

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE
WETLANDS HORIZONTAIS SUBSUPERFICIAIS
COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE
REATORES UASB

Filipe Lima Dornelas

Belo Horizonte

2008

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE WETLANDS
HORIZONTAIS SUBSUPERFICIAIS COMO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES
UASB**

Filipe Lima Dornelas

Filipe Lima Dornelas

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE WETLANDS
HORIZONTAIS SUBSUPERFICIAIS COMO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES
UASB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Marcos von Sperling

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2008

Aos meus pais Luiz e Aparecida

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Marcos, pela confiança que em mim depositou durante todo o período de estudo, pelas opiniões sempre precisas e enriquecedoras e por ter se tornado, para mim, uma referência nos aspectos pessoal e profissional.

Aos meus pais Luiz e Aparecida, meus irmãos Ramon e Mateus e minha namorada Helena pelo apoio incondicional e paciência em todos os momentos.

Ao Matheus Boechat pela dedicação constante e disposição que foram essenciais para a realização do presente trabalho.

Aos grandes amigos e irmãos moradores da república Anderson, Adieliton e André, pela compreensão, apoio, companheirismo e paciência para me aturar durante esses anos de convivência. Esse trabalho também é dedicado a vocês.

Aos muitos amigos feitos no mestrado, em especial ao Paulo e Raquel, pelos momentos verdadeiramente marcantes que consagraram e firmaram nossa amizade.

À Sílvia pelo interesse em meu trabalho, paciência e disposição constante para me ajudar.

Ao “Seu” Raimundo pela dedicação e grande esforço em manter o funcionamento de todos os aparatos experimentais do Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento - CEPTS.

À COPASA pelo apoio técnico durante todo o período de experimento de campo.

Ao CNPq, pela disponibilização de bolsa de pesquisa que, por sua vez, permitiu, de forma direta, a construção da presente obra.

E à todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho.

RESUMO

Um sistema composto por um reator anaeróbio do tipo UASB seguido de duas wetlands horizontais de fluxo subsuperficial construídas em paralelo foi avaliado para o tratamento de águas residuárias geradas na cidade de Belo Horizonte, Brasil (50 habitantes para cada unidade). Uma unidade foi plantada com taboas (*Typha latifolia*) e a outra não foi vegetada. Amostras do esgoto bruto, do efluente do reator UASB e do efluente das unidades de wetlands foram coletadas por um período de oito meses.

O efluente final apresentou excelente qualidade em termos de matéria orgânica e sólidos suspensos, mas apresentou baixa capacidade de remoção de nutrientes. Valores médios de concentração para as unidades plantadas e não plantadas foram, respectivamente: DBO: 15 e 19 mg/L; DQO: 42 e 64 mg/L; SST: 3 e 5 mg/L; NT: 27 e 33 mg/L; N-NH₃: 25 e 29 mg/L; P Total: 1.2 e 1.5 mg/L; Coliformes Totais: $9,0 \times 10^5$ e $2,0 \times 10^6$ NPM/100 mL; *E. coli*: $1,3 \times 10^5$ e $4,6 \times 10^5$ NPM/100 mL. A wetland plantada apresentou concentrações efluentes e eficiências de remoção significativamente (Wilcoxon matched-pairs test) melhores em relação à unidade plantada para a maioria dos constituintes.

O presente estudo mostrou que wetlands horizontais de fluxo subsuperficial construídas podem efetivamente tratar o efluente de reatores anaeróbios, sendo capazes de atingir a maioria dos padrões de lançamento de matéria orgânica e sólidos suspensos.

ABSTRACT

A system comprised by a UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactor followed by two horizontal subsurface-flow constructed wetlands in parallel was evaluated for the treatment of the wastewater generated in the city of Belo Horizonte, Brazil (50 inhabitants each unit). One unit was planted (*Typha latifolia*) and the other was unplanted. Influent and effluent samples were collected for a period of seven months.

The final effluent had an excellent quality in terms of organic matter and suspended solids, but showed a lower capacity for removing nutrients. Mean effluent concentrations for the planted and unplanted units were, respectively: BOD: 15 and 19 mg/L; COD: 42 and 64 mg/L; TSS: 3 and 5 mg/L; TN: 27 and 33 mg/L; N-NH₃: 25 and 29 mg/L; P Total: 1.2 and 1.5 mg/L; Total Coliforms: $9,0 \times 10^5$ e $2,0 \times 10^6$ MPN/100 mL; *E. coli*: $1,3 \times 10^5$ e $4,6 \times 10^5$ MPN/100 mL. The planted wetland presented effluent concentrations and removal efficiencies significantly (Wilcoxon matched-pairs test) better than the unplanted unit for most constituents.

The study shows that horizontal subsurface-flow constructed wetlands can effectively treat the effluent from UASB reactors, being capable of complying with most discharge standards for organic matter and suspended solids.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	X
LISTA DE TABELAS.....	XIII
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	XIV
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	4
3.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DE WETLANDS CONSTRUÍDAS.....	4
3.2 SISTEMAS DE WETLANDS DE FLUXO SUPERFICIAL (WFS).....	5
3.3 SISTEMAS DE WETLANDS DE FLUXO SUBSUPERFICIAL (WFSS).....	6
3.3.1 <i>Wetlands Verticais de Fluxo Subsuperficial (WVFSS)</i>	6
3.3.2 <i>Wetlands Horizontais de Fluxo Subsuperficial (WVFSS)</i>	7
3.4 UTILIZAÇÃO DE PLANTAS EM WETLANDS CONSTRUÍDAS	10
3.4.1 <i>Preliminares</i>	10
3.4.2 <i>Plantas em Wetlands Horizontais Subsuperficiais</i>	11
3.5 MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM WETLANDS CONSTRUÍDAS	14
3.6 MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM WETLANDS HORIZONTAIS SUBSUPERFICIAIS	16
3.6.1 <i>Processos Biológicos</i>	16
3.6.2 <i>Processos Químicos</i>	17
3.6.3 <i>Processos Físicos</i>	18
3.6.4 <i>Limitações dos mecanismos de remoção em wetlands horizontais subsuperficiais</i>	18
3.6.5 <i>Limitações hidrológicas</i>	18
3.7 REMOÇÃO DE POLUENTES EM WETLANDS HORIZONTAIS SUBSUPERFICIAIS	19
3.7.1 <i>Matéria orgânica</i>	19
3.7.2 <i>Sólidos</i>	20
3.7.3 <i>Nitrogênio</i>	21
3.7.4 <i>Fósforo</i>	25
3.7.5 <i>Patógenos</i>	29
3.7.6 <i>Metais</i>	29
3.8 WETLANDS HORIZONTAIS SUBSUPERFICIAIS COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB	30
4 MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1 LOCAL DA UNIDADE EXPERIMENTAL.....	32
4.2 DESCRIÇÃO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO	33
4.2.1 <i>Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente – UASB</i>	33
4.2.2 <i>Sistema de wetlands horizontais subsuperficiais</i>	35
4.3 PLANTIO E MANUTENÇÃO DA VEGETAÇÃO	42
4.4 ANÁLISES E ENSAIOS LABORATORIAIS.....	43
4.4.1 <i>Amostragem e acondicionamento das amostras</i>	43
4.4.2 <i>Efluentes</i>	44
4.4.3 <i>Meio filtrante</i>	46
4.4.4 <i>Plantas</i>	47
4.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	47
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5.1 OPERAÇÃO DO SISTEMA	48
5.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS	48
5.2.1 <i>Crescimento e desenvolvimento da cobertura vegetal</i>	48

5.2.2	<i>Evapotranspiração</i>	57
5.2.3	<i>Análise do tecido vegetal</i>	59
5.3	EFLUENTES	60
5.3.1	<i>Resumo dos resultados</i>	60
5.3.2	<i>Matéria orgânica</i>	64
5.3.3	<i>Sólidos</i>	68
5.3.4	<i>Alcalinidade e pH</i>	73
5.3.5	<i>Nutrientes</i>	74
5.3.6	<i>Coliformes</i>	81
5.3.7	<i>Metais</i>	83
5.4	MEIO FILTRANTE	84
5.4.1	<i>Análise da porosidade e da granulometria</i>	84
5.4.2	<i>Análise da composição química</i>	85
5.4.3	<i>Lixiviação e solubilização</i>	88
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	91
7	REFERÊNCIAS	94

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Wetlands horizontais de fluxo superficial	06
Figura 3.2 – Wetlands verticais de fluxo subsuperficial	07
Figura 3.3 – Wetlands horizontais de fluxo subsuperficial	08
Figura 4.1 – Vista aérea da ETE Arrudas com destaque para a localização do CePTS	32
Figura 4.2 – Reator UASB com destaque para o ponto de amostragem e medição de vazão	33
Figura 4.3 – Aparato para a distribuição de vazão	34
Figura 4.4 – Tubulações para medição e controle da vazão afluyente às wetlands	35
Figura 4.5 – Planta do sistema de wetlands horizontais subsuperficiais	38
Figura 4.6 – Corte do sistema de wetlands horizontais subsuperficiais	38
Figura 4.7 – Unidades de wetlands em construção com destaque para o muro de alvenaria impermeabilizado o fundo de argila compactada e a geomembrana cobrindo os taludes	39
Figura 4.8 – Tubulação de distribuição do afluyente nas unidades de wetlands com destaque para os furos ao longo de seu comprimento	39
Figura 4.9 – Processo construtivo do leito de pedra de mão destacando sua granulometria	40
Figura 4.10 – Vista dos leitos filtrantes do sistema de wetlands horizontais subsuperficiais	40
Figura 4.11 – Leito de drenagem com destaque para a tubulação utilizada para limpeza	41
Figura 4.12 – Poço de visita com destaque para as tubulações de coleta de amostras medição de vazão	42
Figura 4.13 – Esquema mostrando as unidades de tratamento que compõem o sistema e os pontos de coleta de amostras	44
Figura 4.14 – Ponto de coleta no reator UASB e amostragem no poço de visita do sistema de wetlands	44
Figura 5.1 – Disposição das plantas durante o plantio no leito filtrante	49
Figura 5.2 – Surgimento dos primeiros brotos e rizomas na superfície do leito filtrante	49
Figura 5.3 – Crescimento e desenvolvimento das plantas em setembro e outubro de 2007	50
Figura 5.4 – Crescimento dos brotos a partir da planta original e áreas onde não crescimento	50
Figura 5.5 – Histórico fotográfico do crescimento das plantas no mês de novembro	51
Figura 5.6 – Espécime retirado do leito para medição das partes anatômicas	52
Figura 5.7 – Reposição do espécime medido no leito com destaque para o afloramento do efluente	52

Figura 5.8 – Áreas sem vegetação e após haver o replantio de espécimes do próprio leito	53
Figura 5.9 – Primeiras flores da cultura de taboa	53
Figura 5.10 – Características das plantas nos meses de dezembro de 2007 e janeiro de 2008	54
Figura 5.11 – Sintomas de toxidade nos espécimes localizados no início do leito	54
Figura 5.12 – Poda da vegetação e retirada da biomassa verde.....	55
Figura 5.13 – Parte da biomassa em decomposição no leito e plantas oportunistas no leito da unidade controle	55
Figura 5.14 – Dispersão das sementes e disposição das mesmas na superfície do leito	56
Figura 5.15 – Característica da vegetação nos meses de março e abril de 2008	56
Figura 5.16 – Vazões de entrada e saída do sistema de wetlands	58
Figura 5.17 – Percentagem de perda de água nas unidades de wetlands	59
Figura 5.18 – Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands	65
Figura 5.19 – Box-plots das eficiências obtidas pelo reator UASB e pelas unidades de wetlands	66
Figura 5.20 – Séries temporais para as concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands	66
Figura 5.21 – Distribuição de frequência para as concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands	66
Figura 5.22 – Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands	69
Figura 5.23 – Box-plots das eficiências obtidas pelo reator UASB e pelas unidades de wetlands	69
Figura 5.24 – Séries temporais para as concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands	69
Figura 5.25 – Distribuição de frequência para as concentrações efluentes de SST para UASB e unidades de wetlands	70
Figura 5.26 – Box-plots de concentração efluentes e eficiência do sistema	72
Figura 5.27 – Série temporal das concentrações efluentes de turbidez	72
Figura 5.28 – Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands	74
Figura 5.29 – Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands	75
Figura 5.30 – Box-plots das eficiências obtidas pelo reator UASB e pelas unidades de wetlands	76
Figura 5.31 – Séries temporais para as concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands.	76
Figura 5.32 – Box-plots e série temporal das concentrações efluentes do reator UASB e wetlands	76

Figura 5.33 – Box-plots e série temporal das concentrações efluentes do reator UASB e wetlands	77
Figura 5.34 – Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands	80
Figura 5.35 – Box-plots das eficiências obtidas pelo reator UASB e pelas unidades de wetlands	80
Figura 5.36 – Séries temporais para as concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands	80
Figura 5.37 – Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands	82
Figura 5.38 – Box-plots das eficiências obtidas pelo reator UASB e pelas unidades de wetlands	82
Figura 5.39 – Concentrações afluentes e efluentes de metais no sistema UASB + wetlands	84
Figura 5.40 – Relação do material entre a abertura da malha das peneiras e o material peneirado em percentagem	85
Figura 5.41 – Difratoograma interpretado da amostra Escória verde	86
Figura 5.42 – Difratoograma interpretado da amostra Escória cinza	87
Figura 5.43 – Difratoograma interpretado da amostra Escória preta	87
Figura 5.44 – Concentrações médias de metais solubilizados da escória de alto forno	89
Figura 5.45 – Concentrações médias de metais lixiviados da escória de alto forno	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 – Características operacionais dimensionadas para cada unidade de wetland horizontal	37
Tabela 4.2 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados	45
Tabela 5.1 – Seqüência de eventos durante o período de experimento	48
Tabela 5.2 – Evolução do desenvolvimento das taboas antes e depois da poda	56
Tabela 5.3 – Resultados médios de vazões de entrada e saída das wetlands	57
Tabela 5.4 – Análise de macro e micronutrientes do tecido vegetal das taboas	59
Tabela 5.5 – Concentração média e desvio padrão dos parâmetros de qualidade do efluente	61
Tabela 5.6 – Eficiências médias de remoção de concentração (%)	62
Tabela 5.7 – Eficiências médias de remoção de carga (%)	64
Tabela 5.8 – Estatística descritiva dos parâmetros relativos à matéria orgânica	64
Tabela 5.9 – Estatística descritiva dos parâmetros relativos aos sólidos em suspensão	68
Tabela 5.10 – Estatística descritiva dos parâmetros relativos à turbidez	71
Tabela 5.11 – Estatística descritiva dos parâmetros relativos à alcalinidade e pH	73
Tabela 5.12 – Estatística descritiva dos parâmetros relativos ao nitrogênio	74
Tabela 5.13 – Estatística descritiva dos parâmetros relativos ao fósforo	78
Tabela 5.14 – Estatística descritiva dos parâmetros relativos aos coliformes	81
Tabela 5.15 – Análise das concentrações (mg/L) de metais dos efluentes do reator UASB e das duas wetlands	83
Tabela 5.16 – Identificação de Fases por Difração de Raios-X	86
Tabela 5.17 – Concentrações medias dos metais analisados	88

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

WC	Wetland construída
WFS	Wetland de fluxo superficial
WFSS	Wetland de fluxo subsuperficial
WHFSS	Wetland horizontal de fluxo subsuperficial
WVFSS	Wetland vertical de fluxo subsuperficial
ITRC	Interstate Technology e Regulatory Council
EPA	Environment Protection Agency
CT	Coliformes totais
EAF	Escória de alto-forno
COPAM	Conselho de Política Ambiental do estado de Minas Gerais
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPASA	Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de tratamento de esgoto
OD	Oxigênio dissolvido
SSV	Sólidos em suspensão voláteis
SST	Sólidos em suspensão totais
TAS	Taxa de aplicação superficial
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais

1 INTRODUÇÃO

Em função da rápida e crescente urbanização e da necessidade de opções adequadas de tratamento de águas residuárias e de baixo custo, os reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), como tecnologia amplamente estudada, mostra-se como uma opção apropriada para o tratamento de efluentes domésticos em países tropicais em desenvolvimento (STEEN *et al.*, 1999; CHERNICHARO, 2007).

Rijs e Veentra (1990) reportam sobre as vantagens do reator UASB na produção de biogás, no baixo consumo energético e na baixa produção de lodo. As desvantagens dos reatores UASB são a necessidade adicional de tratamento para o polimento e para redução da carga de poluição no efluente, especialmente em termos de matéria orgânica.

Assim sendo, uma das tecnologias mais promissoras para o pós-tratamento de águas residuárias pré-tratadas anaerobiamente, e que podem ser aplicadas a países em desenvolvimento como o Brasil, é o sistema de wetlands construídas.

Wetlands naturais são ecossistemas onde o terreno encontra-se saturado e submerso em água por tempo suficiente para manter a sobrevivência de uma comunidade vegetal. Os pântanos, mangues e brejos são exemplos naturais de wetlands. Uma wetland construída (WC) é aquela cuja finalidade específica é o controle da poluição e o manejo de resíduos em um local diferente de onde existe uma wetland natural (USEPA, 1993).

Comparado com sistemas de tratamento convencionais, as wetlands construídas são de baixo custo, de fácil operação e manutenção, e têm um grande potencial para aplicação em países em desenvolvimento, particularmente em pequenas comunidades rurais (KIVAISI, 2001).

Dentre as wetlands construídas destacam-se as wetlands horizontais de fluxo subsuperficial que é um conceito largamente aplicado e potencialmente promovem tratamento satisfatório, quando dimensionadas corretamente e se utilizam materiais adequados para sua construção e operação. No entanto, são necessárias mais pesquisas a respeito dessa tecnologia já que ainda existem várias lacunas no que diz respeito ao conhecimento de seu funcionamento para, assim, prover os engenheiros de modelos e detalhes mais previsíveis (COLE, 1998).

Para este propósito, duas wetlands horizontais subsuperficiais foram construídas como pós-tratamento de efluentes de um reator UASB na Estação Experimental do Arrudas na cidade de Belo Horizonte - MG. Ambas foram preenchidas com escória de alto forno e tratavam uma vazão equivalente a uma população de 50 habitantes cada.

Este trabalho descreve a análise da utilização dessa tecnologia na qual, quantitativamente, mostra o papel de uma unidade plantada (*Typha latifolia*) e outra não plantada na remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo total, fosfato e coliformes fecais de águas residuárias municipais. Foram analisados também o crescimento e desenvolvimento da cultura de taboa, espécime vegetal utilizado na unidade plantada ao longo do experimento.

Como ambas as unidades de tratamento foram preenchidas com um subproduto da produção do ferro gusa (a escória de alto-forno), este material foi caracterizado quanto à sua composição química e potencial capacidade de prover alteração nas características das águas residuárias em tratamento nas wetlands.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

Avaliar o comportamento de um sistema composto por wetlands horizontais subsuperficiais plantadas e não plantadas, atuando como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.

2.2 *Objetivos específicos*

- Avaliar o desempenho na remoção de DBO₅, SST, SSV, SSF, Turbidez, NT, N Amoniacal, Nitrato, PT, P fosfato, Alcalinidade, Coliformes Totais e *E. coli* de uma wetland horizontal subsuperficial não plantada situada após reator UASB.
- Avaliar o desempenho na remoção de DBO₅, SST, SSV, SSF, Turbidez, NT, N Amoniacal, Nitrato, PT, P fosfato, Alcalinidade, Coliformes Totais e *E. coli* de uma wetland horizontal subsuperficial plantada com *Typha latifolia* (taboa) situada após reator UASB.
- Comparar o desempenho da unidade plantada em relação à unidade não plantada na remoção de DBO₅, SST, SSV, SSF, Turbidez, NT, N Amoniacal, Nitrato, PT, P fosfato, Alcalinidade, Coliformes Totais e *E. coli*.
- Avaliar o desenvolvimento das plantas no que diz respeito ao crescimento da parte aérea, das raízes, formação de propágulos e conteúdo de nutrientes no tecido vegetal.
- Avaliar a utilização da escória siderúrgica como meio filtrante em wetlands horizontais subsuperficiais plantadas e não plantadas.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 *Características gerais de wetlands construídas*

Wetlands naturais são definidas como terras onde a superfície da água está próxima ou na superfície do terreno por tempo suficiente, ao longo do ano, para manter o solo em condições saturadas para a vegetação relacionada.

Uma *wetland* construída (WC) é aquela cuja finalidade específica é o controle da poluição e o manejo de resíduos em um local diferente de onde existe uma *wetland* natural (USEPA, 1993). Em suma, é a simulação de um ecossistema natural reproduzido em um ambiente distinto onde mecanismos básicos de ecologia são manipulados através de princípios de engenharia civil e sanitária. Assim sendo, o mecanismo de tratamento das WC é baseado em *wetlands* naturais, onde microorganismos, plantas e animais nativos trabalham juntos para reduzir os poluentes da água. Para maximizar a eficiência do tratamento, as formas como esses mecanismos ocorrem precisam ser mais bem entendidas. A continuidade das pesquisas nesse sentido é de suma importância para promover a melhoria do tratamento sistemas desse tipo.

De toda forma, tais sistemas estão entre uma das mais eficientes tecnologias recentemente comprovadas para o tratamento de águas residuárias. Comparado com sistemas de tratamento convencionais, as *wetlands* construídas são de baixo custo, de fácil operação e manutenção, e tem um grande potencial para aplicação em países em desenvolvimento, particularmente em pequenas comunidades rurais. Porém, estes sistemas ainda não se encontram muito difundidos, devido à falta de conhecimentos técnicos e peritos locais para o desenvolvimento dessa tecnologia (KIVAISI, 2001).

As *wetlands* construídas possuem uma série de vantagens como: (1) são relativamente baratas para se construir e operar, (2) de fácil manutenção, (3) fornecem tratamento efetivo e seguro de águas residuárias, (4) são relativamente tolerantes a variações hidráulicas e de cargas de contaminantes e (5) fornecem benefícios indiretos como área verde, habitats para a vida selvagem e áreas recreativas e educacionais.

As desvantagens são: (1) demanda de área para construção (custo e disponibilidade satisfatórios de área), (2) as recorrentes imprecisões para os critérios de design e operação, (3)

a complexidade biológica e hidrológica do sistema e a falta de conhecimento da dinâmica dos processos de tratamento, (4) os custos dos meios de enchimento e (5) possíveis problemas com pragas nas tipologias superficiais. Mosquitos e outras pragas poderiam ser um problema para sistemas de *wetlands* imprópriamente projetados e operados, principalmente as *wetlands* do tipo superficial, citadas mais adiante (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Os sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas residuárias podem ser classificadas como: *Wetlands* de Fluxo Superficial (WFS) e *Wetlands* de Fluxo Subsuperficial (WFSS).

Como observado, está sendo adotado para designar o sistema natural de tratamento, objeto do presente estudo, o termo em inglês *Wetlands* que, em livre tradução significa *Terras Úmidas*. Muitos outros nomes são utilizados em língua portuguesa tais como: leitos cultivados, leitos plantados, filtros plantados com macrófitas, alagados construídos, dentre outros. Optou-se por utilizar a terminologia em inglês por já se encontrar bastante difundida no meio científico e por representar de forma geral todas aquelas adotadas em português.

3.2 Sistemas de *Wetlands* de Fluxo Superficial (WFS)

Em sistemas de WFS, a lâmina d'água encontra-se acima da superfície do solo e as plantas se apresentam enraizadas na camada de sedimento na base da coluna de água. Esteticamente são bastante semelhantes às *wetlands* naturais e são muito apropriadas para o tratamento de efluentes secundários e terciários e também, de certa forma, prover habitat à eventuais espécimes de vida selvagem.

O ambiente nos sistemas de WFS é geralmente aeróbio próximo à superfície da água, tendendo para condições anóxicas em direção ao fundo da unidade de tratamento.

O biofilme microbiano cresce em toda superfície disponível das plantas e é o mecanismo principal de remoção de poluentes. As *Wetlands* de Fluxo Superficial normalmente exibem mais biodiversidade que os sistemas de Fluxo Subsuperficial. Na FIG. 3.1 está representada uma *wetland* horizontal de fluxo superficial.



FIGURA 3.1 – Wetland horizontal de fluxo superficial

3.3 Sistemas de Wetlands de Fluxo Subsuperficial (WFSS)

Há dois tipos de sistemas de *wetlands* de fluxo subsuperficial: *Wetlands* Verticais de Fluxo Subsuperficial (WVFSS) e *Wetlands* Horizontais de Fluxo Subsuperficial (WHFSS).

3.3.1 Wetlands Verticais de Fluxo Subsuperficial (WVFSS)

São sistemas preenchidos com um leito filtrante plantado com plantas emergentes. O efluente a ser tratado é distribuído homogeneamente na superfície do leito, infiltrando e percolando através do meio poroso. Sua coleta ocorre no fundo da unidade através de um sistema de drenagem. Diferentemente dos dois sistemas descritos anteriormente, este sistema é alimentado de forma intermitente, por meio de bateladas, com águas residuárias pré-tratadas ou não.

Sistemas como este são atraentes em casos específicos, onde outros não podem ser facilmente aplicados. Apesar de sua elevada eficiência em termos de remoção de matéria orgânica e

amônia, sua eficiência é menor com relação ao fósforo. A FIG. 3.2 mostra o sistema de WVFSS funcionando em série.



