> (WC1 e WC2)</p> <p>TDH (dia): 2 (WC1) e 1 (WC2)</p>	<p>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão totais (SST), coliformes fecais (CF), coliformes totais (CT), <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>), <i>Streptococcus fecalis</i> (EF).</p>	<p>DBO₅ = 66,67 mg O₂/L DQO = 152 mg O₂/L SST = 49,33 mg/L CF = 5,7.10⁹ NMP/100mL CT = 4,4.10¹⁰ NMP/100mL EF = 1.10⁹ NMP/100mL <i>E. coli</i> = 1.10⁹ NMP/100mL</p>	<p>Percentual de remoção nas WC (individual e combinadas): DBO₅ = 68% (WC1), 53% (WC2) e 85% (WC1/WC2) DQO = 68% (WC1), 53% (WC2) e 85% (WC1/WC2) SST = 68% (WC1), 53% (WC2) e 85% (WC1/WC2) CF = 99,99995% (WC1/WC2) CT = 99,99999976% (WC1/WC2) EF = 99,9998% (WC1/WC2) <i>E. coli</i> = 99,9998% (WC1/WC2)</p>	<p>El-Khateeb <i>et al.</i>, 2008 (Cairo, Egito)</p>

Tabela 2 – Descrição de sistemas de tratamento combinando reatores anaeróbios e *wetlands* construídos encontrados na literatura (Continuação)

Tipo e Características do Sistema de Tratamento	Parâmetros Analisados	Características do Afluente aos <i>Wetlands</i> Construídos	Principais Resultados	Referência (Local)
<p>UASB seguido de 4 unidades em paralelo de WC: Fase 1 - FHS (WC1 e WC2) e FHSS (WC3 e WC4); Fase 2 e 3 - FHSS (WC1, WC2, WC3 e WC4)</p> <p>Escala piloto</p> <p>Macrófita Utilizada: <i>Typha latifolia</i> (WC1 e WC4) e <i>Brachiaria arrecta</i> (WC2 e WC3)</p> <p>TDH (dia): Fase 1 - 4,5 (WC1 e WC2) e 2,9 (WC3 e WC4); Fase 2 - 5,3 (WC1 e WC2) e 3,2 (WC3 e WC4) e Fase 3 - 2,2 (WC1 e WC2) e 1,3 (WC3 e WC4)</p>	<p>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão totais (SST), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), fósforo total, temperatura, coliformes totais (CT) e E. coli.</p>	<p>DBO₅ = 50 mg O₂/L DQO = 191 mg O₂/L SST = 60 mg/L NTK = 55 mg/L N-NH₃ = 43 mg/L P total = 8,1 mg/L CT = 10⁷ - 10⁸ NMP/100mL E. coli = 10⁶ - 10⁷ NMP/100mL</p>	<p>Percentual médio de remoção nas WC: DBO₅ = 80% DQO = 60% SST = 70% NTK = 22 a 67% N-NH₃ = 23 a 82% P total = 25 a 79% CT = 99,20 a 99,79% E. coli = 99,72 a 99,99%</p>	<p>Calijuri <i>et al.</i>, 2009 (Minas Gerais, Brasil)</p>
<p>RAC seguido de 2 sistemas em paralelo compostos por 2 unidades em série de WC: FHSS (WC1) + FV (WC2) e FHSS (WC3) + FV (WC4)</p> <p>Escala piloto</p> <p>Período de 1 anos de monitoramento</p> <p>Macrófita Utilizada: <i>Phragmites karka</i> (WC1, WC3 e WC4) e <i>Canna latifolia</i> (WC2)</p> <p>TDH (horas): 24,2 (WC1 e WC3) e 29,7 (WC2 e WC4)</p>	<p>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão totais (SST), nitrogênio amoniacal (N-NH₄), fósforo total, e coliformes totais (CT).</p>	<p>DBO₅ = 774,2 mg O₂/L DQO = 1421,9 mg O₂/L SST = 322,2 mg/L N-NH₄ = 209,3 mg/L P total = 28,4 mg/L CT = 1,1.10⁶ UFC/1mL</p>	<p>Percentual médio de remoção nas WC: DBO₅ = 58% (WC1 e WC3) e 45% (WC2 e WC4) DQO = 51% (WC1 e WC3) e 46% (WC2 e WC4) SST = 69% (WC1 e WC3) e 58% (WC2 e WC4) N-NH₄ = 24% (WC1 e WC3) e 71% (WC2 e WC4) P total = 27% (WC1 e WC3) e 0% (WC2 e WC4) CT = 69% (WC1 e WC3) e 74% (WC2 e WC4)</p>	<p>Singh <i>et al.</i>, 2009 (Bagmati, Nepal)</p>
<p>UASB seguido de 2 unidades em série de WC: FHS (WC1) e FHSS (WC2)</p> <p>Escala piloto</p> <p>Período de 3 anos de monitoramento</p> <p>Macrófita Utilizada: <i>Juncus effusus</i> (WC1 e WC2)</p>	<p>Demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos em suspensão totais (SST).</p>	<p>Intervalo de variação no período de monitoramento: DBO₅ = 42 a 56 mg O₂/L DQO = 157 a 188 mg O₂/L SST = 99 a 101 mg/L</p>	<p>Percentual de remoção nas WC associadas: DBO₅ = 76,6% DQO = 70,9% SST = 82,7%</p>	<p>Ruiz <i>et al.</i>, 2010 (Galicia, Espanha)</p>

Tabela 2 – Descrição de sistemas de tratamento combinando reatores anaeróbios e *wetlands* construídos encontrados na literatura (Continuação)

Tipo e Características do Sistema de Tratamento	Parâmetros Analisados	Características do Afluente aos <i>Wetlands</i> Construídos	Principais Resultados	Referência (Local)
UASB seguido de 2 unidades em paralelo de WC de FHSS Escala piloto Período de 3 anos de monitoramento Macrófitas Utilizadas: Controle sem macrófitas (WC1) e <i>Typha latifolia</i> (WC2) TDH (dia): 1,1 (WC1 e WC2)	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão totais (SST), nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, OD, turbidez e pH.	DQO = 166 mg O ₂ /L DBO ₅ = 80 mg O ₂ /L SST = 46 mg/L N-total = 34 mg/L N amoniacal = 30 mg/L	Percentual de remoção nas WC: DQO = 70% (WC1) e 72% (WC2) DBO ₅ = 73% (WC1) e 63% (WC2) SST = 89% (WC1) e 85% (WC2) N total = 6% (WC1) e 12% (WC2) N amoniacal = 10% (WC1) e 13% (WC2)	Costa <i>et al.</i> , 2011 (Minas Gerais, Brasil)
TS seguido de WC de FV Escala Piloto Período de 1 ano de monitoramento Macrófita Utilizada: <i>Typha sp.</i>	Demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SS), nitrogênio amoniacal (N-NH ₄), nitrato (N-NO ₃), nitrito (N-NO ₂), fosfato (P-PO ₄), pH, coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF).	DQO = 479,8 mg O ₂ /L SS = 70,7 mg/L N-NH ₄ = 50,4 mg/L N-NO ₃ = 2,22 mg/L N-NO ₂ = 0,01 mg/L P-PO ₄ = 20,03 mg/L CT = 2,42.10 ⁶ NMP/100mL CF = 1,47.10 ⁶ NMP/100mL	DQO = 77% SS = 59% N-NH ₄ = 55% N-NO ₃ = - N-NO ₂ = - P-PO ₄ = 82% CT = 0,628 unid. log. CF = 0,603 unid. log.	Pelissari <i>et al.</i> , 2011 (Santa Catarina, Brasil)
WC de FHS pós-tratando efluentes de TS ou TD Macrófitas mais utilizadas: <i>Phragmites australis</i>	Demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SS), nitrogênio total (N-total), nitrogênio amoniacal (N-NH ₄), nitrogênio orgânico (N-org.), nitrato (N-NO ₃) e fósforo total (P-total).	DBO ₅ = 87,2 mg O ₂ /L; DQO = 211 mg O ₂ /L; SST = 64,8 mg/L; P-total = 6,57 mg/L; N-total = 46,4 mg/L; N-NH ₄ = 28,1 mg/L; N-org. = 8,16 mg/L; N-NO ₃ = 5,06 mg/L	DBO ₅ = 88%; DQO = 75% SST = 84%; P-total = 51% N-total = 42%; N-NH ₄ = 43% N-org. = 65%; N-NO ₃ = -	Vymazal, 2002 (Republica Tcheca)*

Tabela 2 – Descrição de sistemas de tratamento combinando reatores anaeróbios e *wetlands* construídos encontrados na literatura (Conclusão)

Tipo e Características do Sistema de Tratamento	Parâmetros Analisados	Características do Afluente aos <i>Wetlands</i> Construídos	Principais Resultados	Referência (Local)
WC de FHS, FV e sistemas combinados (2WC em série com: FHS, FHSS ou FV) pós-tratando efluentes de TD ou Lagoas de Sedimentação. Macrófitas mais utilizadas: <i>Phragmites australis</i>	Demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SS), nitrogênio total (N-total) e fósforo total (P-total).	-	Eficiência média de remoção nas WC de FHS: DQO = 61%; SS = 75%; N-total = 31% e P-total = 26% Eficiência média de remoção nas WC de FV: DQO = 94%; SS = 98%; N-total = 52% e P-total = 70% Eficiência média de remoção nos sistemas com WC combinadas (FHSS, FHS ou FV): DQO = 91%; SS = 94%; N-total = 65% e P-total = 52%	Rousseau <i>et al.</i> , 2004 (Bélgica)*
WC de FH e FV pós-tratando efluentes de TS ou TI Macrófitas mais utilizadas: <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha sp.</i> e <i>Salix sp.</i>	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão totais (SST), nitrogênio total (N-total) e fósforo total (P-total).	Nas WC de FH: DBO ₅ = 173 mg O ₂ /L DQO = 347 mg O ₂ /L SST = 173,3 mg/L Nas WC de FV: DBO ₅ = 513,8 mg O ₂ /L DQO = 952,5 mg O ₂ /L	Eficiência média de remoção nas WC de FH: DBO ₅ = 74%; DQO = 66%; SST = 88%; N-total = 51% e P-total = 40% Eficiência média de remoção nas WC de FV: DBO ₅ = 92%; DQO = 92%; N-total = 54% e P-total = 40%	Puigagut <i>et al.</i> , 2007 (Espanha)*

Legenda: UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo), TS (tanque séptico), TI (tanque Imhoff), TD (tanque de decantação), RAC (reator anaeróbio compartimentado), WC (*wetland* construído), FV (fluxo vertical), FH (fluxo horizontal), FHSS (fluxo horizontal subsuperficial), e FHS (fluxo horizontal superficial).

* Referências que mostram resultados globais e médios de um conjunto de experiências sobre sistemas de *wetlands* construídos pós-tratando efluentes de reatores anaeróbios em um determinado país.

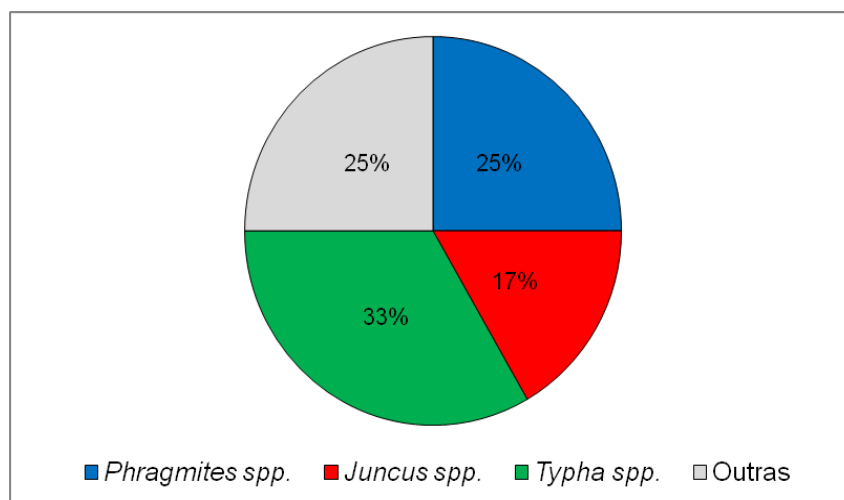
A grande maioria dos trabalhos mostrados na Tabela 2 foi executada em escala piloto, com exceção de Brix e Arias (2005) e Vymazal (2005) que apresentaram trabalhos em escala real. Destaca-se que Brix e Arias (2005) operaram um sistema constituído de tanque séptico seguido de *wetlands* construídos que funcionou com recirculação do efluente final para o tanque séptico por um determinado intervalo de tempo. Essa operação permitiu a obtenção de um efluente com menores concentrações para os parâmetros analisados.

Ao se comparar sistemas de *wetlands* construídos que apresentavam unidades de controle sem macrófitas, El-Khateeb e El-Gohary (2003), Mbuligwe (2004), Kaseva (2004) e El-Hamouri *et al.* (2007) observaram um melhor desempenho dos sistemas plantados em relação aos não plantados. No entanto, não foram encontradas diferenças significativas entre essas unidades, nos trabalhos de Mazzola *et al.* (2004) (exceto para a remoção de fósforo), Sousa *et al.* (2004) e Costa *et al.* (2011).

Também não foram encontradas, na maioria dos trabalhos analisados, diferenças significativas no desempenho de unidades que apresentavam diferentes tipos de macrófitas.

As macrófitas mais utilizadas nos trabalhos avaliados foram as espécies do tipo canas (*Phragmites spp.*), juncos (*Juncus spp.*) e taboas (*Typha spp.*) com 25%, 17% e 33%, respectivamente, e as demais espécies totalizaram um percentual de 25% (Figura 5).