FIGURA 3.2 – Wetland vertical de fluxo subsuperficial

3.3.2 Wetlands Horizontais de Fluxo Subsuperficial (WVFSS)

Objeto de estudo do presente trabalho, tais sistemas não se assemelham a *wetlands* naturais já que não possuem camada de água aparente. Estas possuem um leito cujo meio (britas, pedras de dimensões reuzidas, cascalho, areia ou solo) é plantado com macrófitas aquáticas. Quando operadas e dimensionadas corretamente, as águas residuárias se mantêm abaixo da superfície do leito e fluem em contato com as raízes e rizomas das plantas e, assim, não ficam visíveis ou disponíveis à vida selvagem ou com o contato direto do operador do sistema (USEPA, 2000).

Os sistemas de *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial são constituídos por tanques permeáveis com camada inferior impermeável para prevenir a contaminação do lençol freático e conter o substrato que suporta o crescimento das macrófitas e do biofilme bacteriano.

Os microrganismos desenvolvem-se aderidos à superfície do material do meio suporte, do caule e das raízes das plantas e dos sólidos em suspensão acumulados no sistema. O efluente flui longitudinalmente e é submetido ao tratamento durante o contato com a superfície do substrato e com os rizomas e raízes que são locais de concentração do biofilme bacteriano

decompositor do material orgânico. A oxidação do meio é feita, dependendo da espécie vegetal cultivada, via rizomas das plantas e por difusão do ar atmosférico na superfície do meio suporte, possibilitando a formação de locais aeróbios e anaeróbios no interior da unidade de tratamento (MATOS e LO MONACO, 2003). Na FIG. 3.3 está representada uma *wetland* horizontal de fluxo subsuperficial e o seu funcionamento.

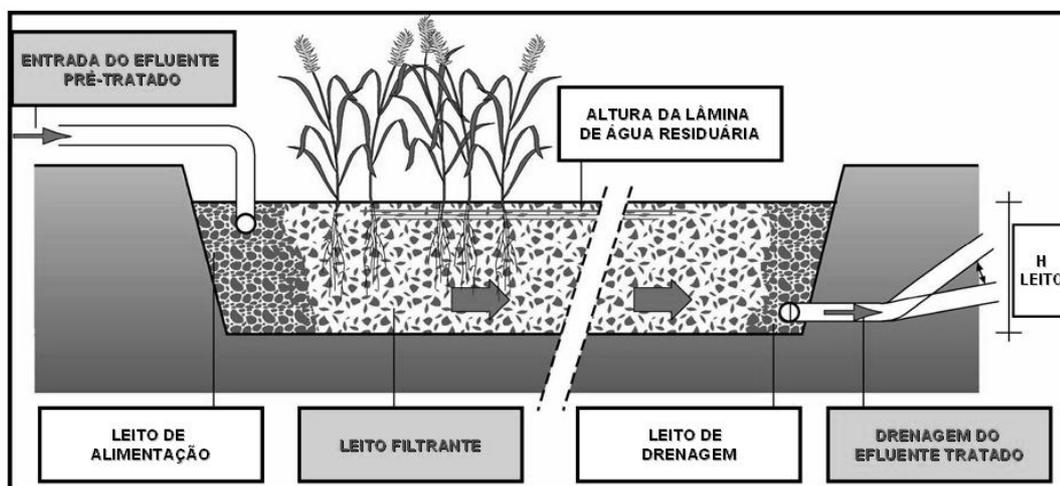


FIGURA 3.3 – Representação hidráulica das Wetlands horizontais de fluxo subsuperficial

As *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial utilizadas para o tratamento de águas residuárias foram primeiramente empregadas como tecnologia na Europa Ocidental em pesquisas conduzidas por Seidel (1966), *apud* USEPA (1993) no começo dos anos 80, e por Kickuth (1977), *apud* USEPA (1993), no final da década de 70 e início dos anos oitenta.

O conceito de WHSS desenvolvido por Seidel caracterizava este sistema como uma série de leitos compostos de areia ou pedregulho que apoiavam uma vegetação aquática emergente como Taboa (*Typha*), Junco (*Scirpus*) e canas (*Phragmites*).

Na maioria dos casos, o caminho do fluxo era vertical para cada célula com um dreno no fundo conduzindo o efluente para a célula seguinte. No entanto, eram necessários melhores desempenhos na remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), Sólidos em Suspensão Totais (SST), Nitrogênio, Fósforo e materiais orgânicos mais complexos. Sendo assim, Kickuth propôs o uso de solos mais coesos ao invés de areia ou pedregulho e a vegetação usada era preferencialmente *Phragmites*, sendo o fluxo direcionado horizontalmente através do meio.

A teoria de Kickuth sugeria que o crescimento, o desenvolvimento e a morte das raízes e rizomas das plantas abririam canais preferenciais para o fluxo, de forma que a condutividade hidráulica de um solo argiloso, por exemplo, seria convertida gradualmente para a equivalente à de um solo arenoso. Isto permitiria um fluxo através do meio a taxas razoáveis e também uma eventual vantagem da capacidade adsortiva do substrato para o fósforo e outros materiais.

Como resultado, antes dos anos 90, aproximadamente 500 destes leitos tinham sido construídos na Alemanha, Dinamarca, Áustria e Suíça. Os tipos de sistemas em operação incluíam desde unidades familiares locais, como também sistemas maiores tratando águas residuárias municipais e industriais. No início de 1985, vários desses sistemas foram construídos na Grã Bretanha baseados nos conceitos de Kickuth, mas em muitos casos era utilizado cascalho como meio filtrante no lugar de solos mais coesos (BOON, 1985 *apud* USEPA 1993) devido a preocupações em termos de condutividade hidráulica.

Muitas destas unidades foram construídas com um fundo inclinado (0.5 a 1%) e uma superfície plana. O propósito do fundo inclinado era prover suficiente gradiente hidráulico para assegurar o fluxo subsuperficial no leito. A superfície superior plana permitiria inundação temporária como uma medida de controle de erva daninha, sacrificando eventuais plantas indesejáveis. Alguns destes sistemas também foram confeccionados com uma saída ajustável através do qual se permitia a fácil manutenção do nível de água desejado no leito (COOPER e HOBSON, 1990 *apud* USEPA, 1993).

As WHFSS possuem muitas vantagens sobre as *wetlands* de fluxo superficial. *Wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial demonstram taxas mais elevadas de remoção de contaminante por unidade de área em relação às *wetlands* de fluxo superficial. O substrato provê mais área superficial para o crescimento de biofilme bacteriano, resultando em um aumento na eficiência de tratamento e, assim, resultar em uma *wetland* menor (USEPA 2000). Se a superfície da água é mantida abaixo da superfície do meio, há menor risco de odores, ausência de mosquitos e outros insetos vetores, e o mínimo risco de exposição da população ou animais ao contato direto com a água residuária (USEPA 1993).

Muitos efluentes industriais que contêm substâncias perigosas também podem ser tratados em WHFSS com o mínimo risco ecológico devido à ausência de exposição. *Wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial são mais aplicáveis para operação em clima frio em relação às

wetlands de fluxo superficial, pois aquelas são mais isoladas pelo substrato filtrante e pelos restos de planta acumulados na superfície do leito (ITRC 2003). Da mesma forma, as *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial são mais acessíveis para manutenção porque não há água residuária aparente na superfície das unidades de tratamento (ITRC 2003). Todavia, WHFSS são mais bem aplicadas para efluentes com concentrações relativamente baixas de sólidos, para prevenir a colmatção do substrato (USDA 1995).

Centenas de *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial operam na Europa e nos EUA. Da mesma forma são preferidos, pois são consideradas como tecnologias simples e de condições operacionais seguras (ITRC 2003). No Brasil, tais sistemas começaram a operar na década de 80, segundo SALATI (1999) e as pesquisas estão em franco desenvolvimento.

3.4 Utilização de plantas em *wetlands* construídas

3.4.1 Preliminares

Inúmeras são as plantas, ou macrófitas (plantas vasculares cujos tecidos são visíveis), que podem ser empregadas em *wetlands* construídas. O termo macrófita inclui desde as plantas aquáticas vasculares (angiospermas, como exemplo clássico cita-se a taboa – *Typha spp.*) até algumas algas cujos tecidos podem ser visivelmente identificados. As macrófitas, como todos os outros organismos fotoautotróficos, utilizam energia solar para assimilar carbono inorgânico da atmosfera na produção de matéria orgânica que servirá de fonte de energia para seres heterotróficos – animais, bactérias e fungos (BRIX, 1997).

Sua escolha, basicamente, está relacionada à tolerância da planta quanto a ambientes saturados de água (ou esgoto), ao seu potencial de crescimento, à presença dessas plantas nas áreas onde o sistema será implantado, pois assim as macrófitas estarão adaptadas às condições climáticas da área em questão, além do custo para o plantio e manutenção (poda regular, reaproveitamento, etc.) (IWA Specialist Group on Use of Macrophytes, 2000).

Ao longo das últimas décadas, quando se intensificaram os estudos e as aplicações de sistemas de *wetlands* construídas, muitas foram as ações atribuídas às macrófitas para o tratamento de águas residuárias, dentre elas (BRIX, 1997 e 1994):

- Os efeitos físicos que os tecidos das plantas fornecem, como exemplo, o controle de erosão, efeito de filtração e prevenção de colmatação além da promoção de área superficial para a aderência de microrganismos;
- O metabolismo das macrófitas (absorção de nutrientes, liberação de oxigênio, etc.) que afeta os processos de tratamento de diferentes maneiras;
- Outras funções específicas, como fornecer ambiente adequado para a vida selvagem em alguns tipos de *wetlands* e a boa aparência fornecida aos sistemas.

3.4.2 Plantas em Wetlands Horizontais Subsuperficiais

Como já comentado, nas *wetlands* horizontais subsuperficiais, a água residuária escoar abaixo da superfície livre e por isso é chamado de escoamento subsuperficial, percolando entre os canais criados pelas raízes e/ou pelos poros do material filtrante.

Dado o fato de que as raízes e os rizomas crescem continuamente, elas promovem distúrbios na massa filtrante abrindo caminhos, por onde a água residuária escoar. A partir desta constatação, muito se argumentou na literatura especializada sobre a potencialidade de aumento da condutividade hidráulica do maciço filtrante promovido na rizosfera, ou no mínimo, na manutenção desta condutividade hidráulica a valores em torno de 10^{-3} m/s. Contudo, estudos como os de Masteiner *et al.* (1996), apud Brix (1997) apontaram um comportamento onde a condutividade hidráulica tende a se reduzir para valores próximos a 10^{-5} e 10^{-6} m/s ao longo do tempo de utilização do filtro.

Inúmeros estudos ressaltam a formação de colônias de microrganismos aderidos junto aos tecidos das plantas como os caules, as folhas, os rizomas e raízes. Estes dois últimos, estando diretamente em contato com o fluxo de água residuária na rizosfera, dispõem de uma ampla área para aderência destes microrganismos, sendo colonizados por uma densa comunidade de bactérias e protozoários (BRIX, 1997).

É bem documentado que plantas aquáticas liberam oxigênio de suas raízes para a rizosfera. A liberação de O_2 para o meio filtrante de *wetlands* de fluxo subsuperficial é de grande importância para a degradação de substâncias que consomem OD e para a nitrificação. Muitos estudos sobre a liberação de oxigênio, através das raízes, têm sido realizados utilizando

micro-eletrodos para medir a perda de O₂ de raízes em soluções pobres neste elemento (ARMSTRONG, 1967; LAAN *et al.*, 1989, *apud* BRIX, 1994).

As taxas de liberação de oxigênio em plantas de WHSS são geralmente mais elevadas na região subapical das raízes e decrescem com a distância do ápice (ARMSTRON, 1979, *apud* BRIX, 1994). Em plantas com raízes e rizomas mais velhos, geralmente não é detectada a sua liberação no meio (ARMSTRONG e ARMSTRONG, 1988; *apud* BRIX, 1994). Este fenômeno depende da concentração interna de oxigênio, de sua demanda no ambiente ao entorno e da permeabilidade das paredes das raízes (BRIX, 1994).

Com relação à remoção de matéria orgânica, indiretamente indicada pela remoção de DQO, Hamouri *et al* (2007) demonstraram que wetlands plantadas apresentaram melhor desempenho que a unidade controle sem plantas tratando esgotos domésticos previamente tratados em reatores anaeróbios. Todavia, em vários estudos conduzidos nos Estados Unidos, em que foi comparado o desempenho de wetlands plantadas e não plantadas para a remoção de poluentes verificou-se que as plantas não exerceram importante influência no processo de tratamento (USEPA, 2000; TANNER, 2001).

Todas as plantas, tais como as macrófitas, requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas têm mostrado que, em relação a alguns elementos como o fósforo, nitrogênio e compostos como carboidratos, proteínas e lipídios, as concentrações variam constantemente. Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente (ESTEVES, 1998 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

O estoque de nutrientes refere-se à quantidade de cada elemento acumulado por unidade de área. Através do cálculo do estoque de um determinado nutriente, na biomassa aérea de macrófitas, pode-se avaliar a contribuição destes vegetais para a ciclagem de nutrientes na coluna d'água. Porém, quantificar a produção de biomassa e/ou a produtividade primária das macrófitas, segundo Esteves (1998) *apud* Phillipi e Sezerino (2004), não se dá tão simplificada, sendo que até o momento, nenhum método satisfatório para a avaliação desta produtividade em macrófitas aquáticas foi amplamente aceito. Isto se deve, entre outros

motivos, afirma o pesquisador, à existência de diferentes grupos ecológicos de macrófitas aquáticas, que não permitem a aplicação do mesmo método indiscriminadamente.

Em wetlands horizontais subsuperficiais plantadas, a remoção de nutrientes e os processos de transformação ocorrem devido à conversão microbiana, decomposição, sedimentação, volatilização, reações de adsorção-fixação e assimilação pelas plantas (TCHOBANOGLIOUS, 1993). As plantas aquáticas aumentam a remoção de nutrientes por acumulação em biomassa, fixação de particulados inorgânicos e orgânicos e, onde o amônio está presente, a criação de uma rizosfera oxidante pode contribuir para a remoção dessa espécie de nitrogênio (BRIX, 1994). De toda forma, a contribuição de plantas para a remoção de nutrientes varia com a natureza do efluente e a idade da WHSS.

Na ausência de plantas, o substrato também promove tratamento significativo das águas residuárias, embora a maioria dos estudos relatem maiores remoções de nutrientes quando as plantas estão presentes (TANNER *et al.*, 1998). Deve-se destacar que o potencial para remoção de nutrientes é finito (HOWARD-WILLIAMS, 1985 *apud* HUETT *et al.*, 2005), a menos que os nutrientes acumulados possam ser removidos. Assim sendo, as *wetlands* horizontais subsuperficiais oferecem este potencial através da poda e coleta da biomassa vegetal.

Para caracterizar a capacidade assimilativa das plantas colonizadoras de ambientes alagados, Brix (1994) relata que macrófitas emergentes, como a *Typha latifolia* (taboa) são capazes de absorverem de 50 a 150 kg P ha⁻¹.ano⁻¹ e 1000 a 2500 kg N ha⁻¹.ano⁻¹. Além disso, Tanner (2001), na Nova Zelândia, também observou que wetlands plantadas apresentaram desempenho global maior, comparadas àquelas não plantadas para a remoção de nutrientes. Baseando-se em alguns estudos, Kaseva *et al.* (2004) observaram que wetlands horizontais subsuperficiais plantadas possuem melhor desempenho que unidades não plantadas tratando esgoto doméstico pré-tratado anaerobiamente para a remoção de nitrogênio amoniacal.

Dentre as plantas utilizadas em *wetlands* horizontais subsuperficiais, as macrófitas emergentes são as mais adequadas, visto que a lâmina de água, neste sistema, permanece abaixo da superfície do meio suporte. Entre estas, as mais utilizadas são a taboa (*Typha sp.*), *Phragmites sp.* e navalha de mico (*Scirpus sp.*) (MATOS & LO MONACO, 2003). Quando o interesse é maximizar a remoção de nitrogênio em águas residuárias, o uso de *Phragmites sp.* e, ou *Scirpus sp.* é recomendado (REED, *et al.* 1995). Esses autores observaram que em

determinadas WHSS, que utilizaram uma destas duas macrófitas, houve maior eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, em relação aos sistemas cultivados com taboa. Considerando que as WHSS tinham a mesma profundidade (0,76 m), os autores associaram a diferença de remoção à profundidade alcançada pelas raízes e sugeriram que, para o dimensionamento das WHSS, a profundidade seja escolhida de acordo com o comprimento vertical da raiz da macrófita cultivada.

Em *wetlands* desta tipologia pesquisadas no Brasil, têm sido usadas as espécies: *Juncus spp.* (SOUSA et al., 2000), *Echinochloa polytachya* (SEZERINO & PHILIPPI, 2003), *Typha sp.* (CAMPOS et al., 2002; LIMA et al., 2003; VALENTIM, 2003), *Zizaniopsis bonariensis* (CAMPOS et al., 2002), *Eleocharis sp. e Scirpus sp.* (VALENTIM, 2003) e arroz (*Oriza sativa* L.) (NOGUEIRA, 2003; MEIRA et al., 2004). Esta última não é uma espécie perene e, talvez, não seja adequada para cultivo em longo prazo, em *wetlands* horizontais subsuperficiais.

3.5 Mecanismos de remoção de poluentes em wetlands construídas

Uma *wetland* construída é composta de água, substrato, plantas, restos de plantas, invertebrados (principalmente larvas de inseto e lombrigas) e microrganismos (especialmente bactérias). Os processos que controlam a remoção dos poluentes no interior de *wetlands* construídas podem ser abióticos (físico e químico) ou bióticos (microbiológico e fitológico (i.e. botânico) e estão freqüentemente associados (ITRC, 2003).

Para as *wetlands* construídas, de maneira geral, os processos abióticos primários responsáveis pela remoção de contaminantes de águas residuárias incluem:

Deposição e sedimentação - que alcançam remoção expressiva para materiais particulados e sólidos suspensos;

Sorção - incluindo adsorção e absorção, o processo químico que ocorre nas superfícies de plantas, substrato, sedimento e resíduos, que resultam em retenção em curto prazo, ou imobilização, em longo prazo, de contaminantes;

Oxidação/redução/precipitação química - conversão de metais no efluente pelo contato da água com o substrato e resíduos para uma forma sólida insolúvel, um meio efetivo para imobilizar metais tóxicos em wetlands;

Fotodegradação/oxidação – combinação de degradação/oxidação na presença de luz solar;

Volatilização - ocorre quando elevadas pressões de vapor elevam compostos ao estado gasoso (ITRC 2003).

Os processos bióticos, como biodegradação e assimilação pelas plantas, associados aos processos abióticos, também são responsáveis pela remoção de contaminantes. Alguns processos microbiológicos e fitológicos que ocorrem em wetlands são descritos a seguir:

Biodegradação aeróbica/anaeróbica - processos metabólicos dos microrganismos que possuem um papel significativo na remoção de compostos orgânicos em wetlands;

Fitoacumulação - assimilação e acumulação de elementos inorgânicos em plantas;

Fitoestabilização - a habilidade para seqüestrar compostos inorgânicos pelas raízes das plantas;

Fitodegradação - enzimas produzidas por plantas responsáveis pela “quebra” de contaminantes orgânicos e inorgânicos que são assimilados pela planta durante transpiração;

Rizodegradação - plantas produzem exudatos que incrementam a degradação microbiológica de compostos orgânicos;

Fitovolatilização/evapotranspiração - assimilação e transpiração de compostos voláteis através das folhas (ITRC, 2003).

As reações químicas de transformação de poluentes em *wetlands* geralmente ocorrem no meio líquido, nos resíduos e na rizosfera, como resultado da alta diversidade das populações microbiológicas e da alta atividade que ocorrem nessas camadas. O contato da água com os microrganismos presos ao substrato submerso cria oportunidade para a remoção dos contaminantes e, assim, usá-los como fontes de nutrientes (ITRC, 2003).

No caso de *wetlands* de fluxo superficial, estes substratos são as partes submergidas da vegetação, os restos das plantas cultivadas no leito e a camada bentônica do solo. Em *wetlands* de fluxo subsuperficial, o substrato submergido inclui as raízes das plantas e as superfícies do meio. Em função da área superficial de uma *wetland* de fluxo subsuperficial exceder o substrato disponível que existe em uma *wetland* de fluxo superficial, a taxa de reação microbiológica em uma WFSS pode ser mais elevada para a maioria dos contaminantes.

A transição de zonas aeróbias e anaeróbias nos resíduos, sedimentos e camadas do leito filtrante promovem a diversidade microbiana. As plantas e os microrganismos têm uma relação simbiótica complexa, beneficiando frequentemente um ao outro por meio da troca de nutrientes ou exudatos, ou através de outros mecanismos (ITRC, 2003).

3.6 Mecanismos de remoção de poluentes em *wetlands* horizontais subsuperficiais

As *wetlands* de fluxo subsuperficial podem efetivamente remover ou converter grandes quantidades de poluentes provenientes de fontes pontuais (águas residuárias municipais, industriais e agrícolas) e de fontes difusas (minas, escoamento superficial agrícola e urbano), incluindo compostos orgânicos, sólidos suspensos, metais e nutrientes. O objetivo do tratamento de águas residuárias através dessa tipologia de *wetland* construída é potencializar o contato de espécies microbianas com o substrato, sendo o objetivo final a bioconversão para o gás carbônico, biomassa e efluente tratado. As WFSS são caracterizadas por uma gama de propriedades que as fazem atraentes para o manejo de poluentes em água (USEPA, 1993). Estas propriedades incluem a alta produtividade das plantas, a grande capacidade adsortiva dos sedimentos, as altas taxas de oxidação pela microflora associada com a biomassa das plantas e a capacidade de remoção de nutrientes e poluentes.

3.6.1 Processos Biológicos

Há seis reações biológicas principais envolvidas no desempenho de *wetlands* de fluxo subsuperficial, incluindo a fotossíntese, a respiração, a fermentação, a nitrificação, a desnitrificação e a remoção microbiológica de fósforo (MITCHELL e HAMILTON, 1996).

As plantas em WFSS, como já citado, transferem oxigênio às raízes de onde é conduzido para a zona de raiz (rizosfera). A respiração é a oxidação do carbono orgânico e é executada por todo organismo vivo, conduzindo à formação de gás carbônico e água. Os microorganismos comuns em WFSS são bactérias, fungos e protozoários. Assim, a manutenção de condições adequadas no sistema é requerida pelo próprio metabolismo dos organismos que colonizam a *wetland*.

A fermentação é a decomposição do carbono orgânico na ausência de oxigênio, produzindo compostos ricos em energia (por exemplo, metano, álcool, ácidos orgânicos voláteis). A remoção de nitrogênio por meio de nitrificação/desnitrificação é o processo realizado por microorganismos. O processo físico de volatilização também é importante na remoção de nitrogênio. As plantas retiram os nutrientes dissolvidos e outros poluentes da água, usando-os para produzir biomassa vegetal adicional. Os nutrientes e poluentes movem-se pelo corpo da planta sendo conduzidos a órgãos de armazenamento subterrâneos. Quando as plantas senescem, esses compostos são depositados nos sedimentos do fundo e no próprio meio filtrante.

Os microrganismos de WFSS, incluindo bactérias e fungos, removem material orgânico solúvel, material coloidal coagulado, estabilizam a matéria orgânica e a convertem a vários gases e a novos tecidos orgânicos (MITCHELL e HAMILTON, 1996). Muitos desses microrganismos são semelhantes aos que colonizam sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias. Porém, possuem tolerâncias e exigências específicas para o oxigênio dissolvido, temperatura e nutrientes.

3.6.2 Processos Químicos

Os metais podem precipitar na coluna d'água como compostos insolúveis. A exposição à luz e a gases atmosféricos podem quebrar praguicidas orgânicos, ou matar organismos patogênicos (USEPA, 2000). Além disso, o pH da água e do meio filtrante em WFSS exerce uma forte influência na direção de muitas reações e processos, incluindo as transformações biológicas, a partição de formas ionizadas e não ionizadas de ácidos e bases, as trocas catiônicas e a solubilidade de sólidos e gases.

3.6.3 Processos Físicos

A sedimentação e a filtração são os principais processos físicos que levam à remoção de poluentes das águas residuárias em *wetlands* de fluxo subsuperficial. A eficiência de todos os processos (biológicos, químicos, físicos) varia com o tempo de detenção hidráulica (TDH). Os tempos de detenção mais longos aceleram a remoção de contaminantes, embora tempos de retenção muito longos possam ter efeitos prejudiciais.

3.6.4 Limitações dos mecanismos de remoção em *wetlands* horizontais subsuperficiais

Os processos químicos e biológicos ocorrem a uma taxa dependente de fatores ambientais, incluindo temperatura, oxigênio e pH. As atividades metabólicas são reduzidas pelas baixas temperaturas, reduzindo a eficiência dos processos de remoção de poluentes resultante da atividade biológica. Baixas concentrações de oxigênio, da mesma forma, limitam os processos que envolvem a respiração aeróbia no interior do meio filtrante, aumentando os processos anaeróbios que possam causar degradação adicional da qualidade da água. Muitas atividades metabólicas são pH-dependentes, sendo menos efetivas se o pH for muito alto ou baixo.

3.6.5 Limitações hidrológicas

A capacidade de *wetlands* para tratar águas residuárias está limitada tanto em termos da quantidade de água como da quantidade total dos poluentes. A sobrecarga hidráulica acontece quando o fluxo de água excede a capacidade das dimensões da *wetland*, causando uma redução no tempo de detenção da água que pode, assim, afetar a taxa de remoção de poluentes. A sobrecarga de poluentes acontece quando a entrada de poluente excede as taxas de remoção dentro do sistema (WHITE *et al.*, 2007).

As sobrecargas hidráulicas podem ser compensadas através de mecanismos que evitem sobrecarga, como sistemas de *by-pass* quando o sistema é usado para tratamento de águas pluviais (WHITE *et al.*, 2007).

As variações na entrada do efluente são menos problemáticas para *wetlands* que tratam águas residuárias municipais, com cargas mais definidas e uniformes.

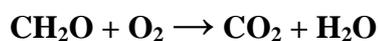
3.7 Remoção de poluentes em wetlands horizontais subsuperficiais

3.7.1 Matéria orgânica

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) são medidas indiretas da matéria orgânica e estabelecidos com parâmetros de qualidade de águas e águas residuárias. A remoção da DBO₅ carbonácea obedece a uma cinética de degradação de primeira ordem, onde a taxa de remoção deste parâmetro é diretamente proporcional a sua concentração no meio (VON SPERLING, 1996).

A remoção de material orgânico das águas residuárias em WHFSS se processa basicamente através de mecanismos biológicos de decomposição aeróbia, com a utilização de oxigênio comoceptor final de elétrons (agente oxidante), e/ou por decomposição anaeróbia, em que os microrganismos utilizam outros aceptores de elétrons que não seja o oxigênio (sulfato, nitrato, gás carbônico). A comunidade microbiológica encontra-se dispersa nos interstícios do meio filtrante ou aderidos a ele, formando biofilme.

Na decomposição aeróbia, a matéria orgânica solúvel é removida por bactérias heterotróficas, de acordo com a seguinte reação, Cooper *et al.* (1996):



Deve-se destacar também a potencial presença de bactérias autotróficas que, sob condições aeróbias, consomem oxigênio dissolvido no meio líquido para a oxidação de compostos orgânicos contendo nitrogênio, convertendo-os a nitrito e a nitrato progressivamente (nitrificação).

Cooper *et al.* (1996) reportaram que, apesar de ambos os grupos consumirem matéria orgânica, a maior taxa de metabolismo é observada nos heterotróficos, concluindo que este grupo é o principal agente no decaimento da DBO₅.

No processo de degradação anaeróbia, as reações são mediadas por bactérias facultativas ou anaeróbias estritas, processando-se através de duas etapas: a primeira caracterizada pela conversão da matéria orgânica, geração de ácidos e alcoóis por bactérias formadoras de ácidos. A segunda, promovida por bactérias formadoras de metano, dá-se com a contínua

conversão da matéria orgânica para a síntese de novas células, a metano e dióxido de carbono, resumida na seguinte reação:

Matéria Orgânica + Bactérias → álcool, ácidos e novas células → bactérias → CH₄, H₂S, CO₂, H₂O, novas células.

Apesar da decomposição anaeróbia ser mais lenta que a aeróbia, quando o oxigênio é um fator limitante em *wetlands* horizontais subsuperficiais, ela se torna a reação predominante e responsável pela redução da DBO₅ nessas unidades de tratamento (COOPER *et al.*, 1996).

3.7.2 Sólidos

Em WHFSS, a remoção de sólidos ocorre principalmente através de mecanismos de filtração e sedimentação no interior do leito filtrante. A filtração compreende a retenção física do material sólido em suspensão no meio de enchimento das unidade de tratamento e a sedimentação, a tendência dos sólidos em suspensão atingirem o fundo da unidade quando possuem densidades mais elevadas.

Ambos os mecanismos estão relacionados às baixas velocidades de percolação dos esgotos nas *wetlands*, associadas com a presença de macrófitas e o material de enchimento (KADLEC e KNIGHT, 1996). A sedimentação do material particulado, a precipitação química, a decomposição e a incorporação de sólidos no biofilme ocorrem simultaneamente e são, portanto, responsáveis pela redução na concentração de sólidos em suspensão totais.

O grande problema relacionado com a presença de material particulado em *wetlands* subsuperficiais é o aumento progressivo da colmatação (entupimento) do leito filtrante, principalmente nos primeiros metros da unidade. Este fato relaciona-se diretamente com a retenção e sedimentação dos sólidos, crescimento do biofilme e pela precipitação química nas *wetlands* (LANGERGRABER *et al.*, 2003). Associado ao acúmulo de sólidos suspensos no material filtrante, as raízes das macrófitas também tendem a diminuir os espaços nos primeiros centímetros da massa sólida. O resultado da atividade microbológica e do crescimento do sistema radicular (raízes, rizomas) é o aumento da retenção de material sólido nos poros da massa filtrante. Todos esses processos promovem a oclusão dos espaços intersticiais, o que leva à redução da condutividade hidráulica e do aumento da velocidade da água residuária (TANNER e SUKIAS, 1998).

Uma provável maneira de se reduzir a taxa de colmatação em *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial seria o uso intensivo de processos preliminares, como coagulação e floculação seguidos de clarificação, filtração por meio de membranas e filtração primária do efluente (CASELLES – OSORIO e GARCIA, 2007).

3.7.3 Nitrogênio

As espécies mais importantes de nitrogênio em *wetlands* são a amônia solúvel (NH_4^+), o nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-). Outras formas incluem o óxido nitroso (N_2O), o gás nitrogênio (N_2), a uréia (orgânico), aminoácidos e amina (KADLEC e KNIGHT, 1996). É chamado de Nitrogênio Total a soma do nitrogênio orgânico, amônia, nitrato e o gás nitroso ($\text{N} - \text{Orgânico} + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{N}_2\text{O}$).

As várias formas de nitrogênio estão continuamente envolvidas em transformações de compostos orgânicos para inorgânicos, e vice-versa. Muitas destas transformações são bióticas, sendo processadas por bactérias do gênero *Nitrobacter* e *Nitrosomonas* (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Dentre as várias transformações sofridas pelo nitrogênio, nas diferentes tipologias de *wetlands*, poderia haver assimilação pelas plantas e pela microflora da *wetland* (preferencialmente como NH_4^+ e NO_3^-), parte ser lixiviado para o fundo da unidade, parte liberado como gás para a atmosfera e um pouco seguir para fora da *wetland*, normalmente na forma dissolvida.

O ciclo do nitrogênio dentro de uma WHSS e a remoção desse nutriente do sistema geralmente envolvem: a translocação e transformação do nitrogênio, incluindo a sedimentação (ressuspensão), difusão da forma dissolvida, queda de restos de plantas e outros resíduos, adsorção/dessorção de nitrogênio solúvel pelas partículas do meio, migração de organismos, assimilação através da biota da *wetland*, liberação pelas sementes, amonificação (mineralização) ($\text{Org-N} - \text{NH}_4^+$), volatilização da amônia ($\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$ (gás)), reações de nitrificação/desnitrificação mediadas por bactérias, fixação de nitrogênio (N_2 , N_2O (gases- N - orgânico)) e assimilação de nitrogênio através da biota da *wetland* (NH_4 e NO_3^-).

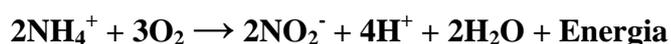
A precipitação não é um processo significativo devido à alta solubilidade do nitrogênio, até mesmo sob formas inorgânicas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O nitrogênio orgânico inclui uma fração significativa da biota, resíduos, solos, sedimentos e sólidos dissolvidos de uma *wetland* (KADLEC e KNIGHT, 1996). Este não é assimilado prontamente pelas plantas aquáticas e deve ser convertido a NH_4^+ ou NO_3^- por conversões múltiplas que requerem tempos de reação longos (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O processo biológico de remoção de nitrogênio segue várias etapas. A nitrificação ocorre primeiramente, geralmente na rizosfera e em biofilmes (processo aeróbio). A desnitrificação pode seguir então, ocorrendo no meio abaixo da micro-zona oxidada, como um processo anaeróbio (BRODERICK et al., 1989 apud KADLEC e KNIGHT, 1996).

3.7.3.1 Nitrificação

A nitrificação é um processo quimioautotrófico de dois passos catalisados por bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. No primeiro passo, a amônia é oxidada a nitrito em uma reação aeróbia catalisada pelas bactérias *Nitrosomonas*, como é mostrado na equação abaixo:



O nitrito produzido é oxidado aerobiamente através de bactérias *Nitrobacter*, formando nitrato, como segue:



A primeira reação produz íons hidrogênio (pH ácido), que reagem com o carbonato natural do efluente diminuindo sua alcalinidade. Para ocorrer a nitrificação, as *nitrosomonas* devem competir com as bactérias heterotróficas pelo o oxigênio. A DBO da água deve ser menor que 20 mg/L para que nitrificação significativa possa ocorrer (CRITES *et al.*, 2005). A temperatura e os tempos de detenção da água podem, também, afetar a taxa de nitrificação no interior da *wetland*.

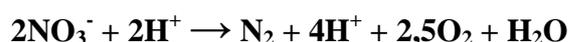
Em *wetlands* horizontais subsuperficiais, a taxa de reaeração atmosférica é susceptível de ser significativamente menor que em *wetlands* de fluxo superficial. Como já comentado, as raízes e rizomas da vegetação possuem microsítios aeróbicos em sua superfície, e a água residuária fluindo através do leito teria, assim, oportunidades recorrentes de estar em contato com esses locais aeróbicos em um meio que, em sua grande parte, é anaeróbio.

De toda forma, nenhum consenso foi atingido sobre o quanto de oxigênio pode ser fornecido para a rizosfera em *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial, bem como a transferência de oxigênio fornecida pelas diferentes espécies de plantas. Geralmente se concorda que essas plantas emergentes transmitam oxigênio suficiente para permanecerem vivas sob condições normais de estresse. No entanto, há desacordo sobre o quanto de oxigênio é disponível para a superfície das raízes para suportar a atividade biológica. A demanda de oxigênio para a DBO₅ e outros compostos orgânicos naturalmente presentes pode utilizar a maior parte desse oxigênio (CRITES *et al.*, 2005).

Como a maior parte das fontes de oxigênio em WHFSS é devida às raízes das plantas, é absolutamente essencial que o sistema de raízes penetre por toda a profundidade dimensionada para o leito. Toda a água que flui abaixo da rizosfera está completamente em meio anaeróbio e a nitrificação não ocorrerá, exceto por difusão através das camadas superiores. Estudos conduzidos por Gersher (1985) *apud* Crites et al.(2005) mostraram que leitos contendo *Typha* (penetração das raízes em torno de 40% da profundidade do leito) atingiram 32% de remoção de amônia comparado aos leitos com *Scirpus*, que atingiram 94% de remoção com penetração completa das raízes.

3.7.3.2 Desnitrificação

A desnitrificação é o processo no qual o nitrato é reduzido, em condições anaeróbias, para uma forma gasosa. A reação é catalisada pelas bactérias desnitrificantes *Pseudomonas* spp. e outras bactérias, como segue:



A desnitrificação requer nitrato, condições anóxicas e fontes de carbono (prontamente biodegradável). A nitrificação tem que preceder a desnitrificação, sendo o nitrato um dos pré-requisitos. O processo de desnitrificação é mais lento sob condições ácidas. Em pH entre 5-6, é produzido N₂O. Para um pH abaixo de 5, N₂ é o principal produto nitrogenado (KEFFALA e GHRABI, 2005). O NH₄⁺ é a forma dominante de nitrogênio-amoniaco a um pH de 7, enquanto o NH₃ predomina a um pH de 12.

3.7.3.3 Assimilação pelas plantas

Todas as plantas, tais como as macrófitas, requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas têm mostrado que, em relação a alguns elementos como o fósforo, nitrogênio e compostos como carboidratos, proteínas e lipídios, as concentrações variam constantemente. Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente (ESTEVEZ, 1998 apud PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A forma de incorporação do nitrogênio na biomassa das macrófitas é a assimilação. Este processo refere-se a uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente utilizadas são a amônia e o nitrato. Porém, a amônia por ser mais reduzida energeticamente do que o nitrato torna-se fonte preferencial. Contudo, em ambientes onde o nitrato é predominante este será, então, a maior fonte de nitrogênio passível de ser assimilado (KADLEC e KNIGHT, 1996).

As macrófitas utilizam enzimas (nitrato redutase e nitrito redutase) para converter o nitrogênio oxidado às formas usuais. Porém, a produção destas enzimas diminui quando o nitrogênio amoniacal está presente (MELZER e EXLER, 1982 apud KADLEC e KNIGHT, 1996). Este processo é relevante em ambientes onde se têm nitrato e amônia em concentrações elevadas, pois a assimilação pela planta poderá ser inibida e o nitrato não ser assimilado.

A capacidade de retirada de nitrogênio – assimilação pelas macrófitas e desta forma a quantidade que pode ser removida se a planta for podada, é aproximadamente, segundo Brix (1997), na faixa de 200 a 2500 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹. O mesmo autor indica que, se as plantas não forem podadas, uma grande quantidade de nitrogênio que foi incorporada à biomassa retornará ao meio devido à morte e à decomposição dos seus tecidos.

Destacando a importância da utilização de plantas em *wetlands* construídas para a remoção de nutrientes, Lin *et al.* (2002), concluíram que leitos plantados apresentaram melhor eficiência que os leitos não plantados em tais sistemas. Tanner (2001), na Nova Zelândia, também observou que *wetlands* plantadas apresentaram desempenho global maior, comparadas

àquelas não plantadas. Baseado em alguns estudos, Kaseva *et al.* (2004) observaram que *wetlands* horizontais subsuperficiais plantadas possuem melhor desempenho que unidades não plantadas tratando esgoto doméstico pré-tratado anaerobiamente.

3.7.4 Fósforo

O fósforo (P) está, geralmente, presente nas águas residuárias em baixas concentrações, ocorrendo quase somente na forma de fosfato, incluindo o fosfato orgânico, o inorgânico (ortofosfato), e o polifosfato (P particulado). Sua liberação para a água superficial é uma preocupação ambiental, porque é um nutriente essencial, enquanto limitante, para o crescimento de organismos na maioria dos ecossistemas, sendo a causa principal da eutrofização.

O fosfato lançado em águas superficiais acelera a eutrofização (HARRISON, 1996; KIELY, 1997, *apud* O'GUZ, 2004), que pode perturbar o equilíbrio de organismos presentes na água e afetar sua qualidade, principalmente pela redução da concentração de oxigênio resultante da morte de algas e oxidação biológica das mesmas pelos processos respiratórios aeróbios. O nível reduzido de oxigênio pode ter efeitos prejudiciais para os peixes e outras formas de vida aquática, causando reduções na biodiversidade. A eutrofização também pode afetar o valor recreativo de recursos naturais. Geralmente, concentrações de fósforo total acima de 0,1 mg/L promovem suficiente enriquecimento nutricional em ambientes lânticos. Dessa forma, ecossistemas com recursos hídricos limitados e aqueles de crescente antropização carecem e exigem tecnologias mais avançadas para preservar a qualidade das águas (LEE *et al.*, 1996 *apud* O'GUZ, 2004).

Com relação à remoção do fósforo em águas residuárias, pode-se dizer que esse elemento não tem nenhuma fase gasosa relevante em seu ciclo biogeoquímico, em contraste com outros poluentes principais (C, N). Dessa forma, a capacidade de absorção de fósforo é o fator limitante para a expectativa de vida em *wetlands* horizontais subsuperficiais (GRÜNEBERG, 2001).

Os mecanismos de retenção deste elemento em *wetlands*, de uma forma geral, incluem captação e liberação pela vegetação, perifíton e microrganismos; adsorção e reações de troca com o leito e sedimentos; precipitação química na coluna d'água; e sedimentação. Estes mecanismos exemplificam a combinação biológica, física e química de retenção de P em

wetlands (CRITES *et al.*, 2005). Assim, ao avaliar a capacidade de retenção de P nesses sistemas, devem ser considerados ambos os processos bióticos e abióticos.

A remoção de fósforo em *wetlands* de fluxo subsuperficial é baseada no ciclo biogeoquímico desse elemento e pode envolver vários processos. Os mecanismos primários de remoção de fósforo incluem adsorção, filtração e sedimentação. Outros processos incluem complexação/precipitação e assimilação. O fósforo particulado é removido por sedimentação associada com os sólidos suspensos.

A configuração de WFSS deve prover grande captação pelo biofilme e pelas plantas em crescimento, como também pela sedimentação e filtração pelo material suspenso e pelo meio filtrante.

3.7.4.1 Incorporação em tecidos de organismos vivos

O fósforo é um requerimento essencial para o crescimento biológico. Esse elemento pode entrar em uma *wetland* sob as formas dissolvidas e particuladas e sair da mesma por remoção pelas plantas e animais e pela lixiviação do meio filtrante.

Com relação à incorporação nos organismos vivos, a faixa de concentração incorporada no tecido das macrófitas varia entre 0,1 a 0,4 % em peso seco (KADLEC e KNIGHT, 1996). Brix (1997) aponta para uma remoção de fósforo (incorporação seguido de poda) de aproximadamente 30 a 150 kg.m⁻².ano⁻¹.

Como o fósforo é um macronutriente para as plantas, o aumento da biomassa vegetal não deve ser diretamente relacionado a uma capacidade de remoção deste fósforo em longo prazo nas *wetlands*, isto porque, ao morrer, os tecidos dessas plantas irão se decompor e liberar fósforo novamente ao ambiente (KADLEC e KNIGHT, 1996). Já os organismos presentes nas *wetlands* requerem fósforo para seu crescimento e o incorporam em seus tecidos. Como esses organismos crescem e se multiplicam rapidamente, ocorre desta forma, uma rápida incorporação do fósforo presente. Richardson e Marshall (1986) *apud* Kadlec e Knight (1996) indicaram que a retenção e incorporação do fósforo pela microbiota ocorrem numa escala de tempo menor que 1 hora. Contudo, mais de 90% é liberado no ambiente nas próximas 6 horas.

3.7.4.2 Retenção pelo meio físico

O fósforo, como já dito, é armazenado nos sedimentos, na biota, (plantas, biofilme e fauna), nos resíduos e na água. As interações entre os compartimentos dependem de condições ambientais como potencial redox, pH e temperatura. O estado redox do leito (relacionado com o conteúdo de oxigênio) é um fator determinante para que os processos envolvidos com o ciclo do fósforo aconteçam. Sob baixas condições de oxigênio (baixo potencial redox), o fósforo é liberado pelos sedimentos e pelo meio na coluna d'água, e pode deixar a *wetland* pelo efluente final se a condição anaeróbia não for revertida.

Sabe-se, no entanto, que a capacidade das *wetlands* removerem P é limitada, quando comparada com a capacidade de remoção de N, já que não há nenhum "mecanismo de perda permanente" de P nesses sistemas, análogo à desnitrificação. Assim, o P tende a se acumular em *wetlands* em maior taxa do que o N. Para a maioria dos sistemas de WHFSS que utilizam cascalho ou areia como meio filtrante, a remoção de fósforo é ainda insuficiente (GRÜNEBERG e KERN, 2001).

As reações de adsorção e precipitação ocorrem quando há a presença no material filtrante de minerais como o cálcio – Ca, alumínio – Al e o ferro – Fe (ARIAS *et al.*, 2001). Estas reações são controladas pela interação do pH e potencial redox com os minerais presentes, bem como a área superficial dos grãos (DRIZO *et al.*, 1999; COOPER *et al.*, 1996).

Em ambientes com pH maior que 6 unidades, as reações ocorrem através de combinações de adsorção com o Fe e Al, seguido de precipitação de cálcio fosfatado solúvel. Para níveis menores de pH a precipitação com fosfatos de Fe e Al tornam-se significantes (ARIAS *et al.*, 2001).

Além dos minerais Fe, Ca, Al e do pH, a taxa de adsorção do fósforo é controlada pelo potencial redox do substrato e pela área superficial adsortiva dos grãos do material filtrante (DRIZO *et al.*, 1999). Grãos finos possuem grandes áreas superficiais e desta forma a adsorção do fósforo tende a aumentar, porém, estes materiais geralmente possuem baixa condutividade hidráulica, a qual propicia uma rápida colmatção do material filtrante (DRIZO *et al.*, 2000).

A escolha de leitos com capacidade de retenção deste nutriente, como a utilização de resíduos industriais e subprodutos para remoção de fósforo têm recebido grande atenção e tornam-se fundamentais.

Durante os últimos 20 anos, vários métodos alternativos de remoção de fósforo para o tratamento de águas residuárias têm atraído muita atenção. O uso de adsorventes inorgânicos (incluindo alumínio ativado, cinza, escória de alto forno, zeólitos, solos que contêm óxidos de metais, goetita, óxido de titânio) parecem ser alternativas promissoras (O' ZACAR, 2003).

As escórias de alto forno (EAF), por exemplo, parecem ter potencial considerável como adsorventes de baixo custo para o fósforo em soluções aquosas. Tanto experimentos em laboratório como também pesquisas de campo demonstraram uma alta capacidade de adsorção de P por EAF's (JOHANSSON e GUSTAFSSON, 2000).

A escória de alto forno é o subproduto produzido quando são fundidos pedra calcária, coque e minério de ferro sob temperaturas acima de 1500°C para produzir ferro gusa. A composição da EAF varia com a composição do minério usado. Beretka (1978) apud Sakadevan e Bavor (1998), afirma que a composição química da escória da maioria das plantas modernas varia dentro de limites relativamente estreitos, devido à seleção cuidadosa e mistura de matérias-primas. Este material, no estado sólido, consiste principalmente de matriz vítrea amorfa de wollastonita (CaO.SiO_2) contendo mulita (um silicato de alumínio). Difração por raio-x mostrou que gelenita ($2\text{CaO.Al}_2\text{O}_3.\text{SiO}_2$) é o componente principal da escória de alto forno (THOMSON, 1990 apud SAKADEVAN e BAVOR, 1998).

Os mecanismos de retenção de P por este material não são conhecidos em detalhes, mas a adsorção a superfícies da partícula é um deles. O termo “sorção” é geralmente usado como um sinônimo para retenção que engloba processos físicos, químicos e biológicos no qual o P é imobilizado (JOHANSSON, 1999). Uma das vantagens principais na utilização de escória de alto forno para a remoção de fosfato em relação a outros métodos de tratamento químico é que a abundância de EAF e sua fácil disponibilidade fazem dela uma forte alternativa na investigação de um método econômico para a remoção de fosfato. Além disso, o material que é enriquecido com P pode ser usado como fertilizante, levando em consideração o P que está disponível às plantas e o conteúdo de compostos tóxicos e patógenos que não restringem tal uso (HYLANDER et al., 2006).

3.7.5 Patógenos

Patógenos são os organismos causadores de doenças (por exemplo, bactérias, vírus, fungos, protozoários, helmintos). As WHSS são muito eficientes na remoção de patógenos, tipicamente reduzindo seu número em até cinco ordens de magnitude em relação ao afluente da *wetland* (REED et al., 1995).

Os processos que podem remover patógenos em *wetlands* incluem morte natural, sedimentação, filtração, absorção pela matéria orgânica, exposição aos biocidas excretados pelas raízes de algumas plantas, característica química desfavorável da água, efeitos da temperatura, predação por outros organismos e pH (KADLEC e KNIGHT, 1996). Khatiwada e Polprasert (1999) demonstram que o tempo de detenção no sistema desempenha também um importante papel.

Kadlec e Knight (1996) mostraram que *wetlands* vegetadas aparentam ser mais eficientes na remoção de patógenos, já que permitem o crescimento de uma variedade de microrganismos que podem ser predadores de patógenos.

Estudos comparativos realizados por Decamp e Warren (2000) em escala piloto, a fim de determinar as taxas de remoção de *Escherichia coli* e investigar sua cinética de remoção em *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial com configurações geométricas diferentes, alcançaram eficiências entre 96.6–98.9%.

3.7.6 Metais

O sistema de tratamento do presente estudo promove a oxidação e hidrólise de metais em camadas superficiais aeróbias e reações microbianas de redução nas camadas subsuperficiais, precipitando metais. A água infiltra através do meio poroso, ficando anaeróbia devido à alta demanda biológica de oxigênio. Assim sendo, vários mecanismos de tratamento são potencializados em condições anaeróbias, incluindo a formação e a precipitação de metais, a produção de sulfetos e as reações de complexação e troca de metais (SKOUSEN 2004).

Com relação aos metais pesados, cuja principal preocupação é o chumbo, o cobre, o zinco, o cromo, o mercúrio, o cádmio e o arsênio, há três processos principais em WHFSS responsáveis por sua remoção, a saber: retenção pelo meio filtrante, sedimentação de matéria particulada, precipitação como sais insolúveis e assimilação pelas bactérias e plantas

(KADLEC e KNIGHT, 1996). Estes processos são muito eficazes, com taxas de remoção relatadas em até 99% (REED *et al.*, 1995). Sitoula e Pandey (2005) mostraram que *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial podem ser utilizadas de forma muito eficaz para eliminar Cr e Ni de águas residuárias industriais, alcançando eficiência de remoção acima de 80%.

3.8 *Wetlands* horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB

Para Haberl (1999), os sistemas de *wetlands* construídas estão entre as mais promissoras tecnologias para o pós-tratamento de águas residuárias anaerobiamente pré-tratadas, e pode ser aplicada em países em desenvolvimento. Tais sistemas possuem algumas características importantes, como a utilização de recursos naturais, construção simples, operação e manutenção simplificadas.