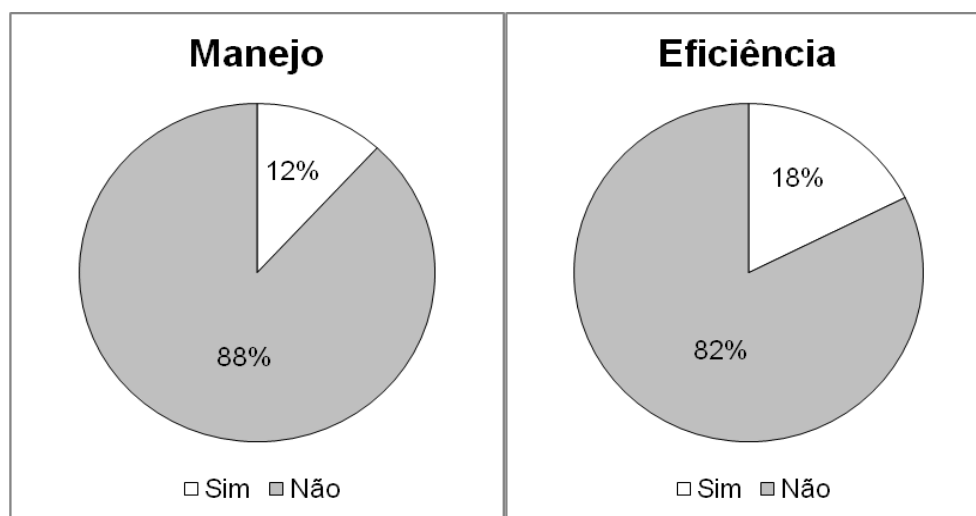
Figura 5 - Percentual de espécies das macrófitas utilizadas



Fonte: O Autor.

Alguns trabalhos mostrados na Tabela 2 não apresentam informações suficientes para uma boa caracterização dos sistemas de *wetlands* construídos. Questões ligadas, por exemplo, ao manejo e eficiência das diferentes macrófitas utilizadas, ou aos custos de implantação, operação e manutenção desses sistemas são muito pouco discutidas. Apenas 12% dos trabalhos avaliaram pontos ligados ao manejo das macrófitas do sistema como crescimento, poda, produção de biomassa, disposição e destinação final, etc. Já em relação à avaliação da eficiência obtida por diferentes macrófitas, somente 18% dos trabalhos levantaram essa observação (Figura 6).

Figura 6 – Percentual dos sistemas levantados na Tabela 2 que realizaram avaliação do manejo e eficiência das macrófitas



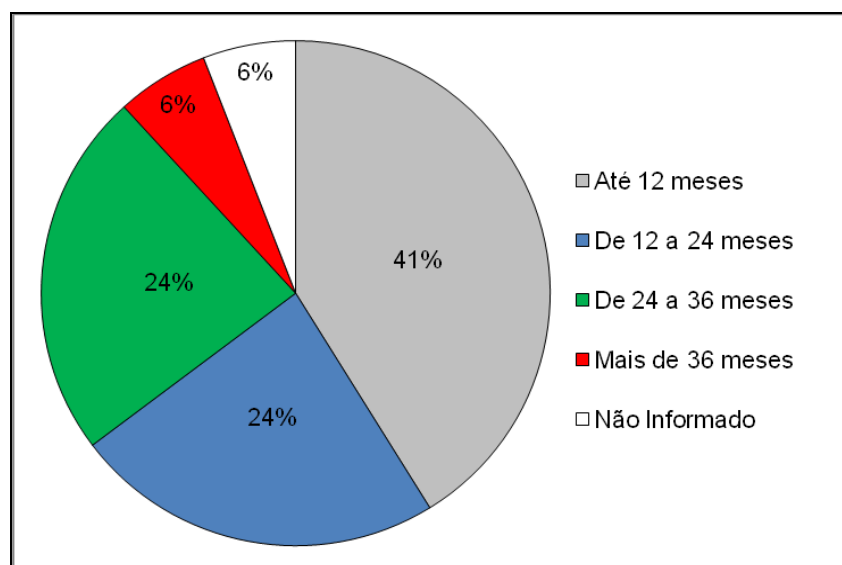
Fonte: O Autor.

Outra questão pouco discutida diz respeito aos custos de implantação, operação e manutenção envolvidos na utilização dos sistemas de *wetlands* construídos, sendo que essas questões são tão importantes quanto outras ligadas a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes.

Sousa *et al.* (2004) constataram que o custo de construção para *wetlands* construídos é similar ao de lagoas de estabilização. Puigagut *et al.* (2007) e Singh *et al.* (2009) realizaram uma estimativa anual dos custos de operação e manutenção desses sistemas, enquanto que Pelissari *et al.* (2011) apresentaram o total de custos envolvidos na implantação do *wetland* construído utilizado em seus estudos.

Além disso, o período de avaliação dos trabalhos mostrados na Tabela 2 nem sempre é relevante para a obtenção de informações importantes e características inerentes ao sistema de tratamento. Conforme mostrado na Figura 7, mais de 60% dos trabalhos levantados tiveram um período de avaliação de até no máximo 2 anos, enquanto que o número de sistemas com um período de avaliação maior do que 3 anos alcançaram um baixo valor percentual.

Figura 7 - Período de avaliação dos sistemas levantados na Tabela 2



Fonte: O Autor

Os valores de eficiência de remoção nos sistemas combinando reatores UASB e *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial variaram de 56–92% para DQO, 63–95% para DBO₅ e 35–98% para SST. Quanto à eficiência de remoção de nutrientes, foi encontrada uma alta variabilidade, com valores de 6–67% para NT (nitrogênio total), 15–86% para PT (fósforo total) e redução de 1–4 unidades logarítmicas de coliformes fecais. Esses resultados se apresentam compatíveis com os resultados médios globais encontrados na literatura (VYMAZAL, 2002; ROUSSEAU *et al.*, 2004; PUIGAGUT *et al.*, 2007) para um conjunto de experiências em um determinado país, também indicados na Tabela 2.

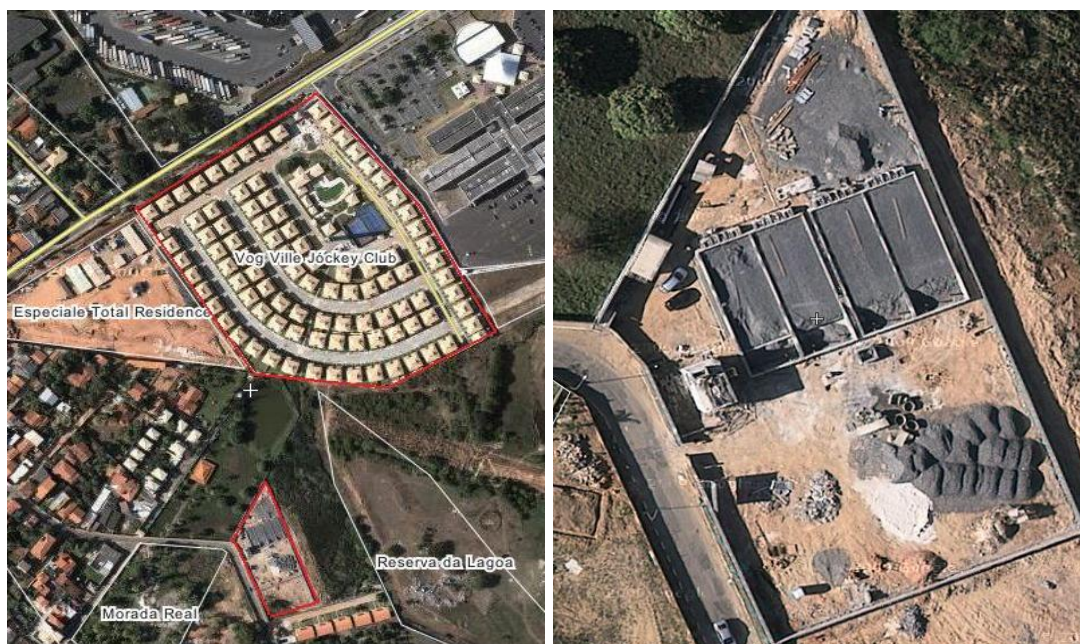
4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição Geral da Pesquisa

A presente pesquisa avaliou o comportamento e a eficiência da aplicação de *wetlands* construídos com a utilização de recirculação interna para o polimento de efluente de reator UASB. O processo foi avaliado em duas etapas e em duas unidades distintas. Na primeira etapa foram realizadas análises com as unidades operando com a recirculação do efluente, enquanto na segunda, a recirculação foi desligada. Cada unidade utilizou um tipo distinto de macrófitas.

A pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) denominada “Vog Ville”, pertencente e operada pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento – EMBASA e localizada nas coordenadas geográficas de 12°53’41” S e 38°19’03” O, no município de Lauro de Freitas, Bahia. Essa ETE trata os despejos gerados no Condomínio *Vog Ville Jockey Club* atendendo uma população de, aproximadamente, 1.000 pessoas (EMBASA, 2008).

Figura 8 - Vista Aérea do Condomínio e da ETE Vog Ville/ EMBASA

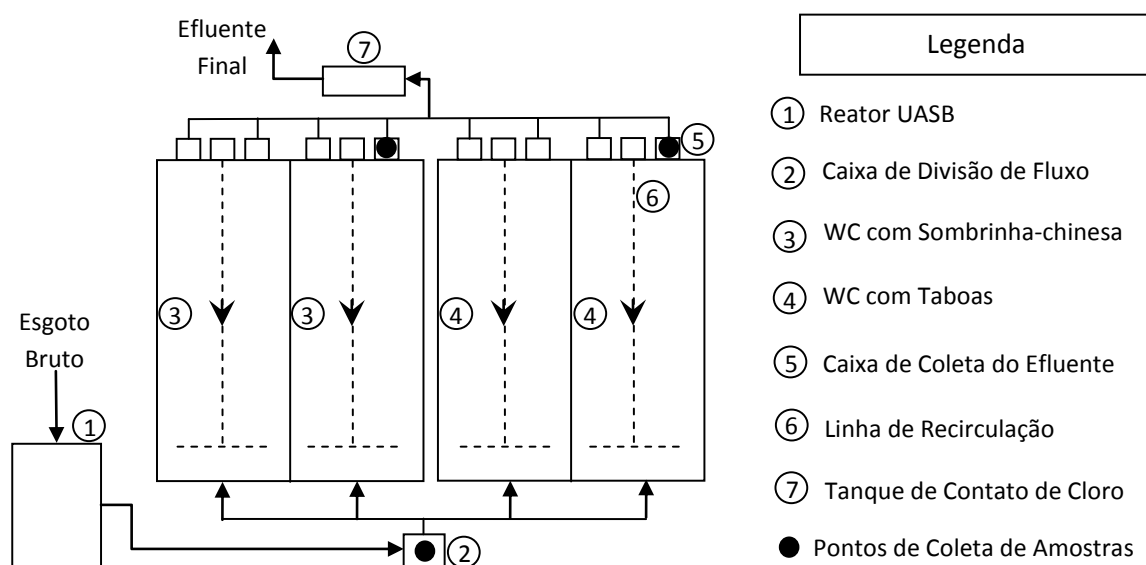


Fonte: O Autor.

A Figura 9 mostra, esquematicamente, o sistema de tratamento de esgotos da ETE *Vog Ville* que é composto por um reator UASB seguido de quatro *wetlands*

construídos de fluxo horizontal subsuperficial, sendo duas unidades plantadas com *Typha sp.* (Taboa) e as outras duas com *Cyperus alternifolius* (Sombrinha-chinesa), seguidas de um tanque de contato de cloro para a desinfecção do efluente final. Todas as unidades de *wetlands* construídos realizam a recirculação interna do efluente.

Figura 9 - Esquema de funcionamento da ETE Vog Ville/ EMBASA



Fonte: O Autor.

4.2 Descrição das Unidades de Tratamento

4.2.1 Coleta e transporte dos esgotos até a ETE

Os esgotos gerados no condomínio são coletados em tubulações de PVC rígido (marca - vinilfort) com diâmetro de 150 mm constituindo uma rede coletora do tipo separador absoluto, sendo direcionados por gravidade a uma estação elevatória de esgotos que os recalca, através de uma linha de recalque com trechos construídos em PVC PBA e em ferro fundido ($\varnothing = 100$ mm) para a estação de tratamento.

A estação elevatória é precedida de um tratamento preliminar simplificado constituído de gradeamento (barras chatas com espessura de 0,95 cm, largura de 3,8 cm e espaçadas de 2 cm) para retenção de sólidos grosseiros e de caixa de areia (tipo circular) visando à proteção do sistema de bombeamento

do esgoto bruto. A vazão de bombeamento apresentada em projeto para a estação elevatória foi de 18m³/h.

4.2.2 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente – UASB

O reator UASB (Figura 10) que compõe o sistema de tratamento recebe uma vazão média de 7,3 m³/h, possui uma seção transversal de 3,8 x 3,8 m e altura útil de 5,1 m, o que corresponde a uma seção transversal de 14,4 m² e um volume útil de 73,6 m³ apresentando um tempo de detenção hidráulica de 8,5 h. Outras características do reator UASB são descritas na Tabela 3.

Tabela 3 - Características de projeto do reator UASB

Parâmetro	Unidade	Valor
Vazão Média	m ³ /h	7,3
Vazão Máxima Diária	m ³ /h	8,6
Comprimento	m	3,8
Largura	m	3,8
Profundidade	m	5,1
Área	m ²	14,4
Volume	m ³	73,6
Tempo de Detenção Hidráulica	h	8,5
Taxa de Aplicação Hidráulica	m ³ .m ⁻² .h ⁻¹	0,6
Pontos de Alimentação (Nº de entradas)	und.	8

Fonte: EMBASA, 2008.

A aferição da vazão afluyente é realizada pelo somatório das leituras indicadas no horímetro instalado na estação elevatória em um determinado período de tempo. O valor médio de vazão encontrado foi de 4,0 m³/h e resultando em um tempo de detenção hidráulico igual a 15,3 h e taxa de aplicação hidráulica de 0,3 m³.m².h⁻¹. O efluente do reator anaeróbio é direcionado a uma caixa de divisão de fluxo (Figura 10), provida de vertedores internos que dividem a vazão em quatro partes iguais e as direcionam por gravidade a cada unidade dos *wetlands* construídos.