As limitações do reator UASB são a necessidade de tratamento adicional do efluente para o polimento e a redução da carga de poluição, especialmente em termos de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos. Estudos em escala real e experimental têm demonstrado que *wetlands* construídas possuem boa capacidade de redução de demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos, nitrogênio, traços de metais, substâncias orgânicas e agentes patogênicos. Em geral, como já mencionado, essa redução é feita por mecanismos físicos, químicos e biológicos, incluindo-se processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química, interações microbianas, extração pelas plantas, evapotranspiração, volatilização e complexação (MARQUES, 1999).

Kaseva (2004), estudando o desempenho de um sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de reator UASB, na Tanzânia, observou desempenhos satisfatórios para remoção de alguns parâmetros. As unidades plantadas com macrófitas apresentaram melhores resultados quando comparadas ao controle. Os nutrientes foram removidos em baixas quantidades quando comparados com a DQO e coliformes. A eficiência de remoção de DQO foi de 34% (controle sem planta), 56% (*Phragmites sp*) e 61% (*Typha sp*), enquanto a remoção de CF e de CT variou de 43% a 72%, com a menor remoção na unidade controle. Resultados obtidos por Mbuligwe (2004) sugerem que *wetlands* horizontais subsuperficiais cultivadas com *Typha* podem efetivamente remover fósforo, sulfato, amônio e DQO de esgoto doméstico pré-tratado em reatores UASB. As remoções médias alcançadas

nas *wetlands* foram de 69–75% para fósforo, 72%–77% para sulfato, 74–75% para amônio, e 75–79% para DQO.

No Brasil, Souza *et al.* (2004) avaliaram, durante três anos de monitoramento, o desempenho de três sistemas *wetland*, operados com efluente proveniente de reator UASB, no que se refere à remoção de nutrientes, organismos patogênicos e material carbonáceo. A eficiência da remoção de material carbonáceo variou de 70 a 86%; o efluente produzido, expresso em DQO, manteve-se na média de 60 mg.L⁻¹. A remoção de nitrogênio e fósforo, durante o primeiro ano de operação, foi considerável: 66 e 86% respectivamente. A *wetland* vegetada apresentou maior eficiência na redução de coliformes termotolerantes, quando comparada à unidade não vegetada.

Dessa forma, pode concluir-se que WHSS podem tratar efetivamente efluentes pré-tratados anaerobiamente através de reatores UASB.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local da Unidade Experimental

O projeto foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgotos Experimental UFMG/COPASA, pertencente ao CePTS (Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento), localizada na ETE Arrudas nas coordenadas geográficas de 19°53'42" S e 43°52'42" O, no município de Belo Horizonte, Minas Gerais.

A FIG. 4.1 mostra uma vista aérea da ETE Arrudas com destaque para a localização do CePTS.



FIGURA 4.1: Vista aérea da ETE Arrudas com destaque para a localização do CePTS

Os recursos necessários à implantação deste sistema foram obtidos junto à FINEP, inseridos no Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) Edital 5 – Tema 2.

A ETE experimental recebia esgoto bruto submetido ao tratamento preliminar, o qual englobava um sistema de gradeamento mecanizado (grade fina e grossa) e desarenador. A coleta ocorria em um ponto específico do canal que conduzia o esgoto para as unidades de tratamento subsequentes da ETE Arrudas. Nesse local, parte do esgoto era recalcado por um sistema moto-bomba e era direcionado para as unidades de tratamento da ETE Experimental.

4.2 Descrição das Unidades de Tratamento

O sistema de tratamento foi constituído das seguintes unidades de tratamento: Um reator anaeróbio do tipo UASB seguido de duas *wetlands* horizontais subsuperficiais, sendo uma plantada (taboa) e outra não plantada. As unidades de *wetlands* estavam dispostas em paralelo recebendo cada uma a metade do efluente fornecido pelo reator UASB (7,5 m³/d). Abaixo são descritas separadamente as unidades de tratamento que compõem o sistema:

4.2.1 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente – UASB

Esta unidade de tratamento (Figura 4.2) já se encontrava em funcionamento na Estação Experimental e possuía uma seção transversal de 1,20 x 1,20 (área de 1,44 m²) e uma altura útil de 5,0m, proporcionando um volume útil de 7,2 m³.



Figura 4.2: Reator UASB com destaque para o ponto de amostragem e medição de vazão

O reator UASB de aço carbono recebia $30 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de efluente doméstico coletado no canal de esgoto bruto da ETE Arrudas. A vazão coletada era controlada por um inversor de frequência associado a uma bomba para recalque. Levando em consideração a configuração geométrica do reator, este operou com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 5,76 h e velocidade ascensional do efluente equivalente a $0,87 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$.

O controle da vazão efluente era realizado por medição semanal, através do método direto, em uma tubulação previamente construída para tal finalidade (Figura 4.2). A vazão fornecida pelo reator anaeróbico era direcionada a um aparato construído para a distribuição do efluente para as *wetlands* (Figura 4.3).

Periodicamente, procedia-se ao descarte do lodo biológico que se acumulava no interior do reator UASB. O descarte variava de acordo com as características observadas visualmente e também analisadas no laboratório, como sólidos em suspensão e sólidos sedimentáveis. Este último parâmetro era mensurado *in loco* através de cones *Imhoff*.

O aparato para a distribuição de vazão era do tipo caixa vertedoura, construída de metal e protegida por uma camada de tinta não corrosiva. A caixa possuía diâmetro de 0,6 m e era dividida em três partes: duas de mesmo comprimento de vertedor correspondentes às *wetlands*, e a outra (Figura 4.3), com comprimento de vertedor igual ao somatório das outras duas, cuja vazão era direcionada a um sistema de *bypass*.



FIGURA 4.3: Aparato para a distribuição de vazão

Assim, o aparato distribuía $7,5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ para cada unidade *wetland* e $15 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de vazão para o *bypass* que poderia, posteriormente, ser utilizada por outra nova unidade que poderia ser construída na área da estação.

De toda forma, para garantir às *wetlands* o controle e o fornecimento correto da vazão de projeto, foram construídas tubulações (Figura 4.4) que eram utilizadas para a sua medição, por método direto, na saída do “divisor de vazão”.



FIGURA 4.4: Tubulações para medição e controle da vazão afluente às *wetlands*.

As vazões de saída do reator UASB e entrada do sistema de *wetlands* eram frequentemente medidas para o controle operacional do sistema. Nas ocasiões de amostragem dos efluentes, as vazões, além de medidas, eram reajustadas, se necessário, e incluídas no banco de dados da pesquisa.

4.2.2 Sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais

Duas unidades de *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial (WHSS) foram dimensionadas segundo as recomendações contidas em Crites *et al.* (2005) e construídas em paralelo após o reator UASB.

As configurações geométricas das unidades de *wetlands* foram baseadas nas seguintes equações:

$$As = Q \left(Ln * \frac{Ca}{Ce} \right) / (K * Hliq * n) \quad (4.1)$$

As = Área superficial (m²)

Q = Vazão de projeto (m³/d) – foi adotado o valor de 7,5 m³/d para cada *wetland*, equivalente à contribuição de 50 habitantes para ambas as unidades de tratamento;

Ca = Concentração de DBO₅ afluyente (mg/L) – para esta variável foi adotado o valor médio obtido em um banco de dados histórico da ETE experimental para o efluente de outro reator UASB (108 mg DBO₅/L);

Ce = Concentração de DBO₅ efluente desejada (mg/L) – adotou-se o valor de 30 mg DBO/L;

K = Coeficiente de remoção de DBO₅ (d⁻¹) a certa temperatura do líquido (°C) – vide Equação 4.2;

H_{liq} = Altura do líquido no interior do leito filtrante (m) – valor adotado de 0,3 m, inferior à altura do leito 10 cm, para evitar potencial exposição do efluente na superfície;

n = Macroporosidade do meio (%) – baseando-se no intervalo de valores (4,8 a 9,5 mm) para o diâmetro equivalente à brita 0, sugerido pela NBR 7217/1987, utilizou-se o valor de 0,35, correspondente ao tamanho efetivo de 8 mm (CRITES *et al.*, 2005).

$$K = K_{20} * 1,06^{(T-20)} \quad (4.2)$$

K₂₀ = Coeficiente de remoção de DBO₅ a 20°C (d⁻¹) – valor sugerido de 1,1 d⁻¹ por Reed (1995);

T = Temperatura do líquido no mês mais frio (°C) – adotou-se o valor de 20°C obtido do banco de dados histórico da ETE experimental;

$$L = \left(\frac{1}{H_{liq}} \right) \left[\left(\frac{Q * A_s}{m * K_s} \right) \right]^{0,5} \quad (4.3)$$

L = Largura do leito (m)

m = Porção do gradiente hidráulico disponível (%) – valores sugeridos por Crites *et al.* (2005) de 0,05 a 0,20 (adotado 0,1);

K_s = Condutividade hidráulica (m/d) - baseando-se no intervalo de valores (4,8 a 9,5 mm) para o diâmetro equivalente à brita 0, sugerido pela NBR 7217/1987, utilizou-se o valor 5000 correspondente ao tamanho efetivo de 8 mm (CRITES *et al.*, 2005).

Como já mencionado, as unidades de tratamento foram dimensionadas para um equivalente populacional de 50 habitantes cada, recebendo continuamente uma vazão de $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ do efluente pré-tratado pelo reator UASB. Uma das *wetlands* foi vegetada e a outra não, sendo esta o controle do experimento.

É importante ressaltar que a área utilizada para a construção do sistema já se encontrava escavada, pois anteriormente pertencia a uma unidade de um sistema de lagoas de maturação, que era utilizada como pós-tratamento de outro reator anaeróbio. Dessa forma, as configurações geométricas dimensionadas para o sistema de *wetlands* deveriam ser aproximadamente equivalentes àquela pertencente à lagoa de estabilização que ali se encontrava.

Respeitando a concentração final de DBO_5 efluente desejada no projeto, bem como as demais variáveis de entrada nas equações de dimensionamento, a configuração final das unidades de *wetlands* foi equivalente ao espaço disponível, sendo observados apenas alguns ajustes. O comprimento final dimensionado foi de 22,3 m e a largura de 3,7 m para cada leito, muito próximos ao espaço disponível. A inclinação de fundo das unidades e a altura dos leitos utilizadas foram aquelas sugeridas pela literatura (CRITES *et al.*, 2005).

A Tabela 4.1 resume as principais características operacionais do sistema implantado na ETE experimental.

Tabela 4.1 – Características operacionais para cada unidade de wetland horizontal

Parâmetro	Símbolo	Unidade	Valor
Altura total dos leitos	H	m	0,4
Altura do líquido nos leitos (altura útil)	H_{liq}	m	0,3
Comprimento	C	m	24,1
Largura no topo	L	m	3,0
Inclinação longitudinal do fundo	I	%	0,5
Volume total de escória em cada leito		m^3	28,9
Volume útil de escória em cada leito		m^3	21,7
Vazão	Q	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	7,5
Taxa de aplicação hidráulica	TAH	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	0,12
Tempo de detenção hidráulica (=V/Q)	TDH	d	3,3
Tempo de detenção hidráulica real (=V.porosidade/Q)	TDHr	d	1,2
Área superficial	AS	m^2	72,3

As FIG. 4.5 e 4.6 representam, respectivamente, a vista geral em planta e o corte do sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais operadas na ETE Experimental.

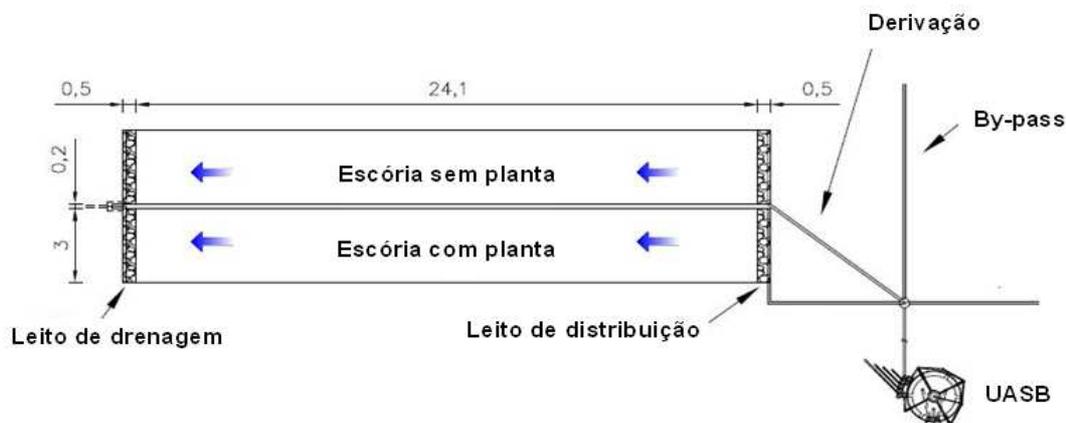


FIGURA 4.5: Planta do sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais

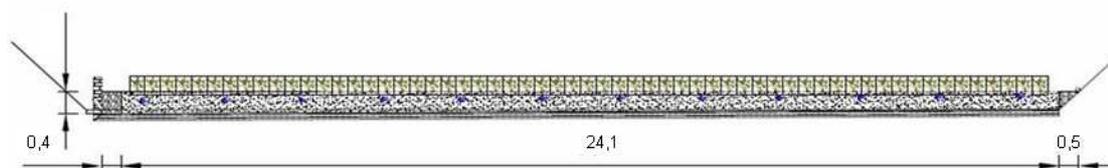


FIGURA 4.6: Corte do sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais

Após a drenagem do efluente que ocupava o volume da lagoa de estabilização, procedeu-se à limpeza do local e à compactação com 20 cm de argila no fundo da unidade de tratamento, através de um compactador mecanizado. Nessa ocasião, aproveitou-se para incluir a inclinação do fundo das *wetlands*, que era de 0,5%. Para a proteção contra infiltração do efluente nos taludes (inclinação de 45°), foram aproveitadas as geomembranas (PEAD de 0,8 mm de espessura) que já eram usadas na antiga unidade de lagoa de estabilização.

A seguir, a área para a construção do sistema de *wetlands* foi dividida em duas partes por um muro de alvenaria impermeabilizado de altura equivalente a 0,9 m. O processo construtivo pode ser observado na FIG. 4.7, com destaque para o fundo de argila compactada, para o muro de alvenaria impermeabilizado separando as duas unidades de tratamento e para a geomembrana cobrindo os taludes.



Figura 4.7: Unidades de *wetlands* em construção com destaque para o muro de alvenaria impermeabilizado o fundo de argila compactada e a geomembrana cobrindo os taludes.

Cada unidade de *wetland* era constituída das seguintes partes:

- *Leito de distribuição do afluente (zona de entrada)*

Leito de “pedra de mão” com granulometria entre 10 e 15 cm de diâmetro, com dimensões de 3,0 m largura x 0,4 m altura x 0,5 m comprimento (FIG. 4.8). Este trecho de transição era responsável pela homogeneização da distribuição do afluente e eventual contenção de sólidos provenientes do efluente do reator UASB.



Figura 4.8 – Processo construtivo do leito de pedra de mão destacando sua granulometria.

- *Tubulação de distribuição do afluente*

Tubulação de PVC com 60 mm de diâmetro disposta perpendicularmente ao comprimento das unidades de tratamento (FIG. 4.9) e com comprimento correspondente à largura do leito de cada *wetland* (3,0 m). A tubulação foi perfurada com orifícios de 10 mm de diâmetro separados entre si por uma distância equivalente a 10 cm.



Figura 4.9 : Tubulação de distribuição do afluente nas unidades de *wetlands* com destaque para os furos ao longo de seu comprimento.

- *Leito filtrante de escória de alto-forno*

As duas unidades foram preenchidas por escória de alto-forno previamente britada e livre de fragmentos de pequenas dimensões. Sua granulometria foi especificada como brita 0 ($d_{10} = 19$ mm, coeficiente de desuniformidade $d_{60}/d_{10}=1,2$). Tal como o leito de distribuição, a altura do leito filtrante era de 0,4 m sendo a escória disposta manualmente no interior das unidades para não comprometer as estruturas já construídas.

A FIG. 4.10 mostra o material filtrante já disposto homogeneamente na área da unidade, respeitando uma borda livre de 0,5 m. Ao longo do comprimento do leito, foram introduzidas tubulações perfuradas de PVC com diâmetro de 100 mm distanciadas entre si 3,5 m para eventual coleta de amostras e medições de perda de carga.



FIGURA 4.10: Vista dos leitos filtrantes do sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais.

- *Leito de drenagem do efluente (zona de saída)*

Para a retirada do efluente, ao final de cada *wetland* foi construído um leito de pedra de mão com a mesma faixa granulométrica do leito de distribuição. A coleta do efluente era realizada por uma tubulação de PVC perfurada, com 60 mm de diâmetro, colocada no fundo da unidade e disposta perpendicularmente ao comprimento de cada *wetland*.

A FIG. 4.11 abaixo mostra o leito de drenagem do efluente, com destaque para uma tubulação disposta verticalmente, interligada à tubulação perfurada no fundo das unidades de tratamento. Caso fosse necessário, essa tubulação poderia ser conectada a uma mangueira de água para a desobstrução dos orifícios da tubulação de drenagem.



FIGURA 4.11 – Leito de drenagem com destaque para a tubulação utilizada para limpeza.

- *Poço de visita e tubulações de coleta de efluente*

Para a coleta do efluente final e regulagem da altura da lâmina de água residuária nas *wetlands*, foi construído um poço de visita onde se encontravam as tubulações de saída das duas unidades de tratamento. Essas tubulações eram interligadas às tubulações de drenagem através de joelhos que as tornavam articuladas e permitiam o controle da altura da lâmina de água residuária pelo princípio dos vasos comunicantes.

O poço de visita é mostrado na FIG 4.12, destacando a saída do efluente final nas unidades de *wetlands*. Neste ponto também eram realizadas medições semanais de vazão através de método direto, usando balde graduado e cronômetro.



FIGURA 4.12: Poço de visita com destaque para as tubulações de coleta de amostras e medição de vazão.

4.3 Plantio e manutenção da vegetação

A espécie de macrófita selecionada para o plantio em uma das unidades de *wetlands* foi a Taboa (*Typha latifolia*). Além de ser uma espécie adaptada a ambientes saturados de água, apresentar crescimento acelerado, e por possuir aerênquima, eventualmente permitiria a condução de oxigênio para o interior do leito filtrante.

Os espécimes identificados foram coletados em um ambiente natural alagado nas proximidades do município de Belo horizonte e conduzidos à ETE Experimental. A coleta foi realizada manualmente, com cuidado para a preservação das partes anatômicas das plantas, especialmente as raízes e os rizomas.

Na estação, as melhores plantas coletadas foram selecionadas e procedeu-se ao corte da parte aérea. Os espécimes foram cortados na forma de estaca ficando com um comprimento final de 0,8 cm. Como a taboa se dispersa por rizomas, alguns exemplares interligados tiveram que ser individualizados para serem plantados.

Deve-se destacar que, antes do plantio, o efluente já estava sendo conduzido através das unidades de tratamento durante 12 dias. Este procedimento foi realizado para permitir a adaptação da biomassa microbológica no leito de escória e para formar um ambiente mais adequado para as plantas. De toda forma, para realizar o plantio direto, a altura do efluente foi reduzida para evitar sua exposição no momento da abertura das cavas.

Assim, os espécimes previamente preparados, foram plantados em pequenas cavas feitas com enxada, respeitando uma densidade de quatro plantas por metro quadrado. Esta densidade, sugerida por Reed *et al.* (2005), deveria ser respeitada, pois a dispersão das plantas pelos rizomas aumentaria o número de indivíduos com o tempo.

Em experimento conduzido no Brasil (BRASIL, 2005), wetlands horizontais subsuperficiais foram saturadas inicialmente com água e propágulos de aproximadamente 0,30 m de *Typha latifolia* foram cultivadas no leito. A densidade do plantio foi em média de 8,5 propágulos/m². Por outro lado, recomendações técnicas relativas a experiências francesas ressalta que o plantio em WHSS deveria respeitar a densidade mínima de 4 plantas/m² (AGENCE DE L'EAU R.M.C., 2005).

A poda da vegetação era realizada manualmente, por meio de facões e foices, através de cortes rasos, após o florescimento das plantas e antes do início da dispersão das sementes. Todo o material vegetal cortado era, então, recolhido para se evitar a alteração das características do efluente em termos, principalmente, de matéria orgânica. Ao final, o conteúdo da poda era transportado através de caminhão-caçamba e direcionado ao aterro sanitário da cidade de Belo Horizonte.

4.4 Análises e ensaios laboratoriais

4.4.1 Amostragem e acondicionamento das amostras

As coletas eram realizadas uma vez a cada semana, entre 09 e 11 horas da manhã. As amostras de efluentes eram coletadas no canal de esgoto bruto (amostras compostas), na tubulação da saída do reator UASB (amostras simples) e no poço de visita na saída de cada *wetland* (amostras simples). Para cada ponto, eram utilizados frascos de polietileno de 0,5 – 1 litro.

Após a coleta, os frascos eram acondicionados em recipientes de isopor contendo pedras de gelo previamente preparadas em um freezer existente na casa de apoio da estação experimental. Este procedimento era necessário para preservar as amostras até a chegada ao laboratório, que distava cerca de dez quilômetros da ETE Arrudas. Ao chegar ao laboratório, os frascos eram alocados em freezers a uma temperatura de 4°C, até o momento das amostras serem processadas.

A FIG. 4.13 mostra de maneira simplificada os pontos de coleta: esgoto bruto, saída do reator UASB e saída das *wetlands*.

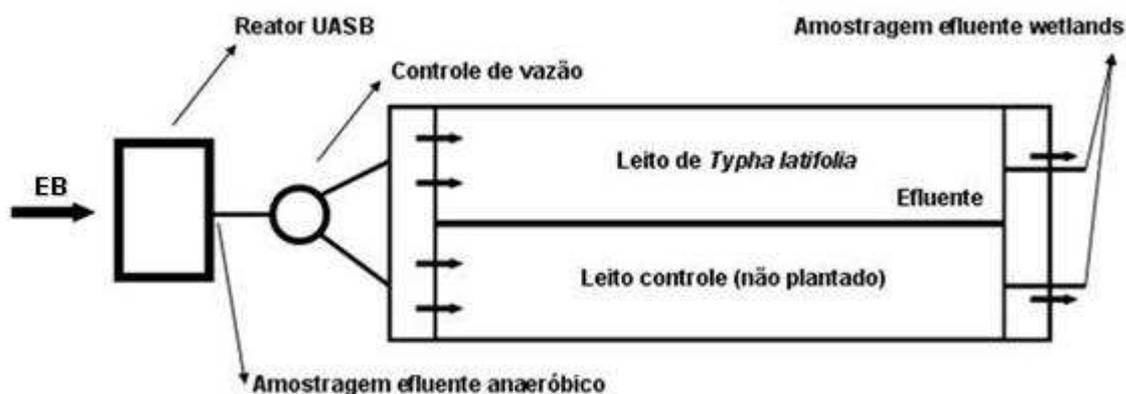


FIGURA 4.13: Esquema mostrando as unidades de tratamento que compõem o sistema e os pontos de coleta de amostras.

A seguir (FIG. 4.14), é mostrado o ponto de coleta localizado no reator UASB (com detalhe para as tubulações de descarte do lodo) e os pontos onde eram coletadas as amostras nas saídas das *wetlands* subsuperficiais em caixa de visita apropriada.



FIGURA 4.14: Ponto de coleta no reator UASB e amostragem no poço de visita do sistema de *wetlands*.

4.4.2 Efluentes

As análises dos parâmetros de qualidade dos efluentes foram realizadas no Laboratório de Análises Físico-químicas e no Laboratório de Análises Bacteriológicas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Para as demais

análises foram utilizadas as dependências de outros laboratórios da própria UFMG ou de laboratórios contratados.

Os seguintes parâmetros físico-químicos foram avaliados nas amostras dos efluentes:

- DQO total, DBO₅ total, sólidos em suspensão totais e voláteis, turbidez, alcalinidade, pH, nitrogênio orgânico, amônia, nitrato, fósforo total, fosfato e OD.

As análises dos parâmetros supracitados foram realizadas de acordo com os procedimentos constantes no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1998).

Para a caracterização microbiológica dos efluentes, foram analisados os parâmetros Coliformes totais e *E. coli*. Para tal, adotou-se o método do Colilert (técnica cromogênica) que utiliza a tecnologia de substrato definido (Defined Substrate Technology) para detecção de coliformes totais e *E. coli* em água.

Amostras dos efluentes foram digeridas e submetidas à análise por espectrofotometria de absorção atômica seguindo a norma ABNT NBR 10007, sendo avaliados os seguintes metais:

- K, Ca, Na, Mg, Al, Mo, B, Cu, Mn e Fe.

Na TAB. 4.2 são mostrados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados e a periodicidade das análises.

TABELA 4.2: Parâmetros físico-químicos e microbiológicos avaliados.