Figura 10 – Vista do reator UASB (esquerda) e da caixa de divisão de fluxo (direita)



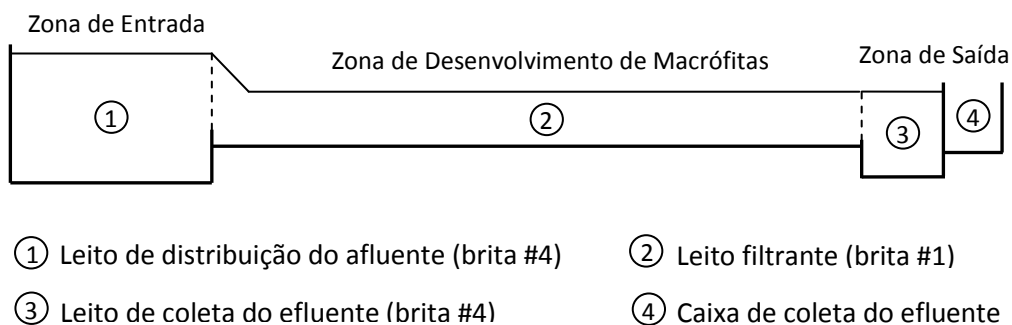
Fonte: O Autor.

4.2.3 Sistema de wetlands construídos

O sistema é composto por quatro unidades de *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial (WC de FHSS) operadas em paralelo. Duas unidades apresentam como macrófitas a *Typha sp.* (Taboa) e as outras duas *Cyperus alternifolius* (Sombrinha-chinesa). Todas as unidades realizam a recirculação do efluente final.

As unidades de *wetlands* construídos apresentam dimensões totais de 7,0 m de largura por 18,0 m de comprimento, recebendo de forma contínua uma vazão média de 1,0 m³/h do efluente do reator UASB. Cada unidade é constituída pelas seguintes partes: leito de distribuição do afluente (zona de entrada), leito filtrante (zona de desenvolvimento de macrófitas), leito de coleta do efluente (zona de saída) e caixas de coleta do efluente, conforme mostrado na Figura 11.

Figura 11 – Corte esquemático dos elementos constituintes dos wetlands construídos da ETE Vog Ville/ EMBASA



Fonte: O Autor

O leito de distribuição do afluente (Figura 12) apresenta uma granulometria de 3,8 a 7,6 cm (brita #4) e dimensões de 7,0 m de largura por 3,0 m de comprimento, com uma profundidade de 2,0 m. Esse trecho tem a finalidade de recepção do afluente do sistema e do efluente recirculado promovendo uma homogeneização antes da entrada no meio filtrante. Além disso, esse trecho também deverá reter os sólidos vindos com o efluente do reator UASB sendo, portanto, composto por duas tubulações guias para a retirada periódica desse material.

Figura 12 - Leito de distribuição do afluente com destaque para as tubulações de chegada do afluente (a), retirada de lodo (b) e recirculação do efluente (c)



Fonte: O Autor.

O leito filtrante (Figura 13) é a região que apresenta uma granulometria de 9,5 a 19 mm (brita #1) e dimensões de 7,0 m de largura por 14,0 m de comprimento, com uma profundidade de 0,8 m. Apesar do termo “filtrante”,

esse leito não exerce a filtração como principal função, mas sim como meio suporte para o crescimento das macrófitas e aderência do biofilme bacteriano.

Figura 13 - Leito filtrante (Leito de desenvolvimento das macrófitas)



Fonte: O Autor

O leito de coleta do efluente apresenta granulometria semelhante ao leito de distribuição e dimensões de 7,0 m de largura por 1,0 m de comprimento, com uma profundidade de 1,3 m. Imediatamente após esse leito encontram-se três caixas de coleta do efluente, duas destinadas ao encaminhamento do efluente para a desinfecção e a outra destinada à recirculação do efluente para o início da unidade (leito de distribuição). As tubulações que interligam essas duas estruturas são constituídas de registro e extravasor para controle do nível d'água dentro dos *wetlands* construídos, conforme mostrado na Figura 14.

Figura 14 - Caixa de coleta do efluente



Fonte: O Autor.

A Tabela 4 resume as principais características de projeto do sistema de *wetlands* construídos encontrados na ETE *Vog Ville*.

Tabela 4 - Características de projeto para cada unidade de *wetland* construído

Parâmetro	Unidade	Valor
Vazão Média	m ³ /h	1,8
Vazão Máxima Diária	m ³ /h	2,2
Comprimento	m	18,0
Largura	m	7,0
Altura do Leito	m	0,8
Área Superficial	m ²	126,0
Volume Total do Leito Filtrante	m ³	100,8
Tempo de Detenção Hidráulica	h	46,7
Taxa de Aplicação Hidráulica	m ³ .m ⁻² .h ⁻¹	0,02

Fonte: EMBASA, 2008.

4.3 Desenvolvimento da pesquisa e obtenção de dados experimentais

4.3.1 Condução da pesquisa

A presente pesquisa teve início no mês de Janeiro do ano de 2012 com um reconhecimento geral da ETE e de sua rotina operacional. No final desse primeiro mês, iniciaram as coletas e análises do afluente e efluente dos *wetlands* construídos. Na etapa inicial, foram investigadas duas unidades de *wetlands* construídos atuando com a recirculação interna do efluente e cada

unidade apresentando um tipo de macrófita distinto: a *Typha sp.* (Taboa) e a *Cyperus alternifolius* (Sombrinha-chinesa).

Após o fim da primeira etapa, o sistema de recirculação foi desligado, aguardou-se por um período de estabilização do sistema, e logo em seguida, foi dado início a segunda etapa durante a qual foram mantidas as coletas e análises do afluente e efluente das mesmas unidades investigadas anteriormente, porém atuando sem a recirculação interna do efluente. A Tabela 5 mostra a sequência de eventos ocorridos durante o período de monitoramento do sistema.

Tabela 5 – Sequência de eventos.

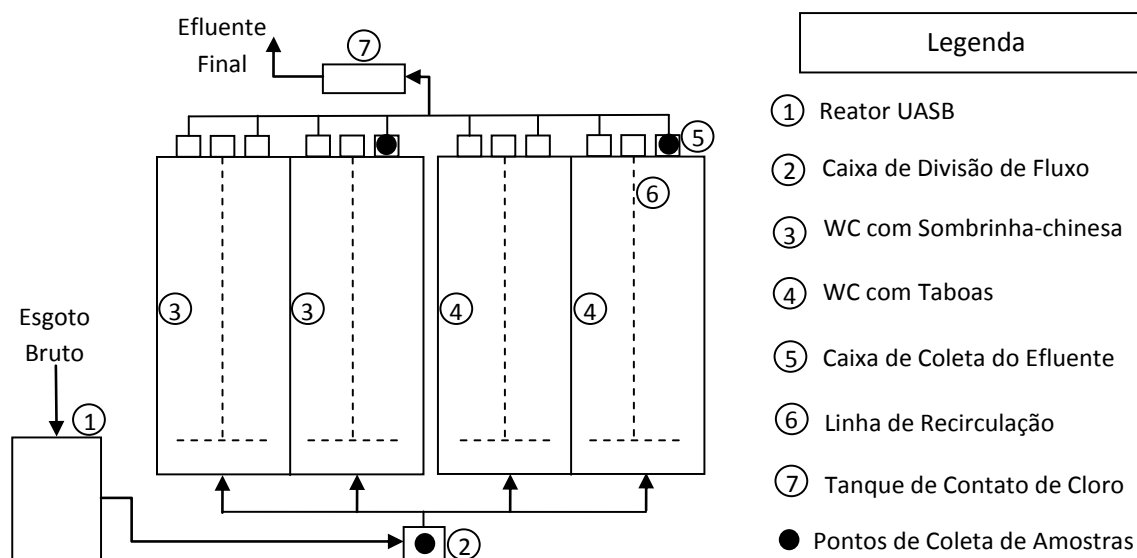
Evento	Data
Partida do sistema	Dez/2008
Início do monitoramento da ETE	Jan/2012
Início das amostragens da 1ª etapa (sistema atuando com a recirculação do efluente)	Fev/2012
Final das amostragens da 1ª etapa	Out/2012
Início das amostragens da 2ª etapa (sistema atuando sem a recirculação do efluente)	Nov/2012
Final das amostragens da 2ª etapa	Jan/2013
Fim do monitoramento da ETE	Jan/2013

Fonte: O Autor.

4.3.2 Amostragem e acondicionamento das amostras

As coletas foram realizadas duas vezes por semana sempre no horário entre 8 e 10 horas da manhã com intervalo mínimo de dois dias. A coleta das amostras dos efluentes foi realizada na caixa de divisão de fluxo (saída do reator UASB/ entrada dos *wetlands* construídos), e nas caixas de coleta do efluente dos *wetlands* construídos, na forma de amostras simples. Para cada ponto foram utilizados frascos de polietileno com a capacidade de 1,0 litro. Os pontos de coleta das amostras estão indicados na Figura 15.

Figura 15 - Localização dos pontos de coleta das amostras



Fonte: O Autor

Imediatamente após a coleta, os frascos eram acondicionados em recipientes de poliestireno e transportados para o Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes – LABRE da Escola Politécnica da UFBA, onde eram mantidos sob refrigeração a uma temperatura de 4°C, por no máximo 12 horas, para uma devida preservação de suas características até o momento em que as análises são realizadas.

4.3.3 Parâmetros Analisados e Técnicas Analíticas Aplicadas

As análises dos parâmetros de caracterização dos efluentes foram realizadas no Laboratório de Resíduos e Efluentes do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal da Bahia – UFBA.

As técnicas analíticas experimentais adotadas durante a pesquisa foram aquelas descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2005), conforme mostrado no Quadro 3.

Quadro 3 - Parâmetros a serem investigados na pesquisa e suas metodologias

Parâmetro	Metodologia	Princípio do Método
pH	---	Método Eletrométrico
Temperatura	---	Leitura direta com termômetro de mercúrio
DQO	5220 B	Método de determinação por refluxo aberto
Alcalinidade	2320 B	Método titulométrico com pHmetro através da adição de ácido sulfúrico
Nitrogênio Amoniacal	4500-NH ₃ C	Método de destilação seguido de titulação
Nitrogênio Total Kjeldahl	4500-N _{org} .B	Método Kjeldahl
Nitrito	4500-NO ₂ ⁻ B	Método colorimétrico
Nitrato	4500-NO ₃ ⁻ B	Método de triagem espectrofotométrica
Fósforo Solúvel	4500-P E	Método do ácido ascórbico
Fósforo Total	4500-P B	Digestão ácida seguido do método do ácido ascórbico
Sólidos Totais	2540 B	Gravimétrico até peso constante
Sólidos em suspensão totais	2540 D	Gravimétrico até peso constante
Sólidos em suspensão fixos e Sólidos totais fixos	2540 E	Gravimétrico até peso constante
Coliformes Totais	9222 B	Método da membrana filtrante para coliformes totais
Coliformes Termotolerantes	9222 D	Método da membrana filtrante para coliformes termotolerantes

Fonte: APHA, AWWA, WEF, 2005.

4.4 Cálculo das Eficiências de Remoção de Poluentes

As eficiências de remoção dos parâmetros analisados nas unidades de *wetlands* construídos foram calculadas levando-se em consideração que o sistema não opera em regime permanente de vazão (vazão de entrada \neq vazão de saída) por conta do considerável efeito da evapotranspiração. A Equação 1 mostra o cálculo da eficiência de remoção com base na carga aplicada utilizado nas duas etapas da pesquisa.

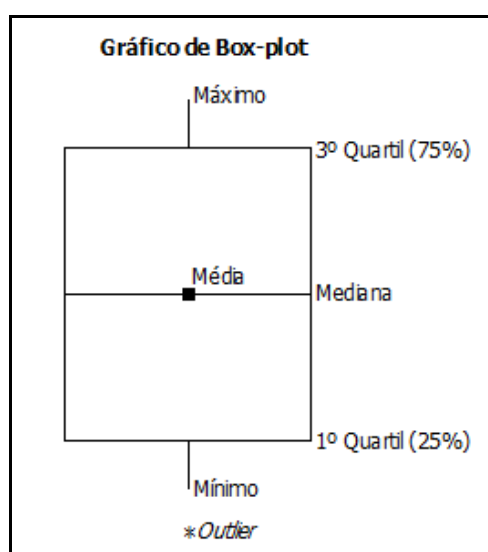
$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{\text{Carga}_{\text{afluente}} - \text{Carga}_{\text{efluente}}}{\text{Carga}_{\text{afluente}}}$$

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{\text{Conc}_{\text{af}} \times Q_{\text{af}} - \text{Conc}_{\text{ef}} \times Q_{\text{ef}}}{\text{Conc}_{\text{af}} \times Q_{\text{af}}} \quad (\text{Equação 1})$$

4.5 Análises estatísticas

Para a caracterização dos parâmetros físico-químicos analisados e apresentação dos dados obtidos foram utilizados métodos numéricos (estatística descritiva) e métodos gráficos (gráficos box-plot e séries temporais). A Figura 16 mostra a representação dos gráficos utilizados na presente pesquisa.

Figura 16 - Representação utilizada para os gráficos box-plot



Fonte: O Autor.

As comparações dos valores médios de concentração dos poluentes de interesse no efluente final e das médias de eficiências do processo de tratamento com *wetlands* construídos foram realizadas através da análise estatística dos dados utilizando o teste não paramétrico de *Wilcoxon-Mann-Whitney* para amostras independentes (*Mann-Whitney test* ou *two-sample Wilcoxon rank sum test*) em nível de significância igual a 5%, empregando o *software* Minitab 14®. Dessa forma, foram avaliados os desempenhos alcançados entre as unidades que aplicam macrófitas diferentes, e nas etapas com a utilização ou não da recirculação do efluente.

4.6 Levantamento de Aspectos Operacionais e Gerenciais

Com a finalidade de melhorar a compreensão e discussão dos sistemas compostos por reatores UASB seguido de *wetlands* construídos foram levantados alguns aspectos operacionais e de gerenciamento no decorrer da pesquisa. Tais aspectos foram observados em campo ao se acompanhar a rotina da ETE *Vog Ville* e durante conversas informais com profissionais que trabalham ou trabalharam diretamente com esse tipo de sistema (engenheiros, técnicos e o operador da estação), possibilitando a obtenção de uma série de informações de cunho prático sobre a operação, manutenção e aplicabilidade dos *wetlands* construídos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Operação do Sistema de Tratamento e Início das Análises

Como a ETE *Vog Ville* encontra-se em operação desde o ano de 2008, não houve necessidade de realizar a partida do sistema. Dessa forma, questões como o plantio das macrófitas utilizadas, densidade de propágulos por metro quadrado, estabelecimento do biofilme bacteriano no interior do leito filtrante, dentre outras características, não foram objetos de investigação da presente pesquisa. Para o início da coleta de amostras, também não foram realizadas alterações e/ou adaptações no sistema existente.

5.2 Análise dos Efluentes

5.2.1 Resumo dos Resultados

Os parâmetros físico-químicos e biológicos de interesse na pesquisa foram Temperatura, pH, Alcalinidade, Série de Sólidos, Série de Sólidos em Suspensão, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrito (N-NO₂⁻), Nitrato (N-NO₃⁻), Fósforo Solúvel (P-PO₄³⁻), Fósforo Total (P-Total), Coliformes Termotolerantes e Coliformes Totais. Os resultados dos cálculos de estatística descritiva para os parâmetros analisados na primeira e segunda etapa da pesquisa estão na Tabela 6.

Tabela 6 – Concentração dos parâmetros físico-químicos e biológicos analisados durante a pesquisa

Etapa	1ª etapa – Com recirculação									2ª etapa – Sem recirculação								
	Efluente Reator UASB			Efluente WC com Sombrinha-chinesa			Efluente WC com Taboa			Efluente Reator UASB			Efluente WC com Sombrinha-chinesa			Efluente WC com Taboa		
	Média	Desv Padr	n	Média	Desv Padr	n	Média	Desv Padr	n	Média	Desv Padr	n	Média	Desv Padr	n	Média	Desv Padr	n
Temperatura (°C)	30,0	1,1	32	29,5	1,4	32	28,6	1,2	32	30,0	0,8	10	29,6	0,70	10	29,8	0,8	10
pH	7,4	0,2	32	7,4	0,2	32	7,5	0,2	32	7,2	0,2	10	7,3	0,2	10	7,3	0,2	10
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	328,3	30,7	32	330,2	25,7	32	335,0	22,5	32	330,0	18,3	10	334,5	23,1	10	336,5	18,9	10
ST (mg ST/L)	482,9	65,2	32	411,9	65,3	32	430,9	67,6	32	470,5	52,4	10	416,3	42,9	10	420,7	43,2	10
STV (mg STV/L)	310,9	55,4	32	290,2	61,5	32	302,4	61,8	32	277,6	34,2	10	261,7	33,1	10	269,9	33,2	10
STF (mg STF/L)	172,1	37,7	32	121,8	43,0	32	128,6	48,5	32	192,9	34,1	10	154,6	21,1	10	150,8	20,8	10
SST (mg SST/L)	57,2	15,0	32	13,6	7,0	32	14,2	7,4	32	55,3	12,2	10	13,3	7,1	10	12,2	8,2	10
SSV (mg SSV/L)	44,2	15,9	32	9,8	6,5	32	10,6	6,7	32	43,8	11,6	10	8,8	4,9	10	7,4	6,4	10
SSF (mg SSF/L)	12,9	5,4	32	4,4	3,6	32	4,1	3,4	32	11,5	3,5	10	4,5	2,5	10	4,8	2,7	10
DQO (mg O ₂ /L)	185,4	38,5	7	60,3	24,7	7	57,1	15,8	7	190,0	23,6	10	75,0	15,7	10	72,6	14,4	10
N-Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	34,8	14,4	32	38,3	14,5	32	37,6	13,8	32	41,3	6,6	10	40,9	6,6	10	41,1	5,8	10
NTK (mg N/L)	42,9	17,5	32	42,5	16,5	32	43,8	17,4	32	49,4	6,3	10	48,9	5,8	10	47,8	6,0	10
Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	nd	nd	10	nd	nd	10	nd	nd	10	nd	nd	10	nd	nd	10	nd	nd	10
Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	nd	nd	10	1,8	0,2	10	1,7	0,1	10	nd	nd	10	1,8	0,1	10	1,7	0,1	10
P-Solúvel (mg P-PO ₄ ³⁻ /L)	5,4	1,0	32	6,2	0,9	32	6,4	1,1	32	5,8	0,6	10	6,7	0,4	10	6,9	0,5	10
P-Total (mg P/L)	6,9	0,9	10	7,4	0,9	10	7,2	1,0	10	7,6	0,6	10	8,5	0,5	10	8,5	0,5	10
Col. Termot. (NMP/100mL)	10 ⁵ -10 ⁶	-	5	10 ⁴ -10 ⁵	-	5	10 ⁴ -10 ⁵	-	5	10 ⁵ -10 ⁶	-	5	10 ⁴ -10 ⁵	-	5	10 ⁴ -10 ⁵	-	5
Col. Totais (NMP/100mL)	10 ⁶ -10 ⁷	-	5	10 ⁶	-	5	10 ⁶	-	5	10 ⁶ -10 ⁷	-	5	10 ⁶	-	5	10 ⁶	-	5

*As unidades apresentadas para cada parâmetro não se referem à estatística básica n (número de dados)

** nd = não detectado

Pode-se observar pela análise dos resultados mostrados na Tabela 6, que os valores das médias dos parâmetros de interesse encontrados para o efluente dos *wetlands* construídos não sofreram grandes alterações, tanto nas unidades com macrófitas distintas, como nas etapas com e sem a recirculação interna do efluente. As concentrações médias apresentadas pelo efluente do reator UASB nas duas etapas da pesquisa também não mostraram diferenças expressivas, além de uma boa qualidade em termos de matéria orgânica e sólidos.

Os resultados evidenciam, segundo os valores encontrados para o efluente tratado pelos *wetlands* construídos, um bom desempenho de remoção de matéria orgânica, na forma de DQO, e de sólidos. Os demais parâmetros se encontram numa faixa compatível com os valores encontrados na literatura específica (VYMAZAL, 2002; ROUSSEAU *et al.*, 2004; PUIGAGUT *et al.*, 2007).

A comparação entre os valores de eficiência de remoção dos parâmetros de interesse nos *wetlands* construídos plantados com sombrinha-chinesa e taboa não apresentaram diferenças estatísticas. Muitos estudos aplicando *wetlands* construídos ao tratamento de esgotos também avaliam e comparam unidades de controle com e sem macrófitas, porém, não é possível encontrar uniformidade nos resultados encontrados. Alguns autores observaram um melhor desempenho dos sistemas plantados em relação aos não plantados (EL-KHATEEB e EL-GOHARY, 2003; MBULIGWE, 2004; KASEVA, 2004; e EL-HAMOURI *et al.*, 2007), enquanto que outros não (MAZZOLA *et al.*, 2004; SOUSA *et al.*, 2004; e COSTA *et al.*, 2011).

Já em relação à recirculação do efluente, os valores de eficiência de remoção encontrados na 1ª etapa (com recirculação do efluente) para os parâmetros de interesse também apresentaram faixas de eficiência de remoção equivalentes a da 2ª etapa (sem recirculação). Tal comportamento evidencia que a recirculação do efluente final não promove ganhos em termos de eficiência de remoção, nem em termos de redução nas concentrações dos poluentes no efluente final. Concluí-se, portanto, que a recirculação do efluente não apresenta nenhum resultado prático justificável, visto que os padrões de

lançamento preconizados na legislação ambiental vigente são balizados pelas concentrações máximas dos parâmetros no efluente.

No entanto, um resultado diferente foi observado por Brix e Arias (2005) que operando um sistema constituído de *wetlands* construídos tratando o efluente de tanque séptico, em escala real e utilizando recirculação do efluente final para o tanque séptico, conseguiu encontrar um efluente com menores concentrações para os parâmetros analisados.

Os valores de eficiências de remoção dos poluentes para cada unidade de *wetland* construído avaliado durante as duas etapas da pesquisa encontram-se na Tabela 7.

Tabela 7 - Valores mínimos, médios e máximos de eficiência de remoção nos WC

Parâmetros	Eficiência de Remoção (1ª Etapa)						Eficiência de Remoção (2ª Etapa)					
	WC com Somb.- chinesa (%)*			WC com Taboa (%)*			WC com Somb.- chinesa (%)*			WC com Taboa (%)*		
	Mín	Méd	Máx	Mín	Méd	Máx	Mín	Méd	Máx	Mín	Méd	Máx
ST	27	36	49	17	31	45	28	33	40	23	28	37
STV	21	47	72	7	41	64	17	39	53	19	36	50
STF	7	30	49	2	25	42	8	29	36	4	22	29
SST	65	82	97	60	79	97	72	82	96	67	83	93
SSV	25	75	100	20	72	100	42	72	94	47	73	87
SSF	60	83	100	62	81	97	76	85	97	74	87	98
DQO	66	76	85	68	75	83	52	70	79	56	69	78
N-Amoniacal	0	18	32	0	15	39	14	25	37	14	20	27
NTK	2	24	40	0	18	35	14	25	33	13	22	27
Nitrito	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitrato	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P-Solúvel	0	14	32	0	7	25	0	13	23	0	7	15
P-Total	3	20	27	0	17	24	9	16	22	2	10	17
Col. Termot.	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2
Col. Totais	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2

*Exceto para os parâmetros Coliformes Termotolerantes e Totais (unid. log).

Pode-se constatar, com base nas Tabela 6 e Tabela 7, que alguns parâmetros apresentaram resultados com variações significativas em determinados dias de monitoramento. Apesar da possibilidade de falha na realização das análises no laboratório, também é possível que a alteração seja decorrente de algum eventual problema operacional ou qualquer outro fator externo. Como o

objetivo é, além de analisar qualitativamente os dados de forma geral, verificar o atendimento do parâmetro à legislação ambiental vigente, não foi descartada nenhuma informação.

A Resolução CONAMA nº 430/11 determina como condições e padrões para o lançamento de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, e que foram investigados nesta pesquisa, os parâmetros: pH, temperatura, materiais sedimentáveis, nitrogênio amoniacal total e coliformes termotolerantes. Para os parâmetros DQO, sólidos em suspensão, fósforo, alcalinidade e coliformes totais não há um padrão de lançamento determinado na referida Resolução.

5.2.2 Desempenho do WC na remoção de Matéria Orgânica

A Tabela 8 mostra os resultados das concentrações de matéria orgânica, em termos de DQO, para o efluente do reator UASB e das unidades de *wetlands* construídos com sombrinha-chinesa e taboa nas duas etapas da pesquisa. A

Figura 17 mostra os dados na forma de gráficos box-plot para as concentrações efluentes e a Figura 18 para as eficiências de remoção relativos à matéria orgânica.

Tabela 8 - Estatística descritiva dos resultados das análises para o parâmetro DQO

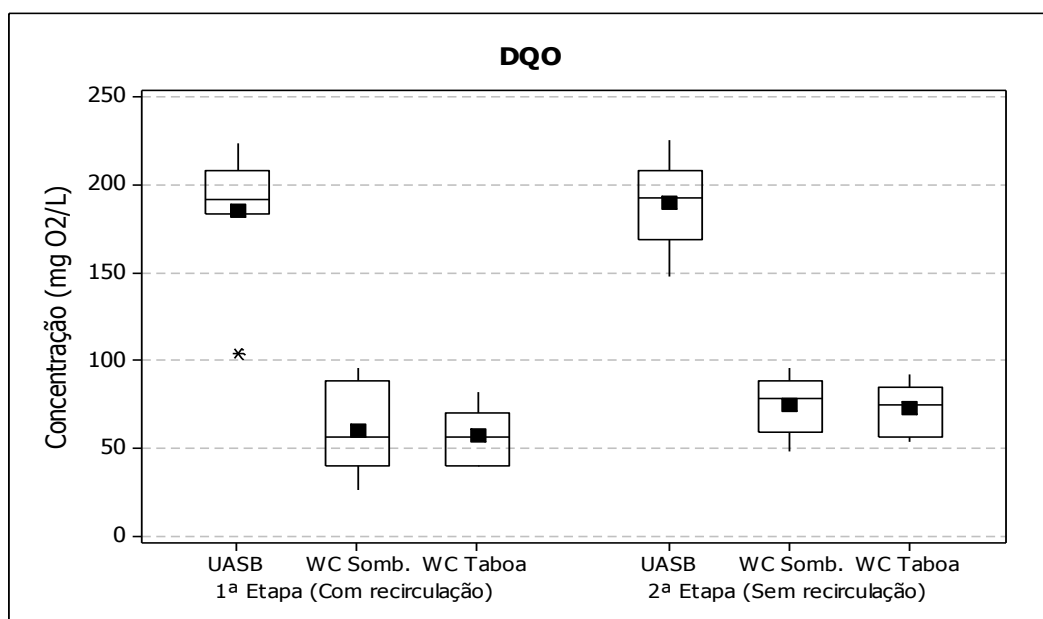
Estatística ↓ / Parâmetro →		Efluente reator UASB	Efluente WC com Sombrinha-chinesa	Efluente WC com Taboa
		DQO	DQO	DQO
1ª Etapa	Número de dados	7	7	7
	Mínimo (mg O ₂ /L)	104,0	26,0	40,0
	Média (mg O ₂ /L)	185,4	60,3	57,1
	Máximo (mg O ₂ /L)	224,0	96,0	82,0
	Desv. Padrão (mg O ₂ /L)	38,5	24,7	15,8
	Coef. de Variação	0,21	0,41	0,28
2ª Etapa	Número de dados	10	10	10
	Mínimo (mg O ₂ /L)	148,0	48,0	54,0
	Média (mg O ₂ /L)	190,0	75,0	72,6
	Máximo (mg O ₂ /L)	226,0	96,0	92,0
	Desv. Padrão (mg O ₂ /L)	23,6	15,7	14,4
	Coef. de Variação	0,12	0,21	0,20

Os resultados evidenciam um bom desempenho de remoção de matéria orgânica pelas duas unidades de *wetlands* construídos avaliadas, nas duas etapas da pesquisa. Por meio do teste estatístico aplicado, foi verificado que as concentrações médias de DQO no efluente não apresentaram diferenças significativas para os *wetlands* construídos com sombrinha-chinesa e taboa e nem nas etapas com e sem a recirculação do efluente.

Foram apresentadas eficiências de remoção levemente superiores na primeira etapa da pesquisa, mas com concentrações efluentes numa faixa muito próxima. Os resultados obtidos para valores médios de remoção na primeira e segunda etapa da pesquisa variaram entre 66 a 85% e 52 a 79%, respectivamente. Já para as unidades com espécies de macrófitas distintas, não foram encontradas diferenças significativas quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica, apresentando resultados similares aos relatados nos trabalhos de Mbuligwe (2004) e El-Hamouri *et al.* (2007), que indicam pouca influência do uso de diferentes espécies para remoção desses parâmetros.