Parâmetros	Semanais	Quinzenais	Mensais
<i>DBO total</i>		X	
<i>DQO total</i>	X		
<i>Sólidos em suspensão totais, fixos e voláteis</i>	X		
<i>Turbidez</i>	X		
<i>pH</i>	X		
<i>Fósforo total e fosfato</i>	X		
<i>Nitrogênio orgânico, amônia, nitrato</i>	X		
<i>Coliformes Totais e E. coli</i>			X
<i>K, Ca, Mg, S, Mo, B, Cu, Mn, Fe, Al</i>			X

4.4.3 Meio filtrante

4.4.3.1 Composição química

Para a caracterização dos elementos químicos presentes na escória de alto forno, amostras virgens do material foram selecionadas por quarteamento, moídas e submetidas a análises semiquantitativas por difratometria de raios-X realizadas em um Difrátômetro Philips, modelo PW1710, utilizando radiação $\text{CuK}\alpha$ e cristal monocromador de grafita, velocidade de varredura $0,06^\circ 2\theta/\text{s}$, tempo de contagem 1 s, intervalo de varredura de 3° até $90^\circ 2\theta$.

O método de análise se baseou na comparação dos valores das distâncias interplanares e das intensidades dos picos nos difratogramas das amostras analisadas e uma amostra de referência, utilizando o padrão do banco de dados PDF-2 do ICDD – International Centre for Diffraction Data.

4.4.3.2 Caracterização física

O volume de vazios da escória de alto forno foi determinado em laboratório, empregando-se proveta graduada de 1 litro de volume e água destilada.

A análise de granulometria do material se deu por meio de peneiramentos sequenciais com malhas progressivamente menores, em que cada uma retém uma parte da amostra. Esta operação, conhecida como análise granulométrica, é aplicável a partículas de diâmetros compreendidos entre 7cm e $40\mu\text{m}$ (GOMIDE, 1980).

4.4.3.3 Lixiviação e solubilização

Amostras de escória virgem, selecionadas por quarteamento, também foram submetidas à análise de solubilização e lixiviação segundo a norma NBR 10005:2004 – *Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos* e NBR 10006:2004 – *Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos*. Esses procedimentos foram adotados para verificar se o material poderia alterar as características do efluente em tratamento nas *wetlands* fornecendo elementos químicos típicos de sua composição química.

Para a análise dos extratos lixiviados e solubilizados foram utilizadas as metodologias constantes no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 21^o Edition (AWWA/APHA/WEF, 2005).

Destaca-se que foram analisados em amostras dos extratos solubilizados e lixiviados os mesmos metais (Ca, Na, Mg, Al, Mo, B, Cu, Mn e Fe) mensurados nas amostras de efluentes do reator UASB e das duas *wetlands* do sistema.

4.4.4 Plantas

4.4.4.1 Crescimento e Desenvolvimento

Para a avaliação do desenvolvimento das plantas cultivadas e sua influência no desempenho da unidade plantada, amostras da Taboa foram avaliadas através de medições da parte aérea e do sistema radicular, durante o tempo do experimento. Para isso, amostras de três pontos diferentes ao longo do leito (início, meio e fim) foram coletadas com cuidado, preservando a estrutura das raízes e da parte aérea. As medições eram feitas com trena e os resultados computados em um banco de dados. A seguir, os espécimes retirados para a medição, eram novamente plantados na unidade.

4.4.4.2 Caracterização da biomassa vegetal

Antes da realização da primeira poda, após o florescimento e maturidade da Taboa, amostras das plantas foram coletadas para a quantificação da matéria seca e do conteúdo de macro e micronutrientes. A amostragem foi realizada em três pontos distintos da *wetland* cultivada, através de cortes rasos, próximos à superfície do leito. O material vegetal foi conduzido para o Departamento de Veterinária da Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG onde foi triturado, moído, pesado e secado à temperatura de 65°C. Após secagem, o material foi novamente pesado para determinação da massa seca e, a seguir, conduzido ao Instituto Mineiro de Agropecuária - IMA onde foram realizadas as análises de nutrientes. Os nutrientes analisados foram: N, P, K, Ca, Mg, S, B, Fe, Cu, Zn, Mn.

4.5 Análises estatísticas

A análise estatística dos dados para comparar o desempenho entre as unidades de *wetlands* horizontais subsuperficiais plantada e não plantada foi feita utilizando o teste não paramétrico entre variáveis dependentes *Wilcoxon matched-pairs test* a 5% de significância, empregando o software Statística ®.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Operação do sistema

O sistema iniciou sua operação no dia 20/06/2007, período anterior ao plantio das macrófitas na unidade que seria vegetada. Este procedimento foi adotado para o potencial estabelecimento de um biofilme microbiológico no interior do leito filtrante. A seqüência dos eventos durante o período de monitoramento do sistema está descrita na TAB. 5.1:

TABELA 5.1 – Seqüência de eventos durante o período de experimento.

Evento	Data	Dia
Start-up	20/06/07	01
Plantio	01/07/07	12
Primeiros brotos e rizomas	24/07/08	35
Início do monitoramento	20/09/07	93
Primeiras plantas floridas	12/11/07	146
Poda das plantas	14/02/08	240
Fim do monitoramento	16/04/08	302

5.2 Macrófitas aquáticas

5.2.1 Crescimento e desenvolvimento da cobertura vegetal

O plantio das taboas (01 de julho de 2007) ocorreu 12 dias após o início do funcionamento das unidades *wetlands*, com o fornecimento do efluente pré-tratado anaerobiamente pelo reator UASB. Como planejado, as plantas adultas coletadas na zona rural da cidade de Belo Horizonte foram trazidas embaladas em sacos plásticos e levadas à ETE Experimental. Após serem cortadas na forma de estaca, mantendo-se 0,8 m de parte aérea e separando os indivíduos que estavam interligados por rizomas, procedeu-se ao plantio de quatro plantas por metro quadrado no leito de escória de alto forno.

A FIG. 5.1 mostra as taboas plantadas em uma das unidades de tratamento, com destaque para a forma como os espécimes foram cortados e a disposição dos indivíduos no leito filtrante.



FIGURA 5.1: Disposição das plantas durante o plantio no leito filtrante.

Durante a maior parte do mês de julho de 2007 as plantas não apresentaram desenvolvimento aparente, no que diz respeito ao crescimento da parte aérea ou propagação via rizomas e produção de propágulos. Os espécimes progressivamente começaram a secar e, no dia 35 (24/07/2007) foi verificado o crescimento dos primeiros brotos (propágulo) e rizomas na cultura de taboa da unidade de *wetland* plantada (Figura 5.2).



FIGURA 5.2: Surgimento dos primeiros brotos e rizomas na superfície do leito filtrante.

O crescimento foi lento no início, principalmente durante o mês de agosto, provavelmente devido ao estresse fisiológico do período seco e da baixa umidade relativa em que foram plantadas. Neste mês, as plantas atingiram em média a altura de 0,23 m da parte aérea e raízes pouco desenvolvidas, de comprimento médio de 0,05 m. Com relação à produção de brotos, os valores médios obtidos foram de 2,4 brotos/planta.

Reduzido crescimento também foi observado durante os meses de setembro e outubro de 2007, com valores médios de altura da parte aérea, comprimento das raízes e número de brotos por planta, respectivamente de 0,31 m e 0,46 m, 0,09 m e 0,12 m, 3,8 e 5,8 brotos/planta. Durante o período de setembro, no dia 93 (20/09/2007), iniciou-se o monitoramento físico-químico dos efluentes do reator UASB e das duas unidades de *wetlands* horizontais subsuperficiais.

A FIG. 5.3 mostra respectivamente como foi o crescimento e desenvolvimento das plantas durante os meses de setembro e outubro de 2007. A altura da parte aérea das plantas pode ser comparada com a borda livre (0,5 m) que separa as duas unidades de tratamento. Destaca-se também, nas figuras abaixo, a palha resultante da secagem dos espécimes originais que foram inicialmente plantados, dando origem aos novos indivíduos na unidade.



FIGURA 5.3: Crescimento e desenvolvimento das plantas em setembro e outubro de 2007.

Pode-se notar pela FIG. 5.4 o crescimento de brotos a partir da planta originalmente plantada e que se apresenta seca ao lado dos mesmos. Muitas delas não conseguiram dar origem a propágulos, fazendo com que algumas partes do leito ficassem sem cobertura vegetal.



FIGURA 5.4: Crescimento dos brotos a partir da planta original e áreas onde não crescimento.

Os espécimes inicialmente plantados que conseguiram sobreviver após a secagem da parte aérea e que se desenvolveram lentamente durante os meses de agosto, setembro e outubro de 2007 deram origem a vários brotos que se propagaram via rizomas e vegetaram grande parte da unidade em novembro (Figura 5.5). Durante este período, caracterizado por chuvas intensas, o crescimento das plantas foi vigoroso, atingindo alturas de 1,73 m ao final do mês.



FIGURA 5.5: Histórico fotográfico do crescimento das plantas no mês de novembro.

O número de brotos por planta aumentou visivelmente atingindo em média o número de 23 brotos/planta. Da mesma forma, as raízes alcançaram comprimentos médios de 0,19 m. A FIG. 5.6 mostra um espécime retirado para a realização das medições de parte aérea e comprimento das raízes. A seguir (Figura 5.7), é mostrada a forma como a planta era novamente reintroduzida no substrato, com destaque para o afloramento do efluente a partir da abertura da cava. Pode também ser observado, em detalhe, o rizoma formado a partir da planta adulta dando origem a um novo propágulo.



FIGURA 5.6: Espécime retirado do leito para medição das partes anatômicas.



FIGURA 5.7: Reposição do espécime medido com destaque para o afloramento do efluente.

Este mesmo procedimento de replantio foi adotado para a reintrodução de plantas nos locais onde não houve crescimento e formação de propágulos a partir das taboas inicialmente plantadas. A própria *wetland* vegetada se tornou fonte de mudas para os locais deficientes em plantas. A FIG. 5.8 mostra a situação dos pontos sem vegetação antes (05/10/2007 – dia 108) e depois do transplante de mudas no leito filtrante (01/11/2007 – dia 135).



FIGURA 5.8: Áreas sem vegetação e após haver o replantio de espécimes do próprio leito.

No mês de novembro, no dia 146 (12/11/2007), também foram identificadas as primeiras flores da cultura de taboa na unidade plantada, como mostrado na FIG. 5.9, demonstrando que a cultura estava atingindo seu estágio de maturidade.



Figura 5.9 – Primeiras flores da cultura de taboa.

Os meses de dezembro de 2007 e janeiro de 2008 foram caracterizados por menor taxa de crescimento das macrófitas, com o aumento da produção de flores na cultura. Para esses dois meses, as taboas atingiram valores médios de altura da parte aérea, comprimento das raízes e número de brotos por planta, respectivamente de 2,15 m e 2,22 m, 0,20 m e 0,22 m, 24 e 25 brotos/planta.



FIGURA 5.10 – Características das plantas nos meses de dezembro de 2007 e Janeiro de 2008.

Um fato interessante e que deve ser destacado é que durante todo o período do experimento anterior à poda, as plantas localizadas próximas ao leito de distribuição não cresceram como as demais ao longo do leito plantado e apresentaram alguns sintomas de toxicidade, como as pontas das folhas queimadas e clorose (Figura 5.11). Este fato pode ser explicado pela alta carga de matéria orgânica e de nutrientes aos quais ficaram expostas, o que tornou o ambiente com características tóxicas, eventualmente ultrapassando o limite de tolerância das macrófitas. A altura média apresentada por esses espécimes durante esse período foi de 1,53 m.



FIGURA 5.11: Sintomas de toxidade nos espécimes localizados no início do leito.

No período do experimento, a cobertura vegetal de *Typha latifolia* foi submetida a uma única poda (14/02/2008 – dia 240). Naquela ocasião, as plantas atingiam alturas médias de 2,4 m, com os espécimes floridos quase em sua totalidade. A poda foi realizada através de cortes rasos na altura de 10 cm da parte aérea das plantas (Figura 5.12) com o uso de foices e facões. Com relação ao comprimento das raízes, as macrófitas atingiram em média 0,25 m e o número médio de brotos por planta foi de 25.



FIGURA 5.12: Poda da vegetação e retirada da biomassa verde.

Grande parte da biomassa relativa à parte aérea cortada foi retirada do leito e direcionada para o aterro sanitário de Belo Horizonte. Contudo, uma parte do material não foi removida do local após o corte, sendo visivelmente submetida à decomposição no próprio leito e lixiviada pelas chuvas que ocorreram no período. Notou-se, também, a presença de vegetação oportunista (Figura 5.13) que começou a colonizar parte do leito não plantado. Estas plantas eram retiradas manualmente para não comprometer a qualidade do efluente em tratamento e os objetivos da pesquisa.



FIGURA 5.13: Parte da biomassa em decomposição no leito e plantas oportunistas no leito da unidade controle

Ademais, pode-se dizer que a poda ocorreu tardiamente, pois as flores já haviam iniciado a dispersão das sementes. Estas foram lançadas através dos ventos para toda a área da ETE Experimental, caindo sobre as demais unidades do local, inclusive em alguns setores da própria ETE Arrudas/COPASA. O leito plantado ficou recoberto pelo material vegetal das sementes (Figura 5.14), não sendo imediatamente removido do local pela dificuldade da limpeza.



FIGURA 5.14: Dispersão das sementes e disposição das mesmas na superfície do leito.

Iniciou-se, dessa forma, um novo ciclo de crescimento das plantas prolongando-se até a poda seguinte da cultura de taboa (junho 2008). A TAB. 5.2 apresenta a evolução do desenvolvimento das macrófitas nos meses anteriores ao primeiro corte (14 de fevereiro de 2008) e ao longo dos meses de fevereiro, março e abril de 2008.

TABELA 5.2: Evolução do desenvolvimento das taboas antes e depois da poda (fevereiro 2008).

	2007					2008			
	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril
Parte aérea	0,23	0,31	0,46	1,73	2,15	2,22	2,40	1,10	2,11
Raízes	0,05	0,09	0,12	0,19	0,2	0,22	0,25	0,16	0,2
Propágulos	2,4	3,8	5,8	23,0	24,0	24,0	25,0	9,2	19,0

Unidades – Parte aérea e raízes (m), propágulos (n°)

A FIG. 5.15 mostra a característica da vegetação nos meses de março e abril de 2008. No mês de abril começaram a surgir novas flores na cultura de taboa.



FIGURA 5.15: Característica da vegetação nos meses de março e abril de 2008.

5.2.2 Evapotranspiração

A partir das medições de vazões de entrada e saída das unidades de *wetland* plantada e não plantada entre 09 e 11 horas dos dias de coleta nos meses janeiro a abril de 2008, chegou-se aos seguintes resultados médios, evidenciados na TAB. 5.3:

TABELA 5.3: Resultados médios de vazões de entrada e saída das wetlands.

	<i>Wetland</i> Plantada		Controle	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Média (m³/d)	8,6	5,0	8,6	6,7
Desvio Padrão	1,7	1,5	1,8	1,7

Pode ser constatada uma menor vazão efluente apresentada pela unidade plantada quando comparada à unidade controle. Tal fato pode ser atribuído à transpiração apresentada pela biomassa vegetal que, durante todo o período de coleta dos dados de vazão, apresentou valores inferiores para a vazão efluente. A percentagem média de perda por evapotranspiração para a unidade vegetada foi de 42% e para a *wetland* sem plantas foi de 22%. Deve-se ressaltar que são valores elevados e, uma vez que a vazão efluente é bastante reduzida, os poluentes tendem a se concentrar mais. A utilização do teste não paramétrico entre variáveis dependentes *Wilcoxon matched-pairs test* a 5% de significância confirmou diferença significativa entre as vazões efluentes da unidade vegetada e do controle sem plantas, sendo que a *wetland* plantada sempre apresentou vazões efluentes menores. Por outro lado, as vazões afluentes apresentaram valores muito próximos para as duas unidades de tratamento.

Para o caso da *wetland* plantada, que possuiu perdas significativamente maiores, sua eficiência, no que diz respeito à remoção dos parâmetros de qualidade de águas residuárias poderia ser subestimada pela maior concentração potencial dos poluentes no efluente final.

A perda de vazão na *wetland* não plantada pode ser atribuída à eventual evaporação do efluente a partir das camadas mais superficiais do leito filtrante. O período de análise de vazão ocorreu entre janeiro e abril de 2008 (Figura 5.16), com médias de temperaturas historicamente elevadas.

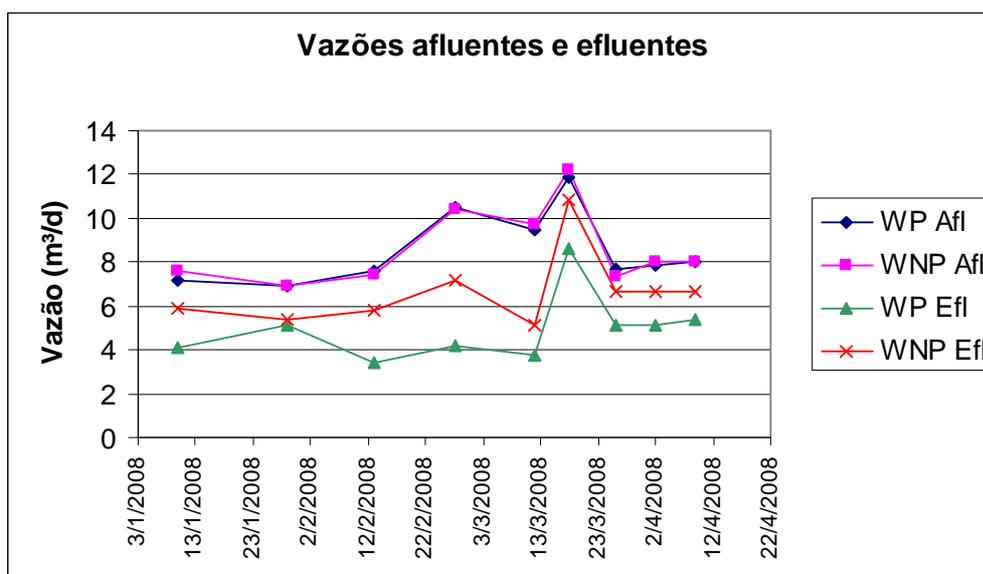


FIGURA 5.16 – Vazões de entrada e saída do sistema de *wetlands*.

Esse fato poderia ter contribuído para a elevação da temperatura do leito filtrante exposto na unidade controle e, assim, potencialmente transferir energia calorífica para o efluente em tratamento. Ressalta-se que as perdas por infiltração podem ser consideradas desprezíveis, já que o fundo da unidade foi impermeabilizado com argila compactada com 20 cm de profundidade, os taludes foram revestidos com PEAD e o muro de alvenaria coberto por camada impermeabilizada.

Observa-se que, a partir do mês de março, os valores de vazão efluente aumentam e se aproximam mais das vazões afluentes para ambas as unidades de *wetlands*. Foi um período caracterizado pelo aumento das precipitações pluviométricas e redução gradativa da temperatura do ar.

Deve-se destacar, também, que a variação das vazões afluentes, evidenciada na FIG. 5.16, ocorreu devido ao mau funcionamento de dispositivos que faziam parte do conjunto motobomba que recalava o esgoto bruto para o reator UASB. Após a medição, a vazão era reajustada para o valor de projeto.

Nota-se pela FIG. 5.17 que, durante todo o monitoramento da vazão, a unidade plantada apresentou uma percentagem de perda de água superior à unidade controle. Tal fato se mostra mais evidente ao longo do mês de fevereiro de 2008, caracterizado por temperaturas elevadas e índices pluviométricos reduzidos, em que a unidade vegetada atingiu perdas em torno de

60%. Durante grande parte do mês de março, nota-se que a percentagem de perdas entre as unidades de *wetlands* se aproximam e se reduzem, provavelmente devido ao aumento da incidência de chuvas e redução da temperatura.

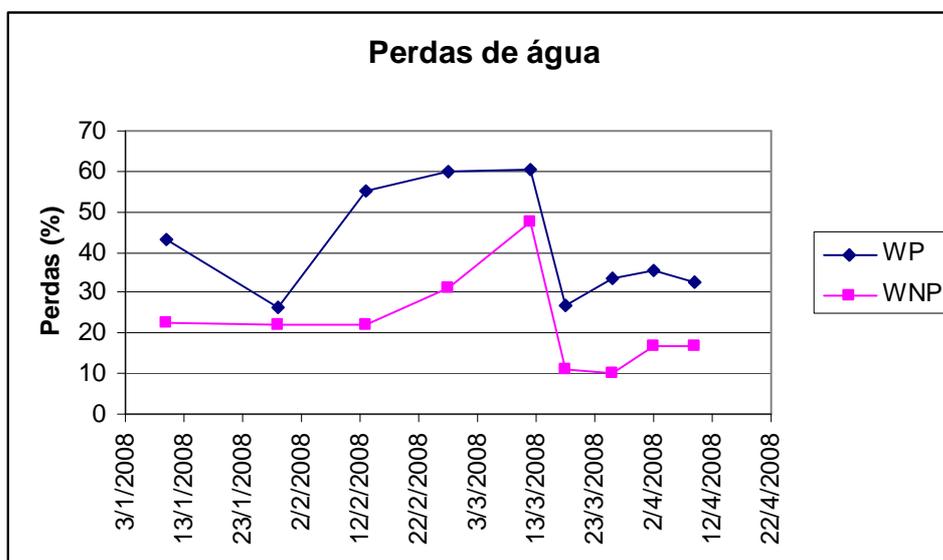


FIGURA 5.17 – Percentagem de perda de água nas unidades de *wetlands*.

De toda forma, o quociente entre os déficits das vazões de entrada e saída de ambas as *wetlands* e das respectivas áreas superficiais descreve a lâmina de efluente perdida ao longo do dia. Para a *wetland* plantada chegou-se a ao valor de 50 mm.d⁻¹ de perda e para a unidade controle, 26 mm.d⁻¹. Apesar do resultado ser elevado para os dois casos, ressalta-se a característica climática predominante no início deste estudo como fator de incremento das eventuais perdas. Além disso, o horário de coleta das amostras coincide com o intervalo de tempo do dia que apresenta médias de temperaturas mais elevadas.

5.2.3 Análise do tecido vegetal

A amostra de tecido vegetal (coletada no dia 240 – ver Tabela 5.1) submetida a secagem em estufa apresentou os seguintes resultados (Tabela 5.4) para macro e micronutrientes em relação à matéria seca:

TABELA 5.4 – Análise de macro e micronutrientes do tecido vegetal das taboas

dag.kg ⁻¹ de matéria seca (macronutrientes)						mg.kg ⁻¹ de matéria seca (micronutrientes)				
N	P	K	Ca	Mg	S	B	Fe	Cu	Zn	Mn
1,39	0,26	2,05	1,52	0,19	0,13	10	109	2	25	335

Com relação à concentração de macronutrientes no tecido vegetal da taboa, pode-se dizer que os espécimes, submetidos à exposição à água residuária pré-tratada anaerobiamente, apresentaram estado nutricional dentro dos padrões para a maioria dos nutrientes mensurados.

Dados obtidos por Boyd (1970) citado por FAO (2008) mostram os seguintes valores médios para macro e micronutrientes obtidos para tecidos de *Typha latifolia*:

dag.kg⁻¹ de matéria seca (macronutrientes)					
N	P	K	Ca	Mg	S
1,30	0,20	2,4	0,73	0,17	0,17

A observação dos dados acima mostra claramente que o conteúdo de Cálcio (Ca) das taboas no presente estudo apresentou valores duas vezes superiores aos encontrados na literatura. Este fato se deve à contribuição dada pelo meio filtrante de escória de alto forno que poderia ter elevado a concentração desse nutriente no efluente em tratamento. Esta discussão será feita com maiores detalhes nos tópicos de resultados mais à frente.

Quanto ao conteúdo de micronutrientes, FAO (2008) reporta os seguintes valores para *Typha latifolia*:

mg.kg⁻¹ de matéria seca (micronutrientes)				
B	Fe	Cu	Zn	Mn
-	120	37	30	412

Os valores acima corroboram com os dados obtidos no presente estudo, exceto para o Cobre (Cu), cujo valor encontrado na literatura é bem superior.

5.3 Efluentes

5.3.1 Resumo dos resultados

A amostragem iniciou-se em setembro de 2007, dois meses após o plantio da taboa, e durou 205 dias até 10 de abril de 2008.

Os parâmetros de qualidade das águas residuárias analisados foram Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos em Suspensão Totais (SST), Sólidos em Suspensão Voláteis (SSV), Sólidos em Suspensão Fixos (SSF), Nitrogênio

Total (NT), Nitrato, Fósforo Total, Fosfato, Turbidez, Alcalinidade, pH, Coliformes Totais (CT) e *E. coli*. Os valores da média aritmética e desvio padrão para as amostras analisadas estão na TAB. 5.5.

TABELA 5.5: Concentração média e desvio padrão dos parâmetros de qualidade do efluente.