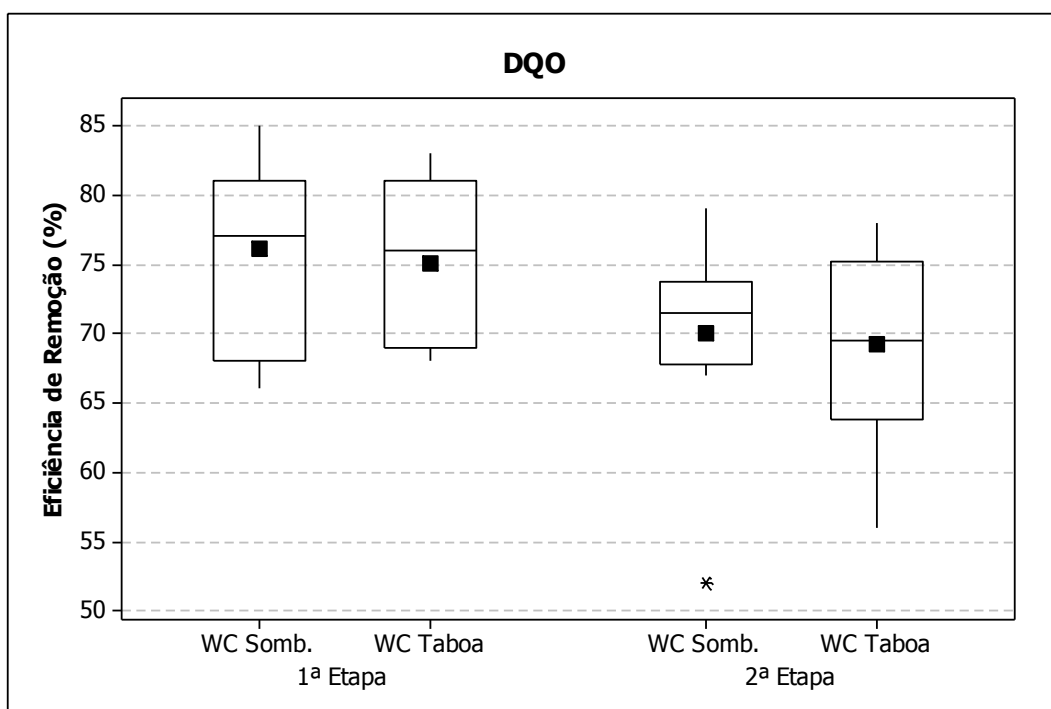
Esse resultado já era esperado, visto que a remoção de matéria orgânica em sistemas de *wetlands* construídos ocorre, em geral, por meio de processos físicos, químicos e biológicos, como a sedimentação seguida de processos de decomposição, devido à baixa velocidade do escoamento. A utilização das macrófitas auxilia por conta da presença das raízes e rizomas que servem de suporte para o crescimento das bactérias que se desenvolvem dispersas no meio líquido promovendo a degradação dos poluentes (USEPA, 2000).

Figura 17 - Gráficos box-plot para as concentrações efluentes do reator UASB e *wetlands* construídos (parâmetro DQO)



Fonte: O Autor.

Figura 18 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção (parâmetro DQO)



Fonte: O Autor.

5.2.3 Desempenho do WC na remoção de Sólidos

A Tabela 9 mostra os resultados para os parâmetros relativos aos sólidos em suspensão para o efluente do reator UASB e das unidades de *wetlands* construídos com sombrinha-chinesa e taboa nas duas etapas da pesquisa. A Figura 19 mostra os dados na forma de gráficos box-plot para as concentrações efluentes e a Figura 20 para as eficiências de remoção de sólidos em suspensão.

Tabela 9- Estatística descritiva para os parâmetros SST, SSV e SSF.

Estatística ↓ / Parâmetro →		Efluente reator UASB			Efluente WC com Sombrinha-chinesa			Efluente WC com Taboa		
		SST	SSV	SSF	SST	SSV	SSF	SST	SSV	SSF
1ª Etapa	Número de dados (-)	32	32	32	32	32	32	32	32	32
	Mínimo (mg/L)	17,0	8,0	3,0	2,0	0,0	0,0	3,0	2,0	0,0
	Média (mg/L)	57,2	44,2	12,9	13,6	9,8	4,4	14,2	10,6	4,1
	Máximo (mg/L)	85,0	77,0	24,0	29,0	27,0	19,0	29,0	23,0	16,0
	Desvio Padrão (mg/L)	15,0	15,9	5,4	7,0	6,5	3,6	7,4	6,7	3,4
	Coef. de Variação (-)	0,26	0,36	0,41	0,52	0,66	0,81	0,52	0,63	0,84
2ª Etapa	Número de dados (-)	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	Mínimo (mg/L)	36,0	24,0	9,0	3,0	2,0	1,0	5,0	1,0	2,0
	Média (mg/L)	55,3	42,8	12,5	13,3	8,8	4,5	12,2	7,4	4,8
	Máximo (mg/L)	72,0	60,0	17,0	25,0	18,0	8,0	26,0	18,0	10,0
	Desvio Padrão (mg/L)	12,2	11,7	2,4	7,1	4,9	2,5	8,2	6,4	2,7
	Coef. de Variação (-)	0,22	0,27	0,19	0,53	0,56	0,55	0,67	0,87	0,55

Quanto aos sólidos em suspensão totais, os resultados obtidos indicam faixas de remoção de 60 a 97% na primeira etapa da pesquisa e 67 a 96% na segunda etapa, sem apresentar diferenças estatísticas para as unidades com macrófitas distintas e nem para as duas etapas da pesquisa. Os valores encontrados confirmam boas eficiências de remoção de SST já registrada por vários outros autores pesquisando sistemas similares (EL-KHATEEB e EL-GOHARY, 2003; CALIJURI *et al.*, 2009; COSTA *et al.*, 2011). As concentrações de saída dos *wetlands* construídos para os sólidos em suspensão totais mantiveram-se sempre abaixo do valor de 30 mg/L.

Figura 19 - Gráficos box-plot para as concentrações efluentes do reator UASB e *wetlands* construídos (SST e SSV)

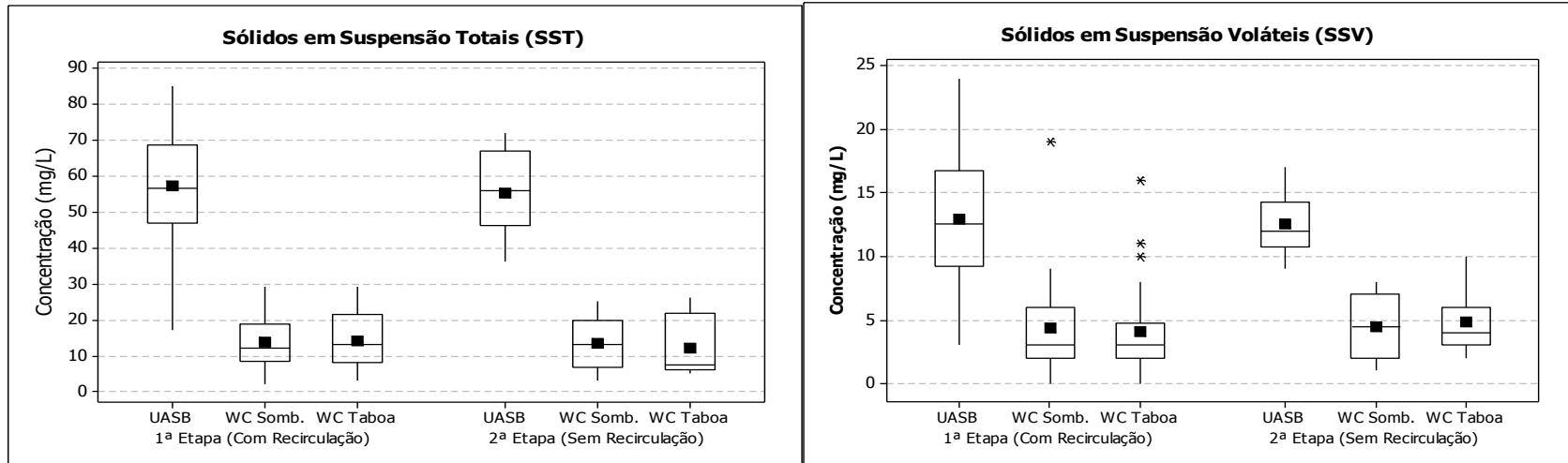
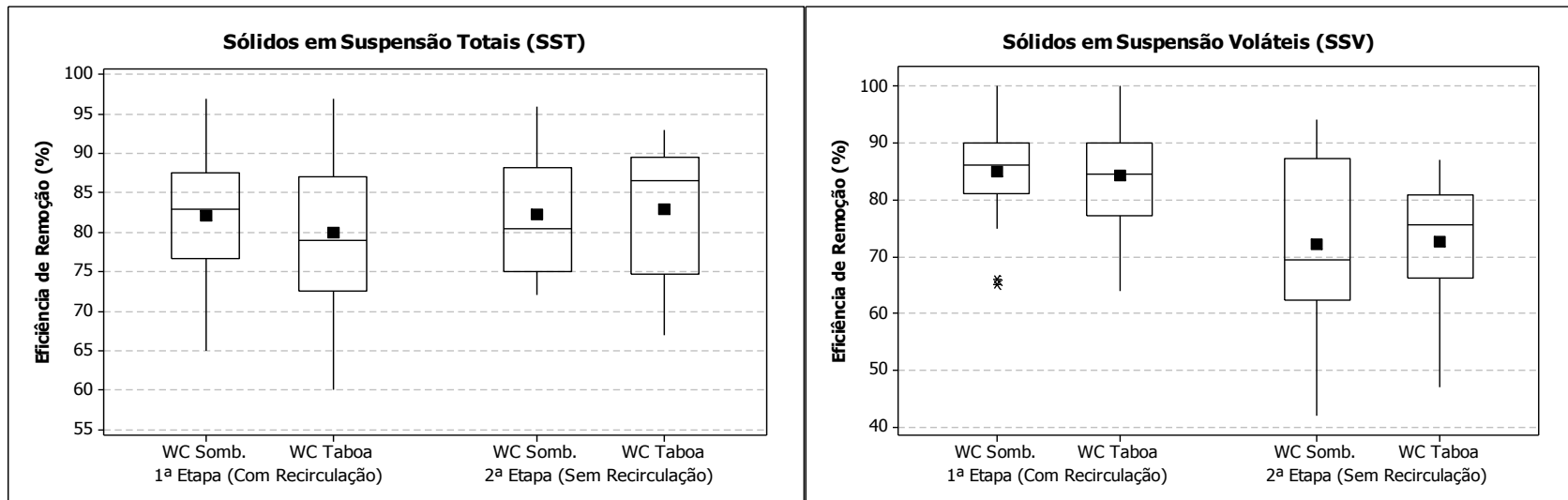


Figura 20 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção (SST e SSV)

Fonte: O Autor.



Fonte: O Autor.

A remoção de sólidos em suspensão voláteis seguiu a mesma tendência apresentada pelos sólidos em suspensão totais, com faixas de remoção de 20 a 100% na primeira etapa da pesquisa e 42 a 94% na segunda etapa, não havendo, também, diferenças estatísticas entre as unidades e as duas etapas. Esses resultados evidenciam que independente da macrófita adotada ou da utilização de recirculação do efluente, os sistemas de *wetlands* construídos apresentaram uma boa capacidade de remoção de sólidos ratificando os resultados indicados na literatura específica.

Não há um padrão de lançamento preconizado na Resolução CONAMA nº 430/11 para os parâmetros relativos aos sólidos em suspensão. No entanto, vale aqui ressaltar, que apesar de não terem sido realizadas análises para os sólidos sedimentáveis nessa pesquisa, esse parâmetro encontra-se dentro da rotina de análises da estação. Ao se confrontar os valores de sólidos sedimentáveis com o padrão de lançamento de materiais sedimentáveis presente na legislação ambiental vigente (mesmo não sendo essa uma correspondência exata), as concentrações efluentes não ultrapassaram o limite máximo preconizado (1 mL/L).

5.2.4 Desempenho do WC na remoção de Nutrientes

A Tabela 10 mostra os resultados para os parâmetros relativos ao nitrogênio para o efluente do reator UASB e das unidades de *wetlands* construídos com sombrinha-chinesa e taboa nas duas etapas da pesquisa.