Parâmetros	Esgoto Bruto		UASB		WP		WNP	
	Média	Desvio padrão						
DQO	528	473	145	43	42	18	64	35
DBO	154	72	41	19	15	10	19	12
SST	171	126	36	23	3	1	5	4
SSV	134	89	26	17	2,2	1,11	3,1	3,1
SSF	37	41	10,9	8,2	1	0,95	1,4	1,6
N Total	29	9	36	5,38	27	6,51	33	8,43
N Amoniacal	28	6,14	32	5,91	25	6,71	29	7,33
Nitrato	0,10	0,10	0,08	0,13	0,48	0,32	0,29	0,36
P Total	1,4	0,68	2,18	0,99	1,23	0,85	1,48	0,87
P Fosfato	1,2	0,76	1,05	0,55	0,57	0,36	0,91	0,67
Turbidez	121	63,93	64	30,26	3,12	1,56	5,01	2,62
Alcalinidade	-	-	212	19,5	281	53,11	264	36,2
pH	7,1	0,1	6,9	0,2	8,2	0,4	8,3	0,3
CT	$2,0 \times 10^9$	$1,5 \times 10^9$	$3,0 \times 10^7$	$2,0 \times 10^7$	$9,0 \times 10^5$	$4,0 \times 10^5$	$2,0 \times 10^6$	$2,0 \times 10^6$
<i>E. coli</i>	$1,0 \times 10^8$	$1,0 \times 10^8$	$5,2 \times 10^6$	$2,1 \times 10^6$	$1,3 \times 10^5$	$1,1 \times 10^5$	$4,6 \times 10^5$	$4,3 \times 10^5$

Para todos os parâmetros a unidade adotada é mg/l, com exceção de Turbidez – uT, Coliformes Totais e *E. coli* - NMP/100ml.

Pela tabela acima, o valor médio encontrado para a concentração de DBO₅ (154 mg/L) está abaixo do valor médio apresentado por von Sperling (2005), em torno de 300 mg/L. Os baixos valores para DBO₅ no esgoto bruto podem ser atribuídos ao caráter tipicamente diluído dos esgotos de Belo Horizonte e/ou da contribuição dos períodos chuvosos.

A relação DQO/DBO₅ ($528 \text{ mg.L}^{-1}/154 \text{ mg.L}^{-1}$) é igual a 3,4 que, segundo von Sperling (2005) pode ser considerado como uma relação intermediária, denotando que a fração biodegradável não é elevada. O mesmo autor relata que para esgotos domésticos brutos, a relação DQO/DBO₅ varia em torno de 1,7 a 2,4, sendo que em estudos realizados em 163 ETES nos estados de São Paulo e Minas Gerais evidenciaram valores entre 1,9 a 2,3.

Este fato pode caracterizar potencial mistura dos esgotos domésticos com efluentes industriais. Foi observado durante o período de estudo que, periodicamente, havia descarte no canal de esgoto bruto da ETE Arrudas de chorume proveniente do aterro sanitário do município de Belo Horizonte. Tal descarte poderia também contribuir para a elevação de DQO no esgoto bruto da estação. O desvio padrão obtido para este parâmetro (473 mg/L) denota a grande variação das características do esgoto bruto com relação à DQO.

Nota-se também pelos dados, que o valor obtido para a concentração de fósforo (P total = 1,4 mg/L) no esgoto bruto é bastante reduzido. A variação desse valor ao longo das unidades é bastante reduzida, sendo mais evidente para P fosfato.

A comparação entre os valores de entrada (esgoto bruto) e saída (unidades de *wetlands* plantadas e não plantadas) para a concentração dos parâmetros relativos à matéria orgânica (DQO e DBO₅), sólidos (SST, SSV, SSF), turbidez denotam a expressiva eficiência de remoção obtida pelo sistema.

As eficiências médias para cada unidade de tratamento e as eficiências globais para os sistemas que englobam a unidade de *wetland* plantada e não plantada são mostradas na TAB. 5.6.

TABELA 5.6 - Eficiências médias de remoção de concentração(%).

Parâmetros	UASB	WP	WNP	Global WP	Global WNP
DQO	73	71	49	92	86
DBO₅	73	62	54	90	88
SST	79	91	88	98	97
N total	-21,6	23	08	07	-12
N amoniacal	-12,4	22	08	13	-3
P total	-57,3	43	32	11	-6
P Fosfato	11,3	46	13	52	22
<i>E. coli</i>	95	98	91	99,8	99,5

Deve ser levado em consideração o excelente desempenho do reator UASB, principalmente no que diz respeito à eficiência de remoção de matéria orgânica (DBO₅ e DQO) e sólidos em suspensão totais, atingindo para tais parâmetros respectivamente os valores de 145 mg/L, 41 mg/L e 36 mg/L no efluente tratado anaerobiamente.

Os resultados obtidos revelam que o reator UASB utilizado no experimento possui eficiências de remoção expressivas quando comparadas às unidades de *wetlands*, principalmente em termos de remoção de matéria orgânica, fornecendo reduzidas concentrações de DBO₅ e DQO (Tabela 5.6) para as unidades de tratamento subseqüentes. Tal fato não se repete para SST, provavelmente pelo caráter de filtração típica das unidades de *wetlands* e pela perda de SST pelo reator anaeróbio em função do aumento da camada de lodo biológico com o tempo.

Com relação à eficiência global dos sistemas UASB+*wetland* plantada e UASB+*wetland* não plantada em termos de concentração, são revelados excelentes resultados em termos de remoção de matéria orgânica, atingindo para DBO₅ e DQO valores respectivamente de 92 e 86 % (WP) e 90 e 88 % (WNP). O mesmo ocorre para as duas combinações em termos de remoção de SST produzindo efluentes finais com excelentes características (Global WP – 98% e 3 mg/L; Global WNP – 97% e 5 mg/L).

Para os nutrientes N e P, as eficiências de remoção não são expressivas, sendo que para nitrogênio apenas a *wetland* plantada apresentou resultados de remoção efetiva (NT – 23% e N amoniacal – 22%). Porém, quando se interpreta os resultados de eficiência global do sistema UASB+*wetland* plantada, tal eficiência se reduz para 7% - NT e 13% - N amoniacal. Embora ocorra remoção de PT e fosfato nas unidades de *wetlands*, deve-se ressaltar que suas concentrações no esgoto bruto são bastante reduzidas, como já discutido. Da mesma forma, quando são avaliados os resultados em termos de eficiência global, tais eficiências reduzem-se para PT, mas por outro lado, elevam-se para fosfato (Global WP – 52%; Global WNP – 22%).

Através do teste não paramétrico entre variáveis dependentes *Wilcoxon matched-pairs test* a 5% de significância foi constatado que os seguintes dados, em termos de eficiência de remoção e concentração final efluente, apresentaram diferença significativa entre a unidade plantada e o controle sem planta, com melhor desempenho para a *wetland* vegetada: DBO, DQO, NT, N amoniacal, fosfato e *E. coli*. Não houve diferença significativa no que diz respeito à concentração final de SST e P total entre as unidades.

Baseando-se nas vazões medidas durante o período do experimento para as duas *wetlands* (TAB 5.3), na TABELA 5.7 está explicitada as eficiências médias obtidas pelas unidades de tratamento para a remoção em termos de carga.

TABELA 5.7 - Eficiências médias de remoção de carga(%).

Parâmetro	Wet. plantada			Wet. não plantada		
	Carga afl. (kg/d)	Carga efl. (kg/d)	Eficiência (%)	Carga afl. (kg/d)	Carga efl. (kg/d)	Eficiência (%)
DQO	1,25	0,21	83	1,25	0,43	66
DBO	0,35	0,08	79	0,35	0,13	64
SST	0,31	0,02	95	0,31	0,03	89
N Total	0,31	0,14	56	0,31	0,22	29
N Amoniacal	0,28	0,13	55	0,28	0,19	29
P Total	0,02	0,01	67	0,02	0,01	47
P Fosfato	0,01	0,00	68	0,01	0,01	32

Pelos dados obtidos acima, observa-se que, quando são analisadas as eficiências em termo de concentração e as comparam com as eficiências baseadas em carga, estas apresentam valores mais expressivos para os parâmetros que apresentaram eficiências reduzidas de remoção, em termos de concentração no sistema. Esta característica demonstra que houve expressiva remoção para nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fósforo total e P-fosfato, especialmente para a unidade plantada.

Com relação ao desempenho das *wetlands*, serão comparados, a partir de agora, os dados de concentração (e não de carga) final do efluente e eficiência de remoção dos parâmetros relativos à matéria orgânica, sólidos em suspensão, turbidez, alcalinidade e pH, nutrientes e patógenos. O texto subsequente centra-se apenas no desempenho das *wetlands*, e não do reator UASB, o qual é comum para as duas linhas. Dessa forma, foram levados em consideração os valores de concentração do efluente do reator UASB como afluente das unidades de *wetlands*.

5.3.2 Matéria orgânica

A TAB. 5.8 mostra os dados relativos à estatística descritiva dos parâmetros correspondentes à matéria orgânica (DBO₅ e DQO) para o efluente do reator UASB e efluentes das *wetlands* plantadas e não plantadas.

TABELA 5.8: Estatística descritiva dos parâmetros relativos à matéria orgânica.

	UASB		WP		WNP	
	DQO	DBO	DQO	DBO	DQO	DBO
Número de dados	25	11	25	11	25	11
Média	145	41	42	16	64	19
Mínimo	88	22	13	5	19	5
Máximo	247	95	89	30	138	39
Coefficiente de Variação	0,3	0,5	0,4	0,7	0,5	0,7
<i>Médias</i>						
Média	145	41	48	16	64	19

Mediana	136	34	44	10	54	12
Média geométrica	139	38	37	12	56	15
Variação						
Desvio padrão	44	20	18	10	35	13
Méd - 1 desvpad	102	21	23	5	29	7
Méd + 1 desvpad	189	61	60	26	99	32
Percentis						
10%	95	30	21	6	31	7
25%	111	31	26	6	36	10
50%	136	34	44	10	54	12
75%	176	46	54	25	86	30
90%	193	53	59	27	120	37

Exceto para Número de Dados (n°) e Percentis (%), a unidade é mg/L.

Nota-se pelos resultados do período de análise (Tabela 5.8), a excelente qualidade do efluente em termos de matéria orgânica. A *wetland* horizontal subsuperficial plantada apresentou melhor eficiência para a remoção de DQO, apresentando para tal parâmetro diferença significativa pelo teste não paramétrico entre variáveis dependentes *Wilcoxon matched-pairs test* a 5% de significância. As eficiências das *wetlands* plantadas e não plantadas como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB atingiram, respectivamente: DQO: 71% e 49% - DBO₅: 62% e 54%. Deve-se ressaltar a eficiência de remoção proporcionada pelo reator UASB para os parâmetros DBO₅ e DQO, fornecendo efluentes com valores relativamente reduzidos para tais parâmetros (DQO – 145 mg/L e DBO₅ – 41 mg/l). As FIGS. 5.18, 5.19, 5.20 e 5.21 mostram a evolução do tratamento para as duas unidades *wetlands* a partir do efluente fornecido pelo reator UASB.

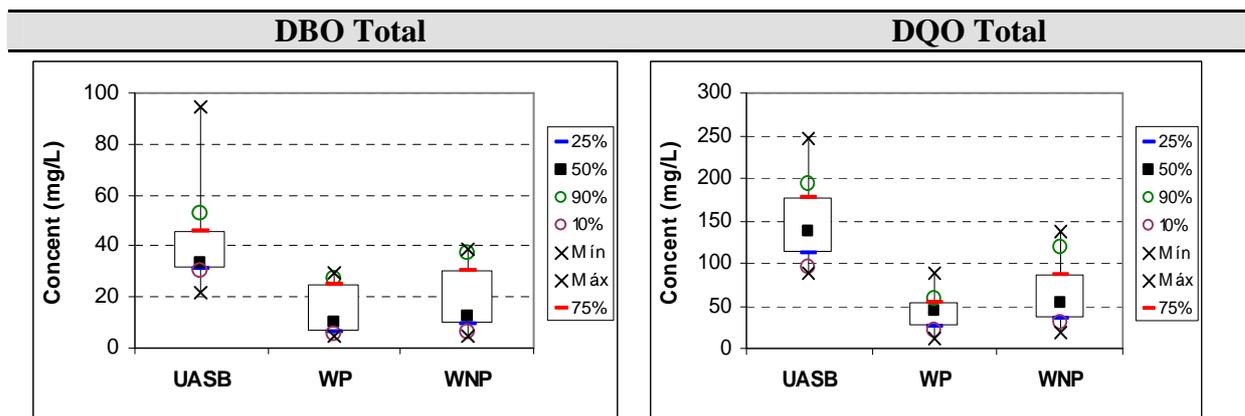


FIGURA 5.18: Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de *wetlands*.

adaptação às características do efluente inicialmente e, a seguir, uma degradação ativa pelos microrganismos já adaptados. Ressalta-se o melhor desempenho para a unidade plantada durante a maior parte do tempo de análise.

Com relação à DQO, nota-se pela série temporal uma grande variação nos valores deste parâmetro para o efluente do reator UASB. Essa tendência é seguida em grande parte do tempo pela *wetland* não plantada, e em menor monta, pela unidade vegetada, principalmente entre os dias 93 e 173. Provavelmente a retenção de partículas relativas à DQO particulada pela malha de raízes e rizomas poderia contribuir para a maior estabilidade da *wetland* plantada, mesmo em pequena proporção. Por outro lado, para a unidade sem plantas, a camada de biofilme em formação, bem como a colmatação gradativa do leito filtrante ainda incipiente, permitiriam uma maior passagem de DQO particulada para o efluente final entre os dias acima citados.

De toda forma, as características dos efluentes de ambas as unidades de *wetlands* apresentaram excelente qualidade em termos de DBO₅ e DQO (Figura 5.21) sendo que, para a Demanda Bioquímica de Oxigênio, durante todo o tempo de análise, as concentrações finais permaneceram sempre abaixo dos padrões (≤ 60 mg/L) estabelecidos para o lançamento de efluentes no estado de Minas Gerais (DN Conjunta COPAM-CERH n° 01/2008). Para este parâmetro de qualidade, o reator UASB também se manteve com característica efluente dentro dos padrões de lançamento durante 90% do tempo de análise.

Para DQO, apesar de haver uma expressiva remoção por parte do reator anaeróbico (545 – 145 mg/L), durante todo o tempo de análise as concentrações permaneceram acima do permitido para lançamento em corpos de água pela legislação estadual (≤ 180 mg/L). Por outro lado, a unidade de *wetland* plantada forneceu durante todo o período de análise concentrações efluentes dentro dos padrões de lançamento, enquanto a unidade controle permaneceu dentro do padrões durante 85% do tempo. Da mesma forma que para DQO, ambas as unidades apresentaram efluentes com características muito relevantes em termos de qualidade.

Os valores obtidos para a eficiência de remoção de DBO₅ e DQO estão de acordo com o encontrado por Solano *et. al*, (2004) que, estudando *wetlands* horizontais subsuperficiais com taxas de aplicação hidráulica entre 150 e 75 mm.d⁻¹, obteve respectivamente valores entre 63 e 93% para DBO₅ e 50 e 88% para DQO em unidades plantadas. Eficiências de 80 (± 8)% de

remoção de DQO para uma unidade plantada com *Typha* e 65 (± 13)% para o controle sem plantas na Tanzânia (MBULIGWE, 2004), ambas com o mesmo TDH (1,2 d) das unidades utilizadas neste estudo, também corroboram com os valores obtidos no Brasil (DQO: 71% - WP e 49% - WNP).

A atividade metabólica das plantas associada à fase de crescimento vegetativo da cultura poderia contribuir para a remoção de matéria orgânica biodegradável da unidade. A Taboa é uma planta adaptada a ecossistemas alagados e possui a capacidade de transferir o oxigênio aéreo para as raízes e rizomas através de tecidos parenquimatosos chamados de aerênquima. No entanto, entre a unidade vegetada e o controle sem plantas não houve diferença significativa no que diz respeito ao desempenho de remoção de DBO₅. Parte da biomassa vegetal cortada durante a poda não havia sido retirada totalmente da unidade, potencialmente promovendo o aporte de matéria orgânica para o interior do leito filtrante e, assim, alterando as características do efluente em termos de DBO₅. O melhor desempenho na remoção de DQO e DBO₅ poderia estar associado à remoção da fração particulada desses parâmetros, retidas no substrato e nas raízes e rizomas das macrófitas.

5.3.3 Sólidos

A TAB. 5.9 mostra os dados relativos à estatística descritiva dos parâmetros correspondentes aos sólidos em suspensão (SST, SSV, SSF) para o efluente do reator UASB e efluentes das *wetlands* plantadas e não plantadas.

TABELA 5.9: Estatística descritiva dos parâmetros relativos aos sólidos em suspensão.

	UASB			WP			WNP		
	SST	SSV	SSF	SST	SSV	SSF	SST	SSV	SSF
Num. dados	25	25	24	25	25	24	25	25	25
Média	36	26	11	3	2	1	5	3	1
Mínimo	14	2	3	1	1	0	1	0	0
Máximo	127	86	41	7	6	4	19	11	8
Coef. Var	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Médias									
Média	37	26	11	3	2	1	5	3	1
Mediana	31	24	8	3	2	1	3	2	1
Média geométrica	32	21	9	3	2	1	3	2	1
Varição									
Desvio padrão	23	18	8	2	1	1	4	3	2
Méd - 1 desvpad	13	8	3	2	1	0	0	0	0
Méd + 1	60	44	19	5	3	2	9	6	3

desvpad									
Percentis									
10%	18	11	3	2	1	0	1	1	0
25%	25	15	7	2	2	1	2	1	1
50%	31	24	8	3	2	1	3	2	1
75%	37	30	13	4	2	1	5	3	12
90%	61	48	19	6	4	2	9	8	3

Exceto para Número de Dados (n°) e Percentis (%), a unidade é mg/L.

Da mesma forma que para os parâmetros relativos à matéria orgânica, para aqueles que denotam os sólidos suspensos, o reator UASB forneceu um efluente com concentrações bastante reduzidas. As figuras abaixo mostram a evolução do tratamento para as duas unidades *wetlands* a partir do efluente fornecido pelo reator UASB.

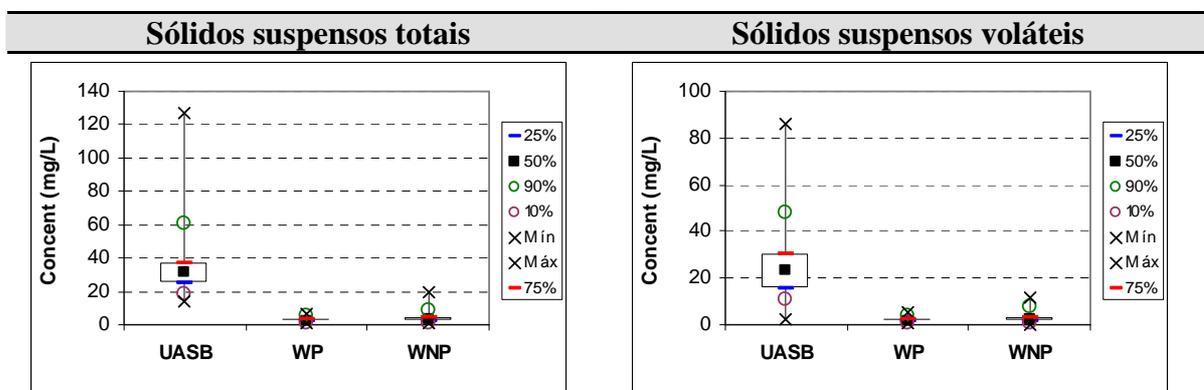


FIGURA 5.22: Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de *wetlands*.

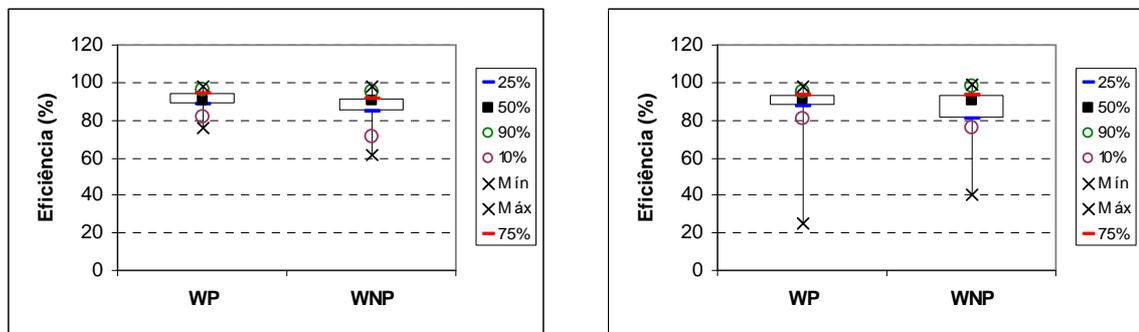


FIGURA 5.23: Box-plots das eficiências obtidas pelo reator UASB e pelas unidades de *wetlands*.

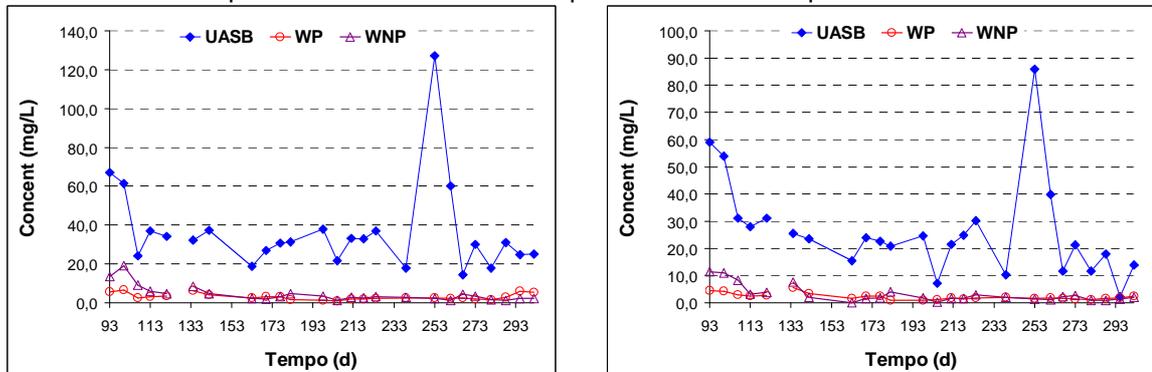


FIGURA 5.24 – Séries temporais para as concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de *wetlands*.

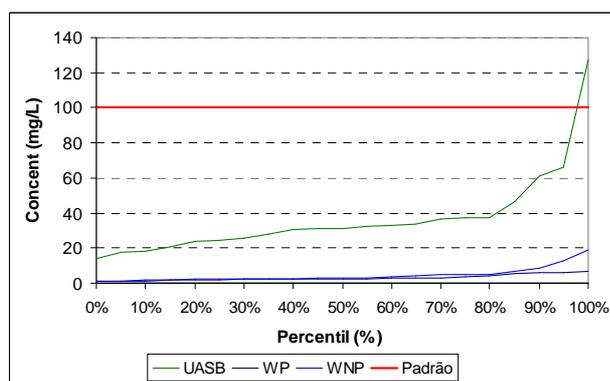


FIGURA 5.25 – Distribuição de frequência para as concentrações efluentes de SST para UASB e unidades de *wetlands*.

Nota-se pela FIG. 5.22 a reduzida concentração de SST oriunda do reator anaeróbico e as concentrações efluentes das duas unidades de *wetlands*. Estas apresentaram excelentes resultados (Figura 5.23), sendo que para o conteúdo de sólidos em suspensão totais, as eficiências atingiram 91% para a unidade plantada e 88% para a unidade não plantada. Valores semelhantes também foram encontrados por Solano *et al.*, (2004) em que *wetlands* plantadas com *Typha latifolia* e *Phragmites australis* atingiram valores entre 58 e 93% para a eficiência de remoção de SST. Para SSV a mesma tendência foi seguida, em que a *wetland* plantada atingiu valores de eficiência de 91,6% e o controle sem planta 88,2%. Com relação aos SSF, a WP e a WNP atingiram respectivamente os seguintes valores de eficiência de remoção: 90,8% e 87,1%. Tais resultados evidenciam a grande capacidade de remoção de sólidos suspensos de ambas as unidades de *wetlands*.

A significativa retenção de sólidos no sistema ocorre principalmente através de um processo de coagem através do leito de escória que atua como um verdadeiro meio filtrante e que eventualmente poderia causar colmatação nos primeiros metros do sistema. Dessa forma, era necessário realizar o monitoramento constante das condições de operação e eficiência do reator UASB, promovendo periodicamente o descarte do lodo retido em seu interior. Este procedimento evitaria sobrecarga do sistema e o lançamento indesejado de concentrações elevadas de sólidos para as *wetlands*.

Da mesma forma, as raízes e rizomas na unidade plantada serviriam também como uma barreira utilizada para retenção dos sólidos do efluente em tratamento, pela redução da velocidade e pela filtragem na região da rizosfera (BRIX, 1997). Este fato pode ser evidenciado pela leve diferença existente entre as eficiências médias apresentadas pelas duas unidades *wetlands* para os parâmetros relativos aos sólidos suspensos, apesar de não ter

havido diferença significativa entre as eficiências de remoção e entre as concentrações finais no efluente de ambas, pelo teste não paramétrico entre variáveis dependentes *Wilcoxon matched-pairs test* a 5% de significância.

A série temporal (Figura 5.24) para SST mostra a constante variação do conteúdo deste parâmetro no efluente do reator anaeróbio mas, por outro lado, evidencia a constância nas reduzidas concentrações efluentes para ambas as unidades de *wetlands* ao longo do período de análise. Ainda para este parâmetro, as unidades de *wetlands* forneceram efluentes bem abaixo dos padrões estabelecidos legalmente (<100 mg/L – DN Conjunta COPAM-CERH n° 01/2008) para lançamento de efluentes no estado de Minas Gerais. Da mesma forma, o reator UASB durante mais de 95% do tempo (Figura 5.25) forneceu efluente dentro dos padrões legais.