Tabela 10 - Estatística descritiva para os parâmetros NKT, N_{amoniaco} e Nitrato

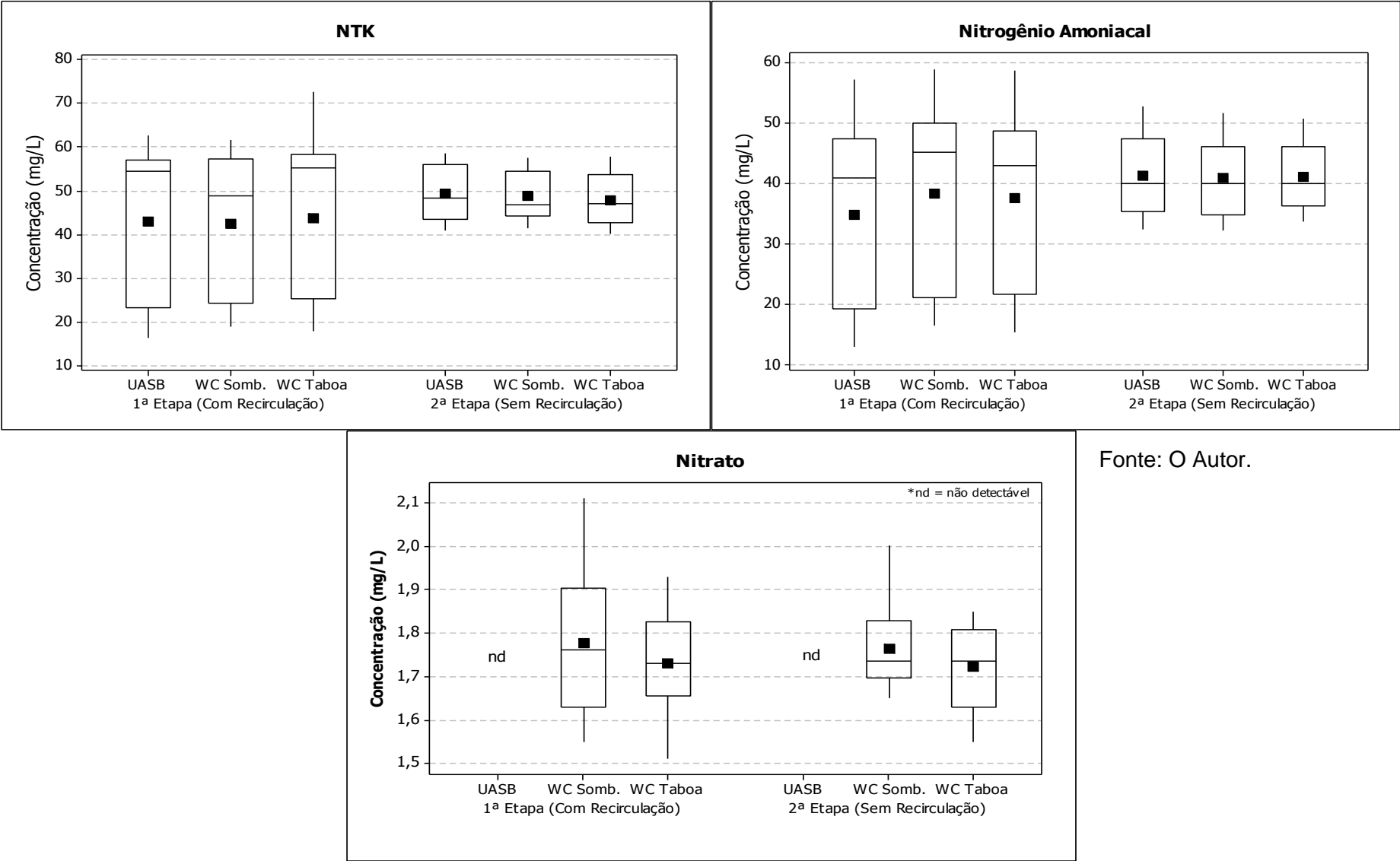
Estatística ↓ / Parâmetro →		Efluente reator UASB			Efluente WC com Sombrinha-chinesa			Efluente WC com Taboa		
		NKT	N_{amon}	Nitrato	NKT	N_{amon}	Nitrato	NKT	N_{amon}	Nitrato
1ª Etapa	Número de dados (-)	32	32	10	32	32	10	32	32	10
	Mínimo (mg/L)	16,2	12,9	nd	18,8	16,5	1,6	17,9	15,4	1,5
	Média (mg/L)	42,9	34,8	nd	42,5	38,3	1,8	43,8	37,6	1,7
	Máximo (mg/L)	62,7	57,1	nd	61,6	58,8	2,1	72,8	58,6	1,9
	Desvio Padrão (mg/L)	17,5	14,4	-	16,5	14,5	0,2	17,4	13,8	0,1
	Coef. de Variação (-)	0,41	0,41	-	0,39	0,38	0,10	0,40	0,37	0,08
2ª Etapa	Número de dados (-)	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	Mínimo (mg/L)	40,8	32,4	nd	41,4	32,2	1,7	40,0	33,7	1,6
	Média (mg/L)	49,4	41,3	nd	48,9	40,9	1,8	47,8	41,1	1,7
	Máximo (mg/L)	58,5	52,7	nd	57,7	51,6	2,0	57,9	50,6	1,9
	Desvio Padrão (mg/L)	6,3	6,6	-	5,8	6,6	0,1	6,0	5,8	0,1
	Coef. de Variação (-)	0,13	0,16	-	0,12	0,16	0,06	0,12	0,14	0,06

*nd = não detectável

Os resultados obtidos apontam das eficiências médias de remoção, respectivamente, na primeira e segunda etapa da pesquisa foram: nitrogênio total de 0 a 40% e 13 a 33% e nitrogênio amoniacal de 0 a 39% e 14 a 37%, não apresentando diferença significativa entre os valores e confirmando que não houve alterações de eficiência ocasionadas pela recirculação. Também foi constatado que não houve remoção para o parâmetro nitrato.

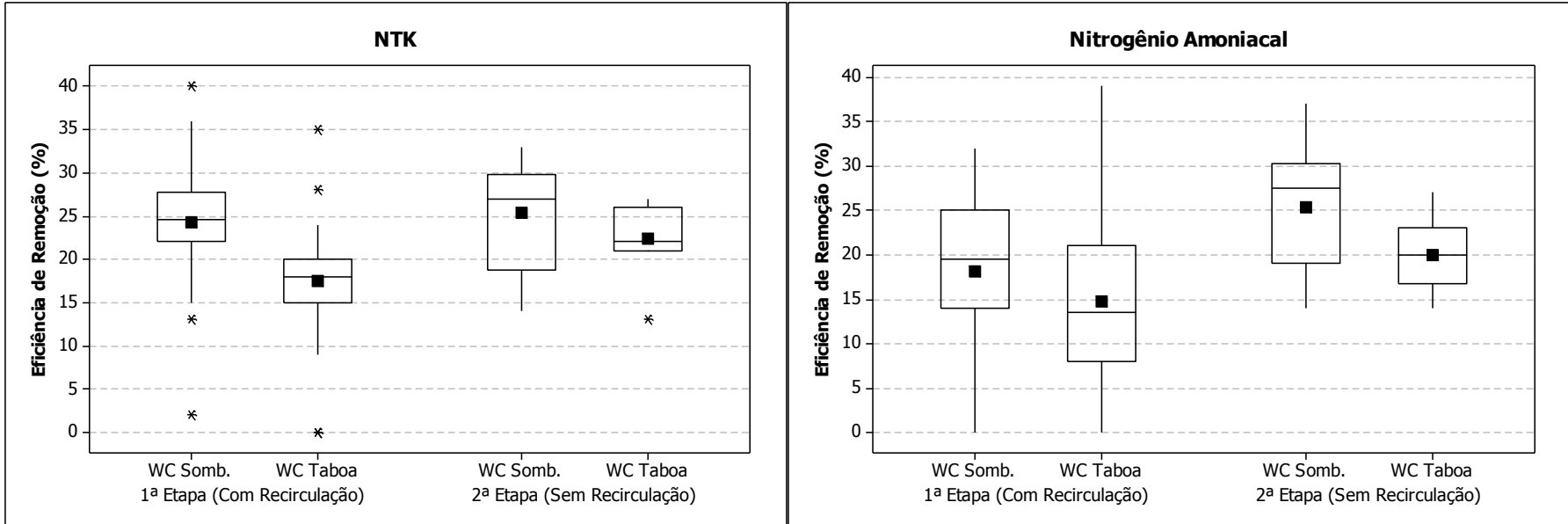
As Figura 21 e Figura 22 apresentam, respectivamente, os gráficos de box-plot para as concentrações efluentes das unidades estudadas e as eficiências de remoção relativos aos parâmetros de nitrogênio.

Figura 21 - Gráficos box-plot para as concentrações efluentes do reator UASB e wetlands construídos (NTK, N_{amoniaco} e Nitrato)



Fonte: O Autor.

Figura 22 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção (NTK e $N_{amoniaco}$)



Fonte: O Autor.

Quanto a remoção de nitrogênio total, os valores encontrados na presente pesquisa confirmam os valores registrados nos trabalhos de El-Hamouri *et al.* (2007), Barros *et al.* (2008), Calijuri *et al.* (2009) e Costa *et al.* (2011) para sistemas similares (fluxo horizontal sub-superficial) atuando sem recirculação do efluente. Porém, Sousa *et al.* (2004) encontraram grandes variações nas eficiências de remoção desse parâmetro, com valores de redução variando na faixa de 60 a 70% no primeiro ano de monitoramento, 40 a 50% no segundo ano e 50 a 60 % no terceiro ano.

Já para o nitrogênio amoniacal, os valores encontrados são ligeiramente inferiores aos encontrados por Calijuri *et al.* (2009), mas condizentes com os de outros autores que avaliaram sistemas similares sem recirculação (KASEVA, 2004; VYMAZAL, 2005; EL-HAMOURI *et al.*, 2007; COSTA *et al.*, 2011).

A Resolução CONAMA n° 430/11 determina o padrão de lançamento para o nitrogênio amoniacal total (≤ 20 mg N/L), exceto quando aplicável aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, deixando a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais, a não exigência desse parâmetro para efeito de lançamento do efluente tratado no ambiente. Para os demais parâmetros relativos ao nitrogênio (nitrogênio total, nitrito e nitrato) não há um padrão de lançamento preconizado nessa legislação.

De acordo com os resultados da Tabela 10, não foram detectadas concentrações de nitrato no efluente do reator UASB e para o efluente final dos *wetlands* construídos os valores encontrados permaneceram na faixa de 1,5 a 2,1 mg N-NO₃⁻/L para as duas unidades avaliadas e nas duas etapas da pesquisa. Esse resultado evidencia uma baixa nitrificação do sistema que ocorreu, possivelmente, nas camadas mais próximas à superfície devido à disponibilidade de oxigênio ofertado pelas raízes das macrófitas e pela interface do líquido com a atmosfera.

Sousa *et al.* (2004) e Vymazal (2005) relatam em seus trabalhos valores de eficiência de remoção de nitrogênio elevados no início de funcionamento do sistema, seguidos de períodos com queda e ganho de desempenho. Esses autores acreditam que tais variações devem-se ao ciclo vegetativo das macrófitas, visto que a capacidade de assimilação de nutrientes pelas plantas é

maior durante a sua fase de crescimento. No entanto, na presente pesquisa, não foi observado tal comportamento, nem mesmo durante os períodos de poda e replantio, possivelmente, pela estabilidade que o sistema já se encontrava desde o início do monitoramento da ETE.

Na Tabela 11 estão os resultados para os parâmetros relativos ao fósforo para o efluente do reator UASB e das unidades de *wetlands* construídos com sombrinha-chinesa e taboa nas duas etapas da pesquisa.

Tabela 11 - Estatística descritiva para os parâmetros fósforo solúvel e total

Estatística ↓ / Parâmetro →		Efluente reator UASB		Efluente WC com Sombrinha-chinesa		Efluente WC com Taboa	
		P Solúvel	P Total	P Solúvel	P Total	P Solúvel	P Total
1ª Etapa	Número de dados (-)	32	10	32	10	32	10
	Mínimo (mg/L)	2,0	5,7	4,1	5,6	3,9	5,6
	Média (mg/L)	5,4	6,9	6,2	7,4	6,4	7,2
	Máximo (mg/L)	6,9	8,5	7,4	8,5	8,4	8,4
	Desvio Padrão (mg/L)	1,0	0,9	0,9	0,9	1,1	1,0
	Coef. de Variação (-)	0,18	0,13	0,14	0,12	0,17	0,13
2ª Etapa	Número de dados (-)	10	10	10	10	10	10
	Mínimo (mg/L)	6,4	4,7	7,6	6,0	7,7	6,4
	Média (mg/L)	7,6	5,8	8,5	6,7	8,5	6,9
	Máximo (mg/L)	8,2	6,6	9,0	7,3	9,4	8,1
	Desvio Padrão (mg/L)	0,6	0,6	0,5	0,4	0,5	0,5
	Coef. de Variação (-)	0,08	0,10	0,05	0,06	0,06	0,07

O comportamento dos resultados obtidos para os parâmetros relativos ao fósforo foi similar aos do nitrogênio. As médias de remoção, respectivamente, na primeira e segunda etapa da pesquisa foram: fósforo solúvel de 0 a 32% e 0 a 23%; e fósforo total de 0 a 27% e 2 a 22%, não apresentando diferença significativa para os valores nas etapas com e sem recirculação.

Constata-se que as concentrações médias de saída dos *wetlands* construídos não apresentam grandes alterações nas diferentes unidades avaliadas e etapas da pesquisa, verificando-se inclusive, episódios de concentrações efluentes superiores às afluentes.

A Figura 23 e a Figura 24 mostram, respectivamente, os gráficos de box-plot para as concentrações efluentes das unidades estudadas e as eficiências de remoção relativos aos parâmetros de nitrogênio.

Figura 23 - Gráficos box-plot para as concentrações efluentes do reator UASB e *wetlands* construídos (Fósforo Solúvel e Total)

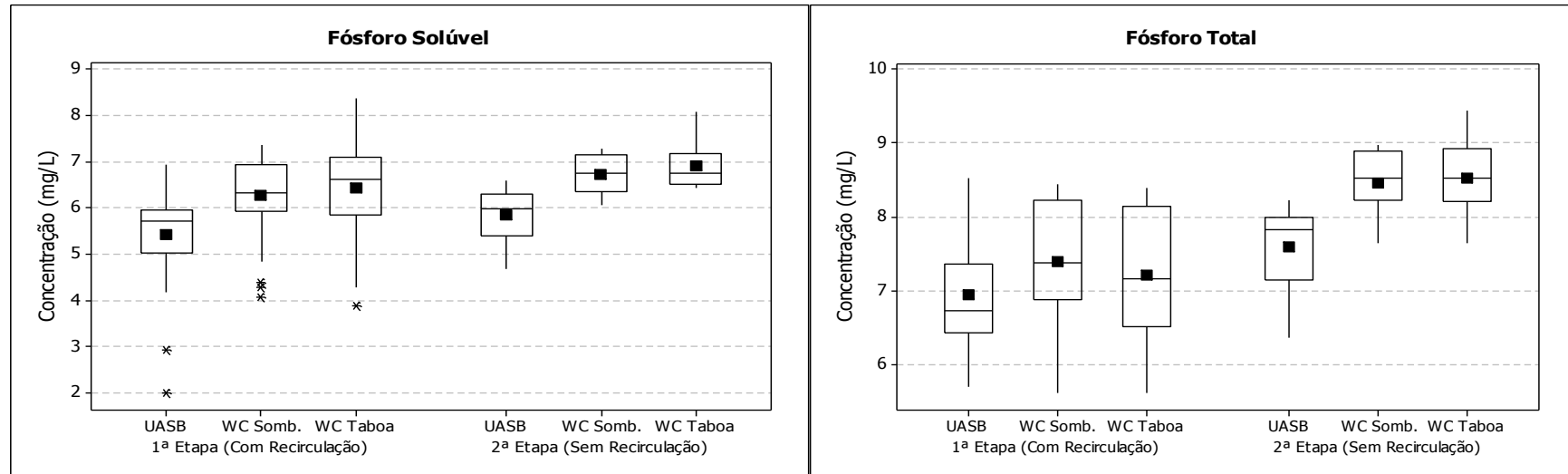
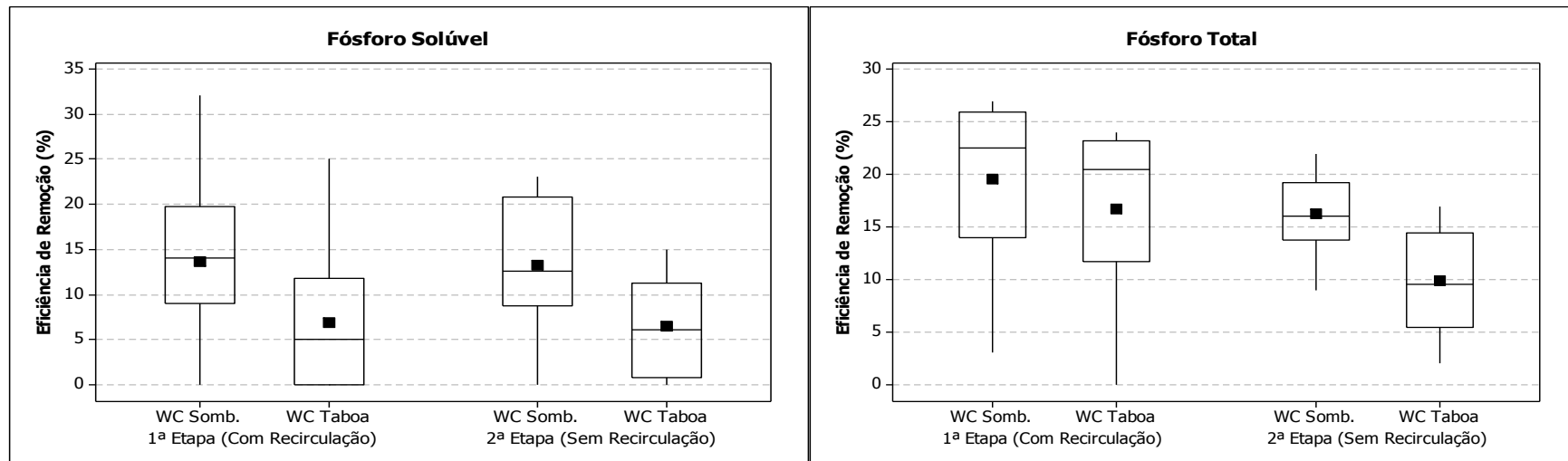


Figura 24 - Gráficos box-plot das eficiências de remoção (Fósforo Solúvel e Total)

Fonte: O Autor.



Fonte: O Autor.

Na presente pesquisa foram encontrados valores de eficiência de remoção, para o parâmetro fósforo solúvel, menores que os apresentados por Mbuligwe (2004) e El-Hamouri *et al.* (2007). Já para o fósforo total, os valores de remoção alcançados são condizentes com os valores encontrados por outros trabalhos (EL-KHATEEB e EL-GOHARY, 2003; e EL-HAMOURI *et al.*, 2007) para sistemas similares atuando sem a recirculação do efluente. Já Sousa *et al.* (2004) encontraram eficiências de redução de 80 a 90% no primeiro ano de monitoramento, 15 a 30% no segundo ano e 15 % no terceiro ano, demonstrando grandes variações para esse parâmetro.

A Resolução CONAMA nº 430/11 não determina nenhum padrão de lançamento para os parâmetros relativos ao fósforo (solúvel e total) quando aplicáveis aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

5.2.5 Temperatura, pH e Alcalinidade

A Tabela 12 mostra os resultados dos parâmetros temperatura, pH e alcalinidade para o efluente do reator UASB e das unidades de *wetlands* construídos com sombrinha-chinesa e taboa nas duas etapas da pesquisa. Os gráficos de box-plot desses parâmetros são apresentados na Figura 25.

Tabela 12 - Estatística descritiva para os parâmetros temperatura, pH e alcalinidade

Estatística ↓ / Parâmetro →		Efluente reator UASB			Efluente WC com Sombrinha Chinesa			Efluente WC com Taboa		
		Temp	pH	Alcal.	Temp	pH	Alcal.	Temp	pH	Alcal.
1ª Etapa	Número de dados	32	32	32	32	32	32	32	32	32
	Mínimo	28,0	7,0	224,0	26,0	7,2	250,0	27,0	7,1	250,0
	Média	30,0	7,4	328,3	29,5	7,4	330,2	28,6	7,5	335,0
	Máximo	32,0	7,9	375,0	32,0	8,0	375,0	31,0	8,0	390,0
	Desvio Padrão	1,1	0,2	30,7	1,4	0,2	25,7	1,2	0,2	22,5
	Coef. de Variação	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1
2ª Etapa	Número de dados	10	10	10	10	10	10	10	10	10
	Mínimo	29,0	7,0	300,0	29,0	6,8	300,0	29,0	6,9	315,0
	Média	30,0	7,2	330,0	29,6	7,3	334,5	29,8	7,3	336,5
	Máximo	31,0	7,4	355,0	31,0	7,7	360,0	31,0	7,6	380,0
	Desvio Padrão	0,8	0,2	18,3	0,7	0,2	23,1	0,8	0,2	18,9
	Coef. de Variação	0,03	0,02	0,06	0,02	0,03	0,07	0,03	0,03	0,06

*Exceto para Número de dados e Coeficiente de variação (-), as unidades são: Temperatura (°C), pH (-) e Alcalinidade (CaCO₃/L)

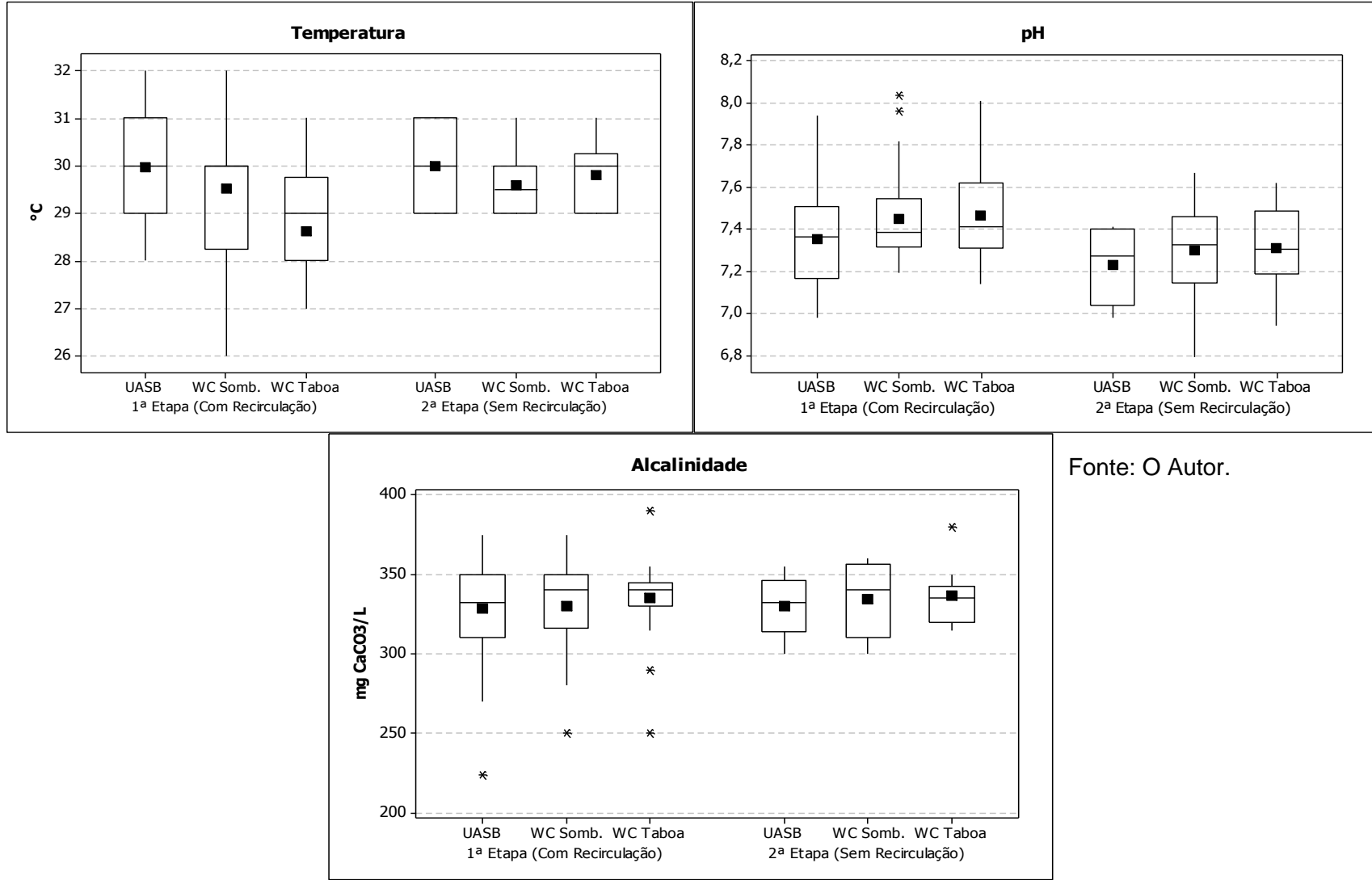
As duas unidades de *wetlands* construídos avaliadas apresentaram valores médios afluentes e efluentes para os parâmetros temperatura, pH e alcalinidade com baixas variações. Não foram apresentadas diferenças significativas (nível de 5% de significância) para os *wetlands* construídos com sombrinha-chinesa e taboa e nem nas etapas com e sem a recirculação do efluente.

Mazzola *et al.* (2004), El-Khateeb *et al.* (2008) e Costa *et al.* (2011) também encontraram pequenas variações dos valores de pH em diferentes unidades de *wetlands* construídos tratando o mesmo efluente em unidades com espécies de macrófitas distinta ou com unidades não plantadas. No entanto, nos trabalhos de Kaseva (2004) e Souza *et al.* (2004) foram observados um aumento nos valores de pH dos efluentes quando comparados aos afluentes.

Grandes variações nos parâmetros de pH e temperatura podem alterar a eficiência dos *wetlands* construídos, pois afetam a ação dos microrganismos e a solubilidade do oxigênio no sistema (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Durante todo o período de análise, os valores encontrados no efluente final atenderam ao padrão de lançamento preconizado na legislação ambiental vigente, para os parâmetros temperatura ($< 40^{\circ}\text{C}$, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deve exceder 3°C no limite da zona de mistura) e pH (entre 5 e 9).

Figura 25 - Gráficos box-plot para os parâmetros temperatura, pH e alcalinidade



Fonte: O Autor.

5.2.6 Desempenho do WC na remoção de Coliformes

A Tabela 13 mostra os resultados dos parâmetros coliformes termotolerantes e totais para o efluente do reator UASB e das unidades de *wetlands* construídos com sombrinha-chinesa e taboa nas duas etapas da pesquisa.

Tabela 13 - Estatística descritiva para os parâmetros coliformes termotolerantes e totais

Estatística ↓ / Parâmetro →		Efluente reator UASB		Efluente WC com Sombrinha-chinesa		Efluente WC com Taboa	
		Colif. Term.	Colif. Totais	Colif. Term.	Colif. Totais	Colif. Term.	Colif. Totais
1ª Etapa	Número de dados	5	5	5	5	5	5
	Mínimo	$1,0 \cdot 10^5$	$3,0 \cdot 10^6$	$4,0 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^6$	$1,0 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^6$
	Média	$9,0 \cdot 10^5$	$6,6 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^5$	$2,8 \cdot 10^6$
	Máximo	$2,0 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^7$	$4,1 \cdot 10^5$	$2,9 \cdot 10^6$	$2,7 \cdot 10^5$	$5,0 \cdot 10^6$
	Desvio Padrão	$8,2 \cdot 10^5$	$3,4 \cdot 10^6$	$1,5 \cdot 10^5$	$7,7 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^5$	$1,3 \cdot 10^6$
	Coef. de Variação	0,9	0,5	0,9	0,4	1,2	0,4
2ª Etapa	Número de dados	5	5	5	5	5	5
	Mínimo	$1,2 \cdot 10^5$	$1,0 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^4$	$1,0 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^4$	$9,0 \cdot 10^5$
	Média	$9,6 \cdot 10^5$	$7,0 \cdot 10^6$	$1,6 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^5$	$2,9 \cdot 10^6$
	Máximo	$2,0 \cdot 10^6$	$1,9 \cdot 10^7$	$4,0 \cdot 10^5$	$2,4 \cdot 10^6$	$2,7 \cdot 10^5$	$7,0 \cdot 10^6$
	Desvio Padrão	$8,2 \cdot 10^5$	$7,6 \cdot 10^6$	$1,5 \cdot 10^5$	$6,1 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^5$	$2,4 \cdot 10^6$
	Coef. de Variação	0,85	1,00	0,93	0,35	0,79	0,83

*Exceto para Número de dados e Coeficiente de variação (-) a unidade é NMP/100mL.

As concentrações de coliformes termotolerantes e totais no afluente as unidades de *wetlands* construídos foram da ordem de 10^5 e 10^6 NMP/100mL, respectivamente. Durante o período da pesquisa foram observadas eficiências de remoção de 0 a 3 ordens de grandeza para os dois parâmetros.

Apesar de não haver um modelo consolidado que estime a remoção de coliformes em sistemas de *wetlands* construídos, já se entende que dentre os mecanismos determinantes estão à temperatura, radiação solar, retenção no meio suporte (raízes das plantas e biofilme), predação e o decaimento natural (KADLEC e KNIGHT, 1996; MARQUES, 1999; USEPA, 2000). No entanto, o tempo de detenção e a taxa de aplicação hidráulica têm sido os principais critérios de projeto empregados para a remoção de coliformes nesses sistemas.