Acredita-se, também, que a maior parte da DQO efluente esteja na forma solúvel, e não particulada, uma vez que os teores de SS no efluente são sistematicamente baixos.

A TAB. 5.10 mostra os dados relativos à estatística descritiva da turbidez para o efluente do reator UASB e efluentes das *wetlands* plantadas e não plantadas.

TABELA 5.10– Estatística descritiva dos parâmetros relativos à turbidez

	UASB	WP	WNP
Núm dados	20	20	20
Média	64	3	5
Mínimo	21	1	2
Máximo	134	6	12
Coef. Var	1	1	1
Médias			
Média	64	3	5
Mediana	60	3	4
Média geométrica	57	3	4
Varição			
Desvio padrão	30	2	3
Méd - 1 desvpad	34	2	2
Méd + 1 desvpad	94	5	8
Percentis			
10%	30	2	3
25%	36	2	3
50%	60	3	4
75%	86	4	7
90%	95	5	8

Exceto para Número de Dados (n°) e Percentis (%), a unidade é uT.

A remoção de sólidos e, assim, o excelente desempenho apresentado pelo sistema pode ser confirmado pelos baixos valores de turbidez (Figura 5.26) apresentado pelo efluente final das duas unidades *wetlands* (WP – 3,1 uT, WNP – 5,0 uT) tornando-o bastante clarificado. Da mesma forma que para SST, não houve diferença estatística entre as unidades ($p>0,05$).

As figuras abaixo mostram a evolução do tratamento para as duas unidades *wetlands* a partir do efluente fornecido pelo reator UASB.

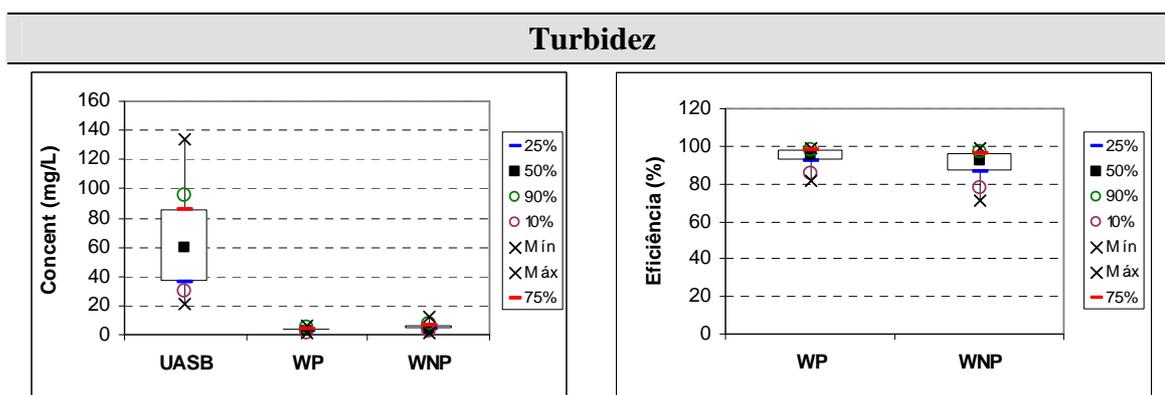


FIGURA 5.26: Box-plots de concentração efluente e eficiência do sistema.

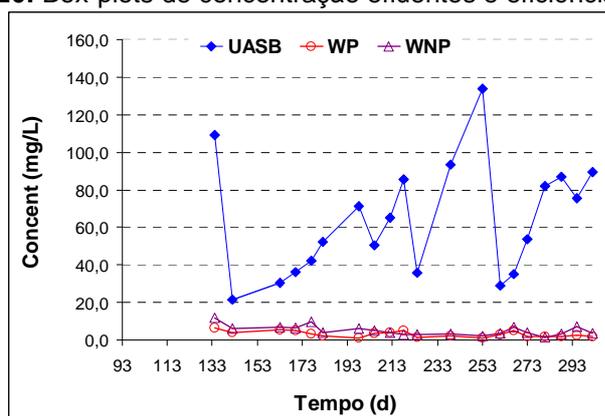


Figura 5.27: Série temporal das concentrações efluente de turbidez.

Nota-se pelos resultados apresentados na FIG. 5.27 que os valores de turbidez do efluente do reator UASB variaram bastante durante o período de análise, o que é normal, em virtude do crescimento da biomassa bacteriana e perda de lodo entre as carreiras de descarte do mesmo. Por outro lado, este fato não ocorreu para o efluente de ambas as unidades *wetlands*, o que demonstra a expressiva estabilidade para a remoção desse parâmetro no sistema.

A baixa turbidez apresentada pelos efluentes das duas unidades de *wetlands* também pode representar um indicativo de remoção de organismos patogênicos de dimensões maiores, como protozoários e helmintos. Tais organismos, como as demais partículas em suspensão

removidas, potencialmente poderiam ser retidos no substrato ou serem submetidos a relações ecológicas de competição e predação no interior do leito filtrante.

5.3.4 Alcalinidade e pH

A TAB. 5.11 mostra os dados relativos à estatística descritiva dos parâmetros relativos à alcalinidade e pH para o efluente do reator UASB e efluentes das *wetlands* plantadas e não plantadas.

TABELA 5.11: Estatística descritiva dos parâmetros relativos à alcalinidade e pH.

	UASB		WP		WNP	
	pH	Alcalinidade	pH	Alcalinidade	pH	Alcalinidade
Núm dados	12	14	12	14	12	14
Média	6,9	212	8,2	281	8,3	264
Mínimo	6,5	182	7,5	215,0	7,9	207
Máximo	7,1	256	8,8	374,0	8,8	320
Coef. Var	0,0	0	0,1	0	0,0	0
Médias						
Média	6,9	212	8,2	281	8,3	264
Mediana	6,8	210	8,2	263	8,2	260
Média geométrica	6,8	212	8,2	277	8,3	262
Varição						
Desvio padrão	0,2	20	0,4	53	0,3	36
Méd - 1 desvpad	6,7	193	7,8	230	8,0	228
Méd + 1 desvpad	7,0	232	8,6	334	8,5	300
Percentis						
10%	6,7	191	7,6	227	8,1	223
25%	6,8	200	8,1	236	8,1	241
50%	6,8	210	8,2	262	8,2	260
75%	7,0	221	8,5	319	8,4	295
90%	7,0	234	8,7	355	8,6	316

Para Alcalinidade (mg CaCO₃/L), percentis (%) e número de dados (n°).

O efluente final para as duas *wetlands* apresentou valores de alcalinidade (WP – 281,0 mg/l; WNP – 263,9 mg/l) e pH (WP – 8,2; WNP – 8,3) superiores aos obtidos para o efluente do reator UASB (alcalinidade – 212,4 mg/l; pH – 6,9). Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre as duas unidades.

A FIG. 5.28 mostra a evolução do tratamento para as duas unidades *wetlands* a partir do efluente fornecido pelo reator UASB.

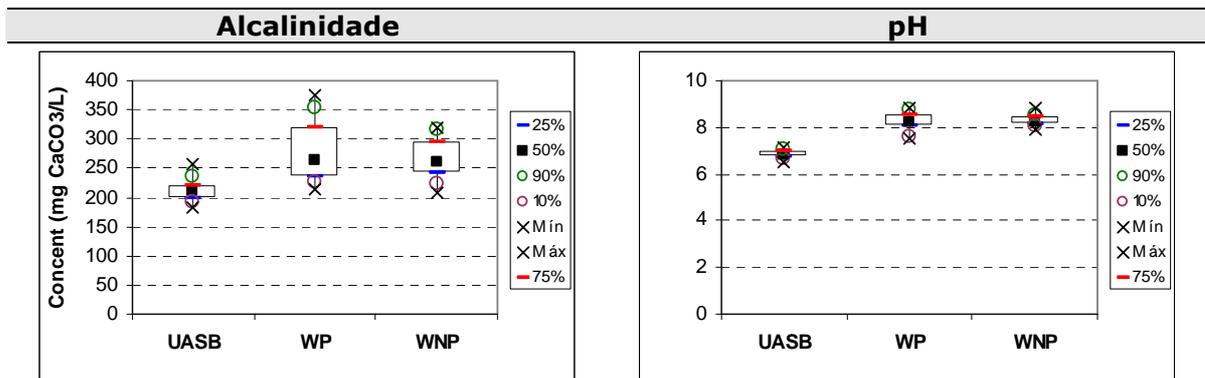


FIGURA 5.28 – Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de *wetlands*

A elevação do pH a partir de ambas as *wetlands* seria um reflexo do aumento da alcalinidade nessas unidades. Tal fato poderia estar relacionado ao fornecimento de determinados componentes químicos como CaO e MgO pelo leito filtrante de escória de alto forno. Essa discussão será abordada com maiores detalhes no tópico referente à análise da composição química da escória utilizada no experimento e dos ensaios de lixiviação e solubilização do material.

Apesar de haver uma elevação, de certa forma expressiva, para os valores de pH para ambas as unidades de *wetlands*, estes ainda encontram-se dentro do intervalo permitido pelos padrões de lançamento de efluentes (6,0-9,0) estabelecidos pela DN Conjunta COPAM-CERH n° 01/2008 para o estado de Minas Gerais.

5.3.5 Nutrientes

5.3.5.1 Nitrogênio

A TAB. 5.12 mostra os dados relativos a estatística descritiva dos parâmetros relativos às espécies de nitrogênio (Nitrogênio Total, Amoniacal, Nitrato) para o efluente do reator UASB e efluentes das *wetlands* plantadas e não plantadas.

TABELA 5.12 – Estatística descritiva dos parâmetros relativos ao nitrogênio.

	UASB			WP			WNP		
	NT	N AMON	Nitrato	NT	N AMON	Nitrato	NT	N AMON	Nitrato
Núm dados	25	25	24,0	25	25	24	25	25	24
Média	35,6	31,8	0,1	27,4	24,7	0,5	32,7	29,1	0,3
Mínimo	25,8	14,6	0,0	17,1	12,7	0,0	18,4	14,6	0,0
Máximo	47,0	42,4	0,6	45,9	35,8	1,4	63,3	47,6	1,7
Coef. Var	0,2	0,2	1,6	0,2	0,3	0,7	0,3	0,3	1,2
Médias									
Média	35,6	31,8	0,1	27,4	24,7	0,5	32,7	29,1	0,3

Mediana	35,3	32,9	0,0	26,6	26,3	0,4	31,6	29,1	0,1
Média geométrica	35,2	31,1	0,0	26,7	23,8	0,4	31,8	28,2	0,0
Varição									
Desvio padrão	5,4	5,9	0,1	6,5	6,7	0,3	8,4	7,3	0,4
Méd - 1 desvpad	30,2	25,9	0,0	20,8	18,0	0,2	24,3	21,8	-0,1
Méd + 1 desvpad	41,0	37,7	0,2	33,9	31,4	0,8	41,1	36,5	0,6
Percentis									
10%	29,3	24,9	0,0	20,8	17,0	0,1	24,7	22,0	0,1
25%	31,4	29,1	0,0	22,4	20,2	0,2	27,8	24,0	0,1
50%	35,3	32,9	0,0	26,6	26,3	0,4	31,6	29,1	0,1
75%	38,6	35,8	0,1	30,8	29,7	0,6	36,1	34,2	0,4
90%	41,8	37,4	0,1	35,3	33,4	0,8	39,1	36,7	0,6

Exceto para número de dados (nº) e percentis (%), a unidade é mg/L.

Durante o período do experimento foram notadas remoções de nutrientes equivalentes a 23% para Nitrogênio Total na unidade com plantas e 8% para a *wetland* sem plantas. Pode-se dizer que foram remoções baixas, porém, não se esperava valores muito elevados para tal. Da mesma forma, para o nitrogênio amoniacal, a *wetland* vegetada apresentou, em média, melhor eficiência, atingindo 22% de remoção, enquanto a unidade não plantada atingiu em média 8% de eficiência. Este fato pode ser explicado pelo ciclo de vida das plantas e a demanda pela assimilação e crescimento das mesmas logo após o plantio inicial e no período seguinte à poda.

As FIGS. 5.29 a 5.31 mostram a evolução do tratamento para as duas unidades *wetlands* a partir do efluente fornecido pelo reator UASB.

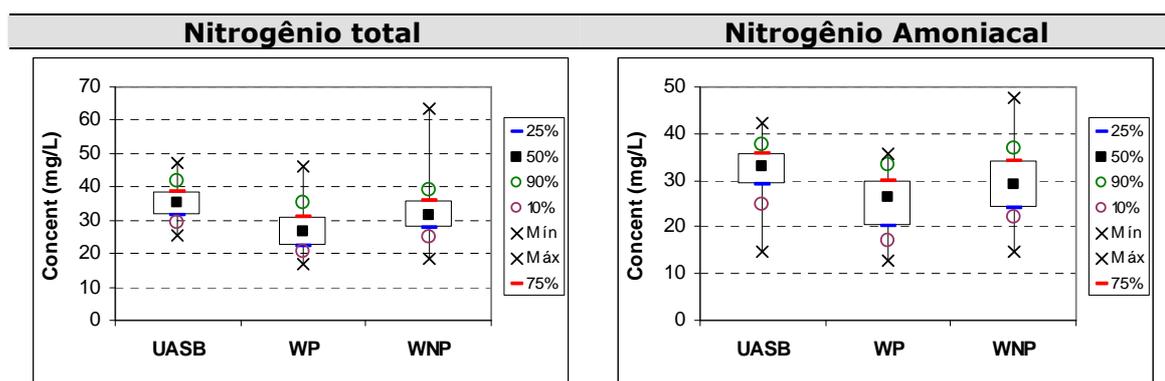


FIGURA 5.29: Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de *wetlands*.

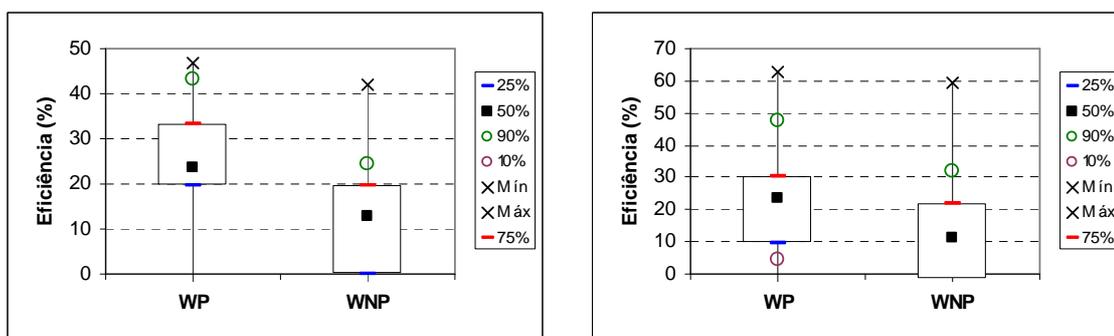


FIGURA 5.30: Box-plots das eficiências obtidas pelo reator UASB e pelas unidades de wetlands.

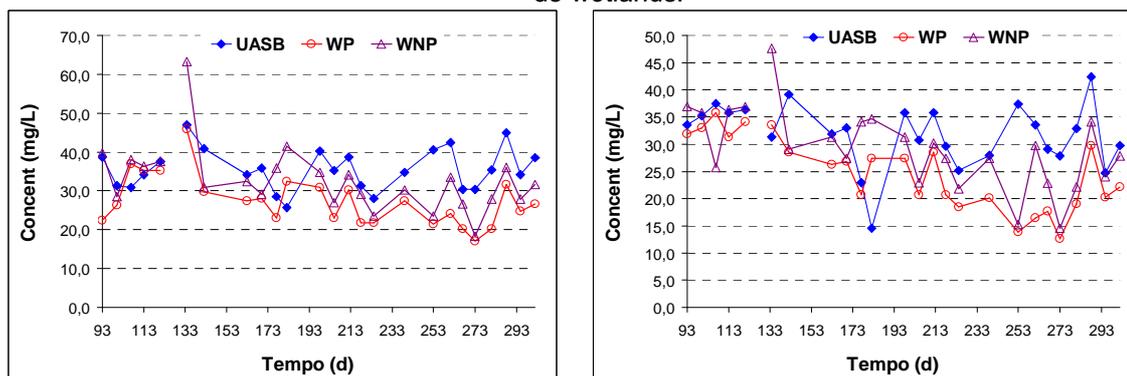


FIGURA 5.31: Séries temporais para as concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de wetlands.

Em estudo conduzido por Mayo e Bigambo (2005), a remoção de NT foi de 48,9%, próximo ao encontrado por Martin e Reddy (1997) que reportaram 38% de remoção. A FIG. 5.32 mostra a variação do nitrogênio orgânico entre as unidades de tratamento e ao longo do período de análise dos parâmetros físico-químicos.

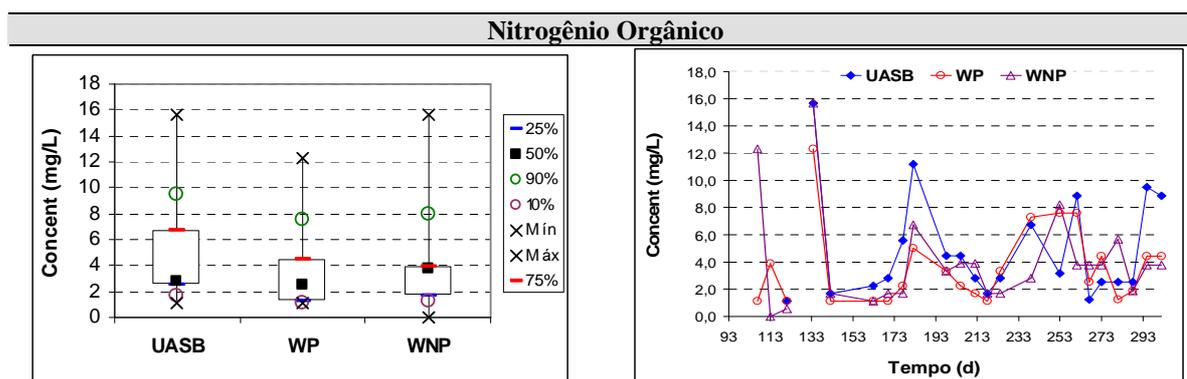


FIGURA 5.32: Box-plots e série temporal das concentrações efluentes do reator UASB e wetlands.

Para esta espécie de nitrogênio não houve diferença estatística ($p > 0,05$) entre as concentrações efluentes das duas unidades e, da mesma forma, entre o efluente do reator

UASB e das duas *wetlands*. Observa-se, no entanto, através da série temporal da evolução da concentração efluente de nitrogênio orgânico que, durante a maior parte do tempo, o efluente do reator UASB apresentou maiores concentrações dessa espécie de nitrogênio para seu efluente em relação às demais unidades de tratamento. A partir do período em que as plantas estavam mais maduras e visualmente foram observadas quedas das folhas na superfície do leito, ocorreu progressivamente o aumento das concentrações efluentes de nitrogênio orgânico para a *wetland* plantada (a partir do dia 220). As maiores concentrações para esta unidade ocorreram após o período da poda (dia 240) superando inclusive as concentrações do efluente do reator anaeróbico. Neste período, parte da vegetação cortada permaneceu na superfície do leito, bem como uma grande quantidade das sementes disseminadas, o que provavelmente favoreceu o aporte de matéria orgânica nitrogenada para o interior do leito filtrante.

Assim como as outras formas de nitrogênio, com relação ao nitrato, houve diferença significativa pelo teste não paramétrico entre variáveis dependentes *Wilcoxon matched-pairs test* a 5% de significância entre o desempenho das unidades *wetlands*, havendo baixa nitrificação nas duas unidades (Figura 5.33), sendo que a *wetland* plantada apresentou melhor eficiência estatisticamente.

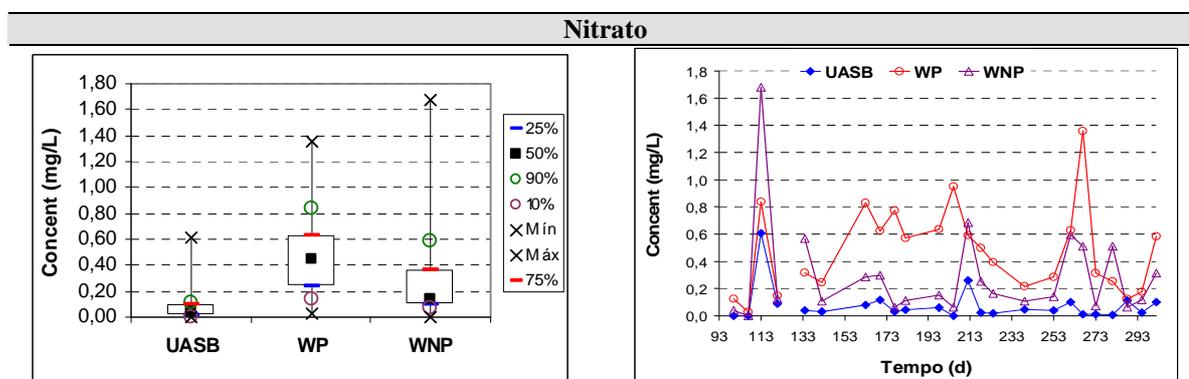


FIGURA 5.33: Box-plots e série temporal das concentrações efluentes do reator UASB e *wetlands*.

Através da série temporal que reflete a variação de concentração de nitrato no efluente ao longo do tempo de análise, verifica-se que a *wetland* plantada apresentou, na grande maioria do tempo, concentrações mais elevadas do parâmetro em comparação com a unidade não plantada. Essa característica ocorre de forma mais evidente durante o período de crescimento da planta até a primeira poda da vegetação, em torno do dia 240 (ver Tabela 5.1).

As plantas aquáticas aumentam a remoção de nutrientes por acumulação em biomassa, fixação de particulados inorgânicos e orgânicos e, onde o amônio está presente, a criação de uma rizosfera oxidante (BRIX, 1994). Dessa forma, os locais próximos às raízes das plantas são suscetíveis à nitrificação, pois o oxigênio pode estar disponível através das raízes, o que explica o melhor desempenho da *wetland* vegetada. Além disso, as plantas de *wetlands* podem aumentar a remoção de nitrato através da assimilação pelas raízes. Assim, nos locais próximos à superfície das unidades construídas pode haver nitrificação devido à fácil disponibilidade de oxigênio pela reaeração, o que também levaria à leve nitrificação evidenciada na *wetland* não plantada. Contudo, este fato deve ser mais bem investigado já que, para que o processo de nitrificação ocorra efetivamente, a água residuária deve permanecer por tempo suficiente no interior das *wetlands*, o que vai de encontro ao baixo TDH das unidades utilizadas neste experimento (TDH ~ 1,2 d).

5.3.5.2 Fósforo

A TAB. 5.13 mostra os dados relativos à estatística descritiva dos parâmetros correspondentes às espécies de fósforo (Fósforo Total e Fosfato) para o efluente do reator UASB e efluentes das *wetlands* plantadas e não plantadas.

TABELA 5.13– Estatística descritiva dos parâmetros relativos ao fósforo.

Fósforo	UASB		WP		WNP	
	PT	Fosfato	PT	Fosfato	PT	Fosfato
Núm dados	25	24	25	24	25	24
Média	2,2	1,0	1,2	0,6	1,5	0,9
Mínimo	0,2	0,2	0,1	0,0	0,1	0,0
Máximo	4,1	2,3	3,7	1,4	3,7	2,7
Coef. Var	0,5	0,5	0,7	0,6	0,6	0,7
Médias						
Média	2,2	1,0	1,2	0,6	1,5	0,9
Mediana	2,0	0,9	0,9	0,5	1,3	0,6
Média geométrica	1,9	0,9	0,9	0,4	1,2	0,7
Varição						
Desvio padrão	1,0	0,6	0,9	0,4	0,9	0,7
Méd - 1 desvpad	1,2	0,5	0,4	0,2	0,6	0,2
Méd + 1 desvpad	3,2	1,6	2,1	0,9	2,4	1,6
Percentis						
10%	1,2	0,5	0,5	0,2	0,5	0,3
25%	1,5	0,7	0,7	0,4	0,9	0,4
50%	2,0	0,9	0,9	0,5	1,3	0,6
75%	2,7	1,3	1,4	0,7	2,0	1,2
90%	3,7	1,9	2,3	1,0	2,7	1,9

Exceto para número de dados (n°) e percentis (%), a unidade é mg/L.

Com relação ao fósforo foram atingidas remoções de 44% e 32% para fósforo total (PT), respectivamente para a unidade plantada e não plantada. No entanto, deve-se destacar que a concentração média do afluente da ETE Experimental é muito baixa. Apesar das eficiências médias demonstrarem um melhor desempenho da *wetland* vegetada para PT, não houve diferença significativa entre as eficiências de remoção e entre as concentrações finais no efluente de ambas pelo teste não paramétrico entre variáveis dependentes *Wilcoxon matched-pairs test* a 5% de significância. De toda forma, para a remoção de P, o tempo de contato possui um papel importante para a remoção desse nutriente no interior das *wetlands* (Drizo *et al.*, 2000), sugerindo que a eficiência de remoção de PT correlaciona-se positivamente com o tempo de detenção hidráulica (KLOMJEK e NITISORAVUT, 2005).