El-Khateeb e El-Gohary (2003) e Souza *et al.* (2004) encontraram em suas pesquisas uma remoção de coliformes termotolerantes de 4 unidades logarítmicas para as unidades de *wetlands* construídos. Nessa pesquisa, foram obtidas remoções inferiores as alcançadas por esses autores, na faixa de 1 a 2 unidades logarítmicas. No entanto, esse resultado confirmam os valores apresentados em outros trabalhos avaliando sistemas similares (BARROS *et al.*, 2008; e CALIJURI *et al.*, 2009). Não foram observadas diferenças significativas para as unidades com macrófitas distintas e nem para as duas etapas da pesquisa para esse parâmetro.

5.3 Aspectos Operacionais e Gerenciais

Durante o período de monitoramento da ETE *Vog Ville* foi possível conhecer e entender a rotina de operação e gerenciamento de um sistema composto por *wetlands* construídos obtendo-se informações importantes que podem auxiliar no desenvolvimento de melhorias e consolidação do processo. Para garantir as condições adequadas de funcionamento desses sistemas devem ser previstas medidas que requerem mão de obra intensa e contínua como: a retirada de vegetação indesejada, a poda e controle das macrófitas do sistema, o manejo da biomassa gerada, o controle do nível dentro das unidades de *wetlands* construídos, dentre outros.

A retirada de vegetação indesejada (capins, forrageiras, ervas daninhas, etc.) que se desenvolvia nos leitos era realizada em média três vezes por semana, devido a sua dispersão e desenvolvimento persistente. A falta de realização dessa tarefa implicava num crescimento demasiado desse tipo de vegetação com conseqüente domínio do leito, provocando a morte das macrófitas utilizadas, além de comprometerem a qualidade do efluente final.

Figura 26 - Presença de vegetação indesejada no leito dos *wetlands* construídos



Fonte: O Autor.

Com relação ao manejo das macrófitas, observou-se que nas unidades com a taboa como espécie de macrófita, ocorria um crescimento mais rápido que a da outra espécie, a sombinha-chinesa, ocasionando numa demanda de poda e produção de resíduo do processo mais intensa. Caso a poda não fosse realizada com a frequência adequada, o vento poderia derrubar as plantas, que após se depositarem no leito, podem vir a devolver os nutrientes que as macrófitas já haviam absorvido e gerar matéria orgânica decomposta que, certamente, contaminará o efluente tratado. Mazzola *et al.* (2004) pesquisando unidades de *wetlands* construídos com macrófitas distintas, também, observaram uma grande produção de biomassa (verde e seca) gerada pela taboa quando comparada a outra espécie avaliada (*Eleocharis sp*) com valores da ordem de, respectivamente, 50,4 t.ha⁻¹ e 5,0 t.ha⁻¹.

A poda das macrófitas era realizada através de cortes numa altura de cerca de 50 a 80 cm (apenas para a espécie taboa) com foices e facões, e/ou retirando manualmente os brotos e plantas que cresciam de maneira irregular e intensa (para as duas espécies). A biomassa removida do leito era disposta na área interna da estação ao lado das unidades de *wetlands* construídos até a chegada de um caminhão que as direcionava para o aterro sanitário.

Figura 27 - Necessidade de poda e disposição da biomassa gerada na ETE



Fonte: O Autor.

Sousa *et al.* (2004) destacam a importância do manejo (poda) adequado das macrófitas para uma absorção de nutrientes mais efetiva e alertam para a possível invasão de outras plantas no leito. Além disso, também apontam que as macrófitas do sistema podem ser utilizadas como material para adubação verde na agricultura, já que as mesmas contêm nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo), sendo uma alternativa sustentável de disposição final.

Apesar da menor necessidade de poda nas unidades de *wetlands* construídos com sombrinha-chinesa, essa espécie apresentou uma densidade de enraizamento maior e, conseqüentemente, uma maior tendência a colmatagem do meio filtrante. Nessas unidades também se pode observar a dificuldade de acesso do operador ao interior do leito para a remoção de vegetação indesejada e macrófitas caídas, devido a grande dispersão e crescimento irregular apresentada por essa espécie de macrófita.

Durante o período de monitoramento do sistema, não houve ocorrências de inundação no leito dos *wetlands* construídos em períodos de chuvas. No entanto, quando a intensidade da chuva era muito grande, o fluxo de escoamento deixava de ser subsuperficial, conforme concebido no projeto, passando a ser superficial. Não registrou-se atração de insetos ou outros animais, e nem a formação de maus odores constantes dentro e nos arredores da estação. O único problema com odores identificado ocorreu no

compartimento de saída do efluente tratado dos *wetlands* construídos, caso não fosse realizada uma limpeza periódica, ocorrendo a formação de um biofilme com odor desagradável.

Figura 28 - Formação de biofilme na caixa de saída (direita) e elevação do nível do efluente dentro dos *wetlands* construídos (esquerda)



Fonte: O Autor.

Vários estudos indicam que o principal problema operacional para sistema de *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial é a colmatção do leito filtrante. Esse processo está relacionado ao acúmulo de sólidos dentro da unidade, ocasiona uma redução da capacidade de infiltração do meio e é, geralmente, associada aos valores de carga orgânica aplicada ao sistema (USEPA, 2000; ROUSSEAU *et al.*, 2004; CASELLES-OSÓRIO e GARCIA, 2007; e RUÍZ *et al.*, 2010).

Existem diferentes valores apresentados na literatura específica para a carga orgânica máxima aceitável, de modo que não se resulte em uma rápida colmatção do meio (USEPA, 2000). Além disso, segundo Ruíz *et al.* (2010), diversos trabalhos têm avaliado o comportamento dos *wetlands* construídos perante ao problema da colmatção, bem como, possíveis soluções, para o que já vem sendo considerado o maior gargalo tecnológico apresentado por esse sistemas.

Na estação em questão, as unidades de *wetlands* construídos avaliadas são constituídas de um leito de distribuição do afluente (zona de entrada) que apresentam duas tubulações guias para a retirada periódica dos sólidos que adentram e acumulam no fundo dessa zona. Desta forma, por meio de um caminhão de sucção, essa tarefa era realizada nos mesmos dias em que era previsto a retirada de lodo do reator UASB (em média a cada dois ou três meses).

No entanto, mesmo com a adoção de um dispositivo de retirada de sólidos que buscava reduzir o tempo de colmatação do leito filtrante, tal fato não pode ser evitado. Com pouco mais de três anos de operação, os *wetlands* construídos já apresentavam sinais de colmatação do meio, principalmente, nas unidades que utilizavam a sombrinha-chinesa como espécie de macrófita. O primeiro terço das unidades apresentaram afloramento do nível do efluente, mesmo assim sem prejudicar, perceptivelmente, a qualidade do efluente.

Por fim, observa-se a grande importância em se discutir a aplicabilidade e limitações associadas aos sistemas de *wetlands* construídos para o desenvolvimento de melhorias e consolidação do processo.

6 CONCLUSÕES

A operação de um sistema composto por reator UASB seguido de *wetlands* construídos permitiu concluir que para o tratamento descentralizado de esgotos, tal sistema demonstrou adequação aos padrões preconizados pela legislação ambiental vigente quanto à remoção de matéria orgânica e sólidos sedimentáveis.

Os resultados do presente trabalho permitiram ainda concluir que:

- O baixo número de pesquisas e experiências científicas que avaliaram sistemas de *wetlands* construídos utilizados para o polimento de efluente de reatores UASB, em escala real, dificulta o desenvolvimento e consolidação dessa técnica, impedindo a sua adoção em larga escala;
- A aplicação da recirculação do efluente nos *wetlands* construídos não proporcionou um aumento de eficiência de remoção nos parâmetros analisados quando comparados à etapa sem a recirculação. Também não foram observados ganhos em termos de qualidade do efluente, visto que ao se comparar as concentrações encontradas no efluente final (ferramenta balizadora da legislação ambiental) não foram observadas diferenças significativas.
- Não foi notada uma grande influência entre a utilização das macrófitas de espécies *Typha sp.* (taboa) e *Cyperus alternifolius* (sombriinha-chinesa) no sistema, e ao se comparar as eficiências de remoção para os parâmetros analisados não foram apresentadas diferenças significativas. No entanto, foi possível observar características operacionais favoráveis e desfavoráveis para o uso de cada espécie.
- Para garantir as condições adequadas de funcionamento de sistemas composto por *wetlands* construídos deve ser prevista uma operação intensa e contínua, principalmente, devido à necessidade do manejo e disposição das macrófitas, retirada de vegetação indesejada e dos problemas relacionados à colmatação do leito filtrante.

7 RECOMENDAÇÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

- Realização de ensaios com traçadores nas unidades de *wetlands* construídos com a finalidade de se determinar a hidrodinâmica existente do sistema, para subsidiar o entendimento de problemas como curtos-circuitos hidráulicos e caminhos preferenciais.
- Recomenda-se uma avaliação das unidades com a utilização de outras espécies de macrófitas, inclusive com a associação de diferentes espécies buscando um maior desempenho na remoção dos parâmetros de interesse.
- Sugere-se a variação das taxas de aplicação superficial e carga orgânicas aplicadas, com valores mais elevados, de forma a avaliar a capacidade do sistema em suportar condições extremas.
- Avaliar a remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes ao longo da extensão das unidades de *wetlands* construídos, para um melhor conhecimento dos mecanismos de remoção de poluentes em tais sistemas.

REFERÊNCIAS

- ÁLVAREZ J.A.; RUÍZ I.; SOTO M. **Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands**. *Ecological Engineering* v. 33, p. 54–67, 2008.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed., Washington, APHA/AWWA/WEF, 2005.
- BARROS P.; RUÍZ I.; SOTO M. **Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community**. *Ecological Engineering* v. 33, p. 142–149, 2008.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 2005.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 2011.
- BRIX, H.; ARIAS, C.A. **The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: new Danish guidelines**. *Ecological Engineering* v. 25, p. 491–500, 2005.
- CALIJURI, M.L. *et al.* **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes**. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental/ Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental* v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.
- CASELLES-OSORIO, A.; GARCIA, J. **Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands**. *Environmental Pollution* v. 146, p. 55–63, 2007.
- CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. 1ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Projeto PROSAB.
- CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. 1ª Edição. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. Projeto PROSAB.
- CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores Anaeróbios**. 2ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; v.5).
- COSTA, J.F.; PAOLI, A.C.; VON SPERLING, M. **Desempenho de wetlands de fluxo horizontal subsuperficial vegetadas e não vegetadas atuando como pós-tratamento de efluente sanitário de reator UASB**. In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2011.
- EL-HAMOURI, B.; NAZIH, J.; LAHJOUJ, J. **Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions**. *Desalination*. v. 215, p. 153–158, 2007.

EL-KHATEEB, M.A.; EL-GOHARY, F.A. **Combining UASB technology and constructed wetland for domestic wastewater reclamation and reuse.** *Water Science and Technology: Water Supply* v. 3, n. 4, p. 201–208, 2003.

EL-KHATEEB, M.A. *et al.* **Use of wetlands as post-treatment of anaerobically treated effluent.** *Desalination* v. 245, p. 50–59, 2009.

EMBASA. **Projeto do Sistema de Tratamento dos Efluentes Sanitários do Condomínio Vog Ville Jockey Club.** Salvador: EMBASA, 2008. Elaborado por Gráfico Empreendimentos LTDA.

GREEN, M. *et al.* **Minimizing land requirement and evaporation in small wastewater treatment systems.** *Ecological Engineering* v. 26, p. 266–271, 2006.

KADLEC, R.H; KNIGHT, R.L. **Treatment wetlands.** Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 893 p., 1996.

KASEVA, M.E. **Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – a tropical study.** *Water Research* v. 37, p. 681–687, 2004.

KIVAIISI, A.K. **The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review.** *Ecological Engineering* v. 16, p. 545–560, 2001.

MARQUES, D. M. **Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial.** In: CAMPOS, J.R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** 1ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 409-435. Projeto PROSAB.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D.M.; 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* v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

MBULIGWE, S.E. **Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater.** *Ecological Engineering* v. 23, p. 269–284, 2004.

METCALF & EDDY INC. **Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse.** 4. Ed. New York, McGraw - Hill Book, 1334 p., 2004.

MIKI, M. K. **Dilemas do UASB.** *Revista DAE*, 183, p. 25-37, 2010.

MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. (Coord.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** 1ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

PELISSARI, C. *et al.* **Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (wetlands contruídos) empregados no tratamento complementar de efluentes de tanque séptico: início de operação.** In: 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2011.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H; CARDIA, W. **O wetland como componente de ECOSAN – Experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical.** In: International Conference on Sustainable Sanitation: “Food and Water Security for Latin America”. Fortaleza, 2007.

PUIGAGUT, J. *et al.* **Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study.** *Ecological Engineering* v. 30, p. 312–319, 2007.

- ROUSSEAU, D.P.L. *et al.* **Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis.** *Ecological Engineering* v. 23, p. 151–163, 2004.
- RUIZ, I. *et al.* **Solids hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester-constructed wetlands system.** *Ecological Engineering* v. 36, p. 1007–1016, 2010.
- SINGH, S. *et al.* **Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal – A model for DEWATS.** *Ecological Engineering* v. 35, p. 654–660, 2009.
- SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2008). **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto – 2010. Parte I: Texto – Visão geral da prestação dos serviços.** Ministério das Cidades/SNSA/PMSS. 2012.
- SOUSA, J.T. *et al.* **Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas *wetlands* construídos.** *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.
- SOUSA, J.T. *et al.* **Utilização de *wetland* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB.** *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental/ Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental* v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.
- STOTTMEISTER, U. *et al.* **Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment.** *Biotechnology Advances* v. 22, p. 93–117, 2003.
- USEPA. **Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A technology assesment.** United States Environmental Protection Agency. 87 p., 1993.
- USEPA. **Constructed *wetlands* treatment of municipal wastewaters.** United States Environmental Protection Agency. 154 p., 2000.
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande – Paraíba. 1994.
- VERHOEVEN, J.T.A.; MEULEMAN, A.F.M. **Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations.** *Ecological Engineering* v. 12, p. 5–12, 1999.
- VYMAZAL, J. **The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience.** *Ecological Engineering* v. 18, p. 633–646, 2002.
- VYMAZAL, J. **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.** *Ecological Engineering* v. 25, p. 478–490, 2005.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).