Por outro lado, houve diferença significativa para a eficiência de remoção de fosfato entre as *wetlands*, sendo que a unidade plantada apresentou melhor desempenho que o controle sem plantas, provavelmente atribuído à assimilação desse nutriente pela cultura de *Typha*, principalmente na fase de crescimento da cultura. A presença das plantas poderia efetivamente remover P-PO₄⁻ pois este está prontamente disponível para a absorção (CHUNG *et al.*, 2007).

Não se pode deixar de destacar a potencial capacidade de remoção de fósforo pela adsorção através do substrato. Segundo Shilton *et al.* (2006), a escória de alto forno, utilizada como meio filtrante no presente trabalho, possui a capacidade de retenção de fósforo através de processos de adsorção e precipitação.

Ahn e Mitsch (2002) reportaram remoções de 24 – 52% para taxas de 6,7 – 56,7 mg. m⁻².d⁻¹ de P em *wetlands* horizontais subsuperficiais. Eficiências de remoção entre 27 – 65% foram reportadas por Vymazal (2002) e foram muito influenciadas pelo meio filtrante utilizado nas *wetlands*. Por outro lado, Mbuligwe (2004) obteve remoções médias elevadas para o fósforo entre 69 – 75% em *wetland* plantada com TDH de 1,2 d. Experimentos conduzidos por Brasil (2005) utilizando-se WHSS plantadas com taboa atingiram eficiências de remoção para P-Total de 27 a 48% em TDH de aproximadamente 1,9 dias. Valentim (2003), que trabalhou com WHSS cultivada com *Typha sp.* sob TDH variando de 2 a 4 dias atingiu valores médios de 23±36 %.

As FIG. 5.35 a 5.36 mostram a evolução do tratamento para as duas unidades *wetlands* a partir do efluente fornecido pelo reator UASB.

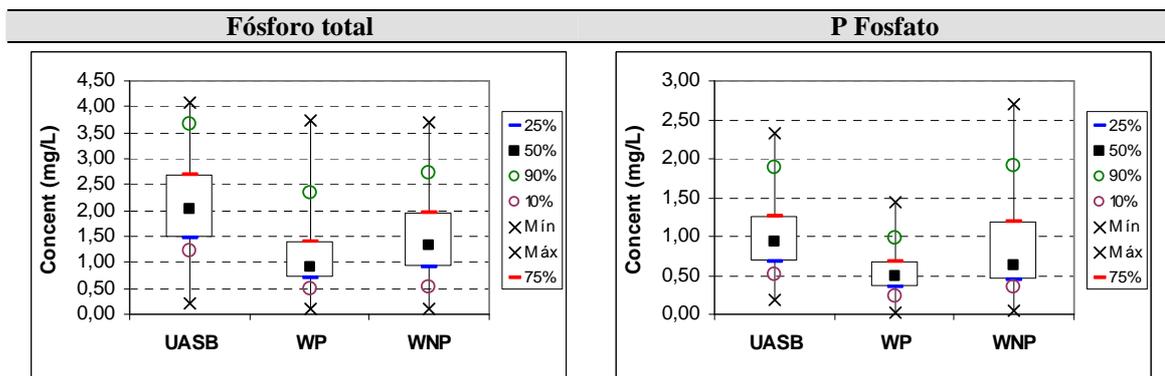


FIGURA 5.34: Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de *wetlands*.

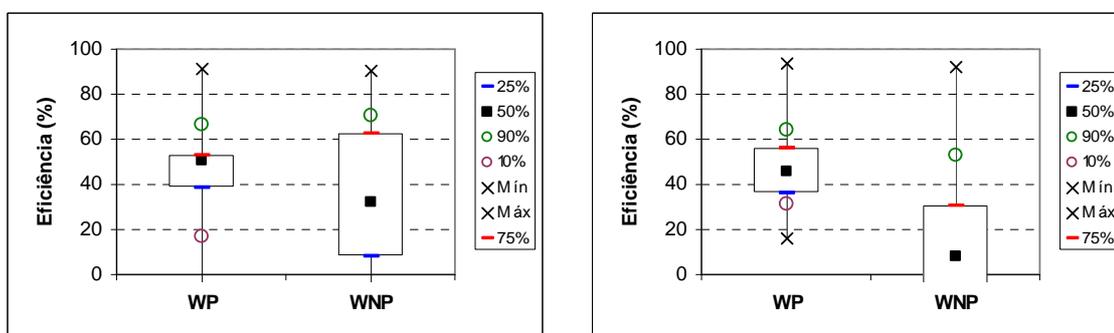


FIGURA 5.35: Box-plots das eficiências obtidas pelo reator UASB e pelas unidades de *wetlands*.

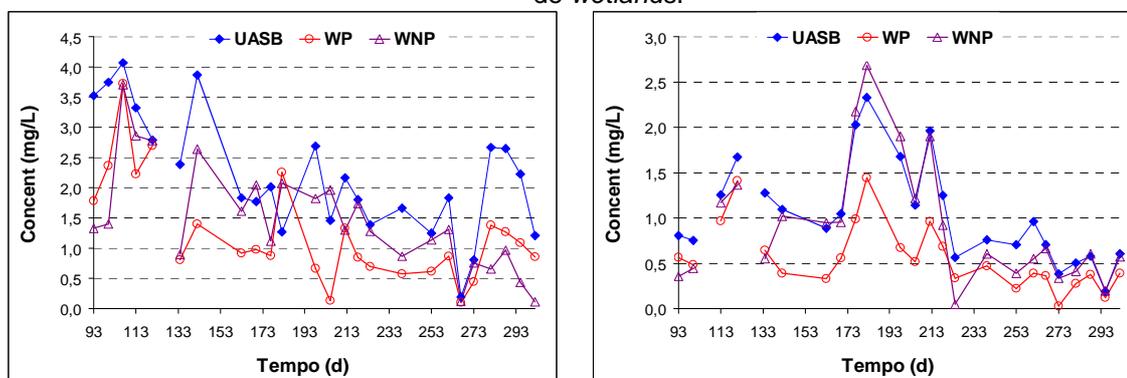


FIGURA 5.36: Séries temporais para as concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de *wetlands*.

Os Box-plots acima mostram as diferenças de concentrações efluentes (PT e fosfato) entre o reator UASB e as unidades de *wetlands*, evidenciando concentrações efluentes mais reduzidas para a unidade plantada. Apesar de não haver diferença estatística entre as *wetlands* para o PT, há diferença entre as unidades no que diz respeito à concentração efluente e à eficiência de remoção de fosfato (Figuras 5.34 e 5.35).

As séries temporais (Figura 5.36) evidenciam a grande variação das concentrações efluentes de fósforo nas unidades de tratamento que compõem o sistema. De toda a forma, a *wetland* vegetada apresenta concentrações efluentes mais reduzidas com uma diferença maior em relação à unidade controle e ao reator UASB durante o período correspondente ao crescimento das plantas, até próximo ao momento da poda da vegetação (dia 240). A partir deste período, as concentrações efluentes de ambas as unidades de *wetlands* e do reator anaeróbio se aproximam. Apesar da concentração afluyente às unidades de *wetlands* ser bastante reduzida e haver diferença estatística para a remoção de fosfato, ambas as unidades apresentaram concentrações efluentes muito reduzidas para eventuais lançamentos.

5.3.6 Coliformes

A TAB. 5.14 mostra os dados relativos à estatística descritiva dos parâmetros relativos às espécies de coliformes (Coliformes Totais e *E. coli*) para o efluente do reator UASB e efluentes das *wetlands* plantadas e não plantadas.

TABELA 5.14: Estatística descritiva dos parâmetros relativos aos coliformes.

	UASB		WP		WNP	
	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>
Núm dados	12	12	12	12	12	12
Média	3,E+07	5,23E+06	9,E+05	1,33E+05	2,E+06	4,61E+05
Mínimo	4,E+06	2,60E+06	1,E+05	1,60E+04	2,E+05	7,40E+04
Máximo	6,E+07	9,10E+06	6,E+06	3,70E+05	6,E+06	1,30E+06
Coef. Var	0,67	0,40	1,69	0,80	0,76	0,94
Médias						
Média	3,E+07	5,23E+06	9,E+05	1,33E+05	2,E+06	4,61E+05
Mediana	3,E+07	4,25E+06	4,E+05	9,50E+04	2,E+06	2,60E+05
Média geométrica	2,E+07	4,87E+06	4,E+05	9,59E+04	2,E+06	2,99E+05
Varição						
Desvio padrão	2,E+07	2,12E+06	1,E+06	1,07E+05	2,E+06	4,35E+05
Méd - 1 desvpad	9,E+06	3,11E+06	-6,E+05	2,59E+04	5,E+05	2,60E+04
Méd + 1 desvpad	4,E+07	7,35E+06	2,E+06	2,39E+05	4,E+06	8,96E+05
Percentis						
10%	7,1E+06	3,52E+06	1,2E+05	4,13E+04	4,2E+05	9,65E+04
25%	1,3E+07	3,85E+06	2,1E+05	5,90E+04	8,7E+05	1,48E+05
50%	2,9E+07	4,25E+06	5,6E+05	9,50E+04	2,2E+06	2,60E+05
75%	4,3E+07	6,60E+06	7,6E+05	2,10E+05	2,6E+06	6,93E+05
90%	5,3E+07	8,25E+06	2,2E+06	2,55E+05	4,2E+06	1,16E+06

Exceto para número de dados (n°) e percentis (%), a unidade é NMP/100 mL.

As análises de Coliformes Totais e *E. coli* mostram remoções de 1-2 unidades logarítmicas, estatisticamente com melhor desempenho para a unidade plantada para os dois parâmetros.

Para coliformes totais, o efluente final da *wetland* plantada atingiu valores médios de 9×10^5 NPM/100mL (95,8% de eficiência de remoção) e o controle sem planta 2×10^6 NPM/100mL (88,6% de eficiência).

Foram atingidos valores de *E. coli* de $1,3 \times 10^5$ NPM/100mL para a unidade plantada e $4,6 \times 10^5$ NPM/100mL para a *wetland* controle. A eficiência de remoção para a unidade plantada foi de 98% e para o controle 91%.

As FIG. 5.37 e 5.38 mostram a evolução do tratamento para as duas unidades *wetlands* a partir do efluente fornecido pelo reator UASB.

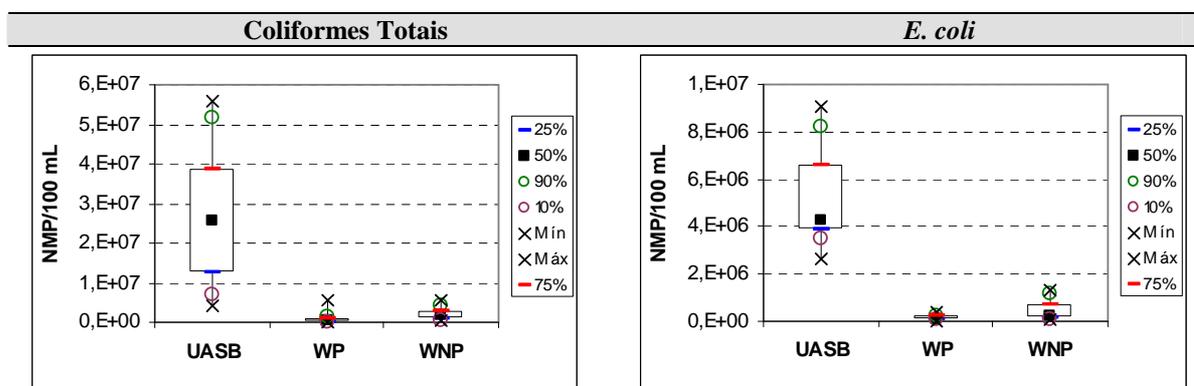


FIGURA 5.37: Box-plots das concentrações efluentes do reator UASB e das unidades de *wetlands*.

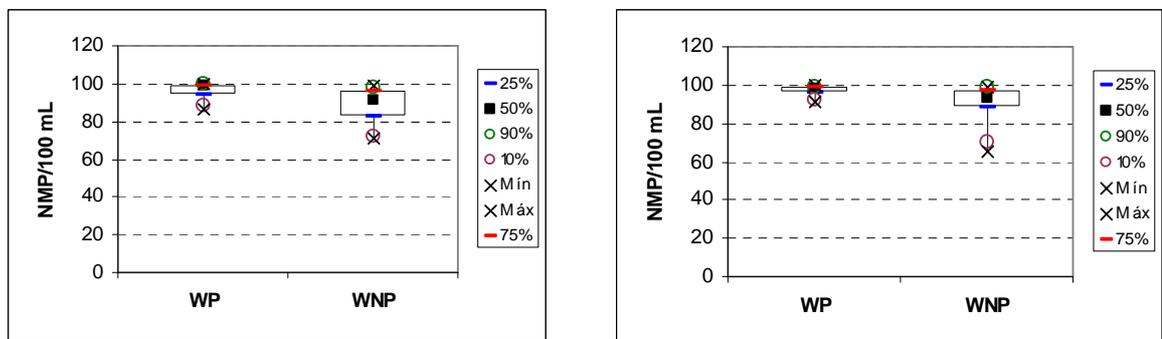


FIGURA 5.38: Box-plots das eficiências obtidas pelo reator UASB e pelas unidades de *wetlands*.

Estudos conduzidos por Kefalla e Ghrabi (2005) levaram a remoção de 04 casas logarítmicas sem diferença estatística entre uma unidade plantada e outra não plantada. Decamp e Warren (2000) em quatro sistemas de *wetlands* subsuperficiais em escala piloto obtiveram 96,6 a 98,9 % de remoção para *E. coli* em unidades plantadas com *Phragmites australis*. Em estudo conduzido no Brasil (BRASIL, 2005), foram obtidas eficiências de remoção que variaram entre 88,17% e 99,02% para coliformes totais, e entre 89,52 e 99,52% para *E. coli* em WHSS cultivadas com *Typha latifolia*.

A remoção de bactérias se baseia em vários mecanismos físicos (mecanismos de filtração pelas raízes) e químicos (secreção de biocidas) que estão diretamente relacionados com a presença das plantas (BATCHELOR *et al.*, 1990), o que poderia estar influenciando no maior desempenho da *wetland* plantada. No entanto, devem ser levados em consideração outros fatores como a predação por nematóides, compostos antibióticos, ataque de outras bactérias e morte natural (DECAMP e WARREN, 2000). Da mesma forma, para as duas unidades de tratamento, a elevação dos valores médios de pH do efluente no interior das *wetlands* (UASB – 6,9; WNP – 8,2; WNP – 8,3) poderia ser um fator seletivo para a presença de microrganismos patogênicos adaptados a condições específicas do trato intestinal de indivíduos homeotérmicos, neste caso os contribuintes humanos (esgoto tipicamente doméstico). No entanto, como constatado, a baixa eficiência de remoção pode ser atribuída ao reduzido TDH das unidades de tratamento (~1,2d).

5.3.7 Metais

A TAB. 5.15 mostra o resultado das análises de metais dos efluentes do reator UASB e das duas unidades de *wetlands*.

TABELA 5.15 – Análise das concentrações (mg/L) de metais dos efluentes do reator UASB e das duas *wetlands*.

		K	Na	Al	Mo	Ca	Fe	Mn	Mg	Cu
UASB	Média	13,1	49,5	0,6	0,2	24,2	0,7	0,2	4,3	0,1
	Desv Padrão	2,6	13,9	0,2	0,0	8,0	0,8	0,1	0,8	0,1
WP	Média	11,7	48,5	0,7	0,2	28,1	1,2	0,2	4,6	0,1
	Desv Padrão	3,6	11,9	0,4	0,0	10,9	0,9	0,1	1,0	0,1
WNP	Média	12,5	56,7	0,5	0,2	36,9	0,4	0,2	5,4	0,1
	Desv Padrão	4,1	31,3	0,1	0,0	8,1	0,8	0,1	0,7	0,1

Pelos resultados médios obtidos pôde-se constatar que para Potássio (K) houve pequena redução em sua concentração para o efluente final nas duas *wetlands*, sendo que para a unidade plantada obtiveram-se resultados mais baixos. Para o Sódio (Na), houve redução para a WP e aumento para a WNP.

Com relação à concentração de Cálcio (Ca), houve um aumento expressivo para a WNP (24,2 mg/L – UASB para 36,9 mg/L – WNP) no efluente final. Essa tendência não se repetiu de forma relevante para a *wetland* plantada (28,1 mg/L) e isso poderia ser explicado pela provável assimilação desse macronutriente pelas plantas cultivadas. Tal fato pode ser

comprovado pela análise do tecido vegetal o qual apresentou para o conteúdo de Ca valor duas vezes superior ao evidenciado pela literatura. Para o Magnésio (Mg) houve aumento em sua concentração final, mas de forma não muito expressiva.

Os demais metais apresentaram pequena variação em suas concentrações finais quando comparadas às concentrações afluentes.

A FIG. 5.39 mostra com maior clareza as variações das concentrações efluentes das duas unidades de *wetlands* quando comparadas às concentrações fornecidas pelo efluente do reator anaeróbio.

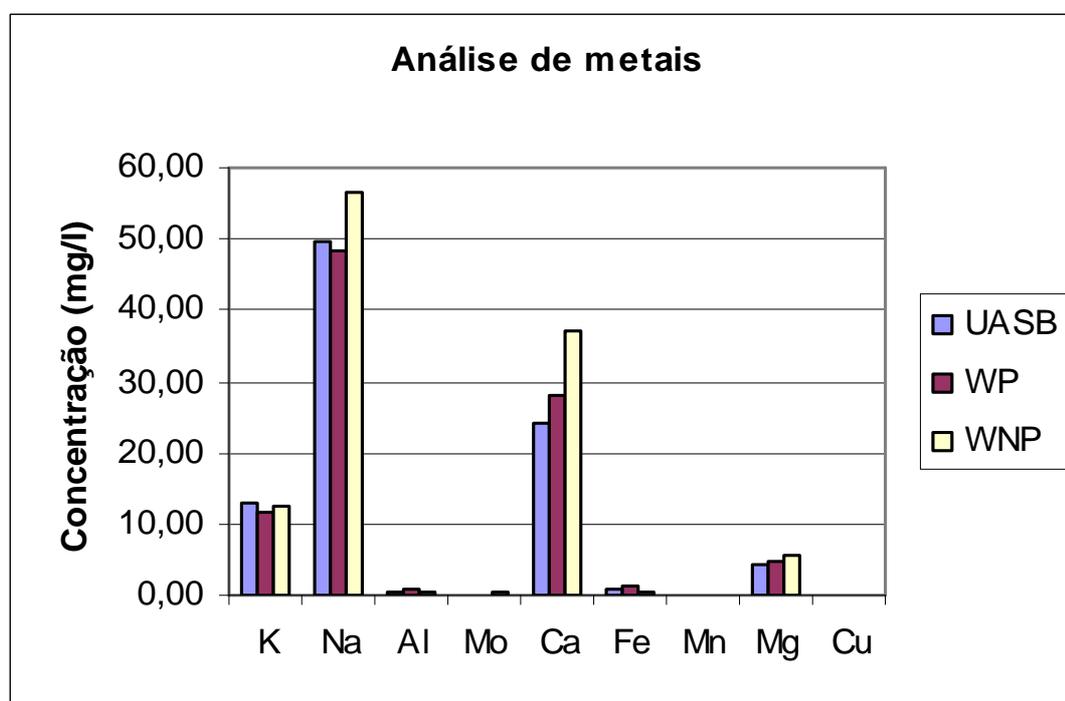


FIGURA 5.39: Concentrações afluentes e efluentes de metais no sistema UASB + *wetlands*

5.4 Meio filtrante

5.4.1 Análise da porosidade e da granulometria

A análise da porosidade do material utilizando-se de proveta graduada e água destilada evidenciou um volume de vazios (α) correspondente a 40%.

A FIG. 5.40 mostra a relação entre a abertura das malhas da série de peneiras pelas quais a escória de alto forno foi submetida e a percentagem de material que passou pelas aberturas.

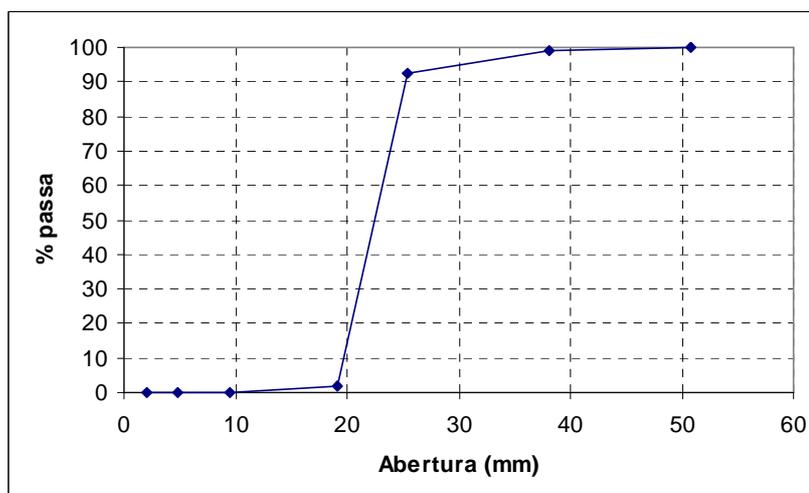


FIGURA 5.40: Relação do material entre a abertura da malha das peneiras e o material peneirado em percentagem

O resultado obtido neste ensaio mostra que o material possuía granulometria equivalente à brita 0 ($d_{10} = 19$ mm, coeficiente de desuniformidade $d_{60}/d_{10}=1,2$)

5.4.2 Análise da composição química

Foi observado que a escória de alto forno utilizada no experimento apresentava-se como uma mistura de fragmentos com diferentes formatos, estrutura, cor e densidade. Basicamente existiam três tipos diferentes que, separados manualmente, foram submetidos à identificação de sua composição química pela técnica de difração de raios-x:

- Escória Verde – Pouco densa e bastante porosa, de coloração esverdeada.
- Escória Cinza – Densidade e peso intermediário, com porosidade semelhante à escória verde. Possuía coloração acinzentada.
- Escória Preta – Mais pesada que os outros dois tipos, com ausência de poros e de característica vítrea, com coloração preta.

Na TAB. 5.16 estão representados os resultados obtidos para a identificação de fases por difração de raios-x.

TABELA 5.16- Identificação de Fases por Difração de Raios-X.

Amostra	Silicato de cálcio e magnésio	Silicato de alumínio, titânio, ferro, cálcio e magnésio	Fases (s) amorfa (s)
Escória verde	ND	ND	Predominância
Escória cinza	+++	+++	Presença
Escória preta	ND	ND	Predominância

Legenda:

+++ : Média concentração da fase;
 ND: Fase cristalina não detectada na amostra.

Silicato de cálcio e magnésio
 $\text{Ca}_2\text{Mg}(\text{Si}_2\text{O}_7)$

Silicato de alumínio, titânio, ferro, cálcio e magnésio
 $\text{Ca}_{0,968}\text{Mg}_{0,578}\text{Fe}_{0,230}\text{Ti}_{0,059}\text{Al}_{0,433}\text{Si}_{1,728}\text{O}_6$

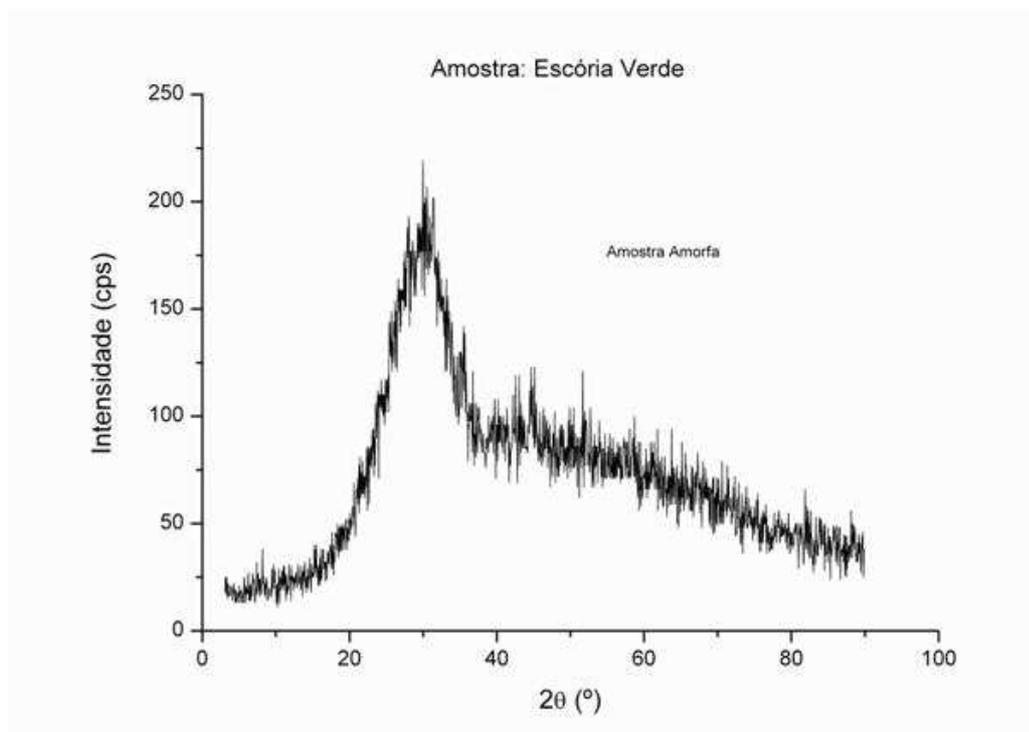


FIGURA 5.41- Difratograma interpretado da amostra Escória verde.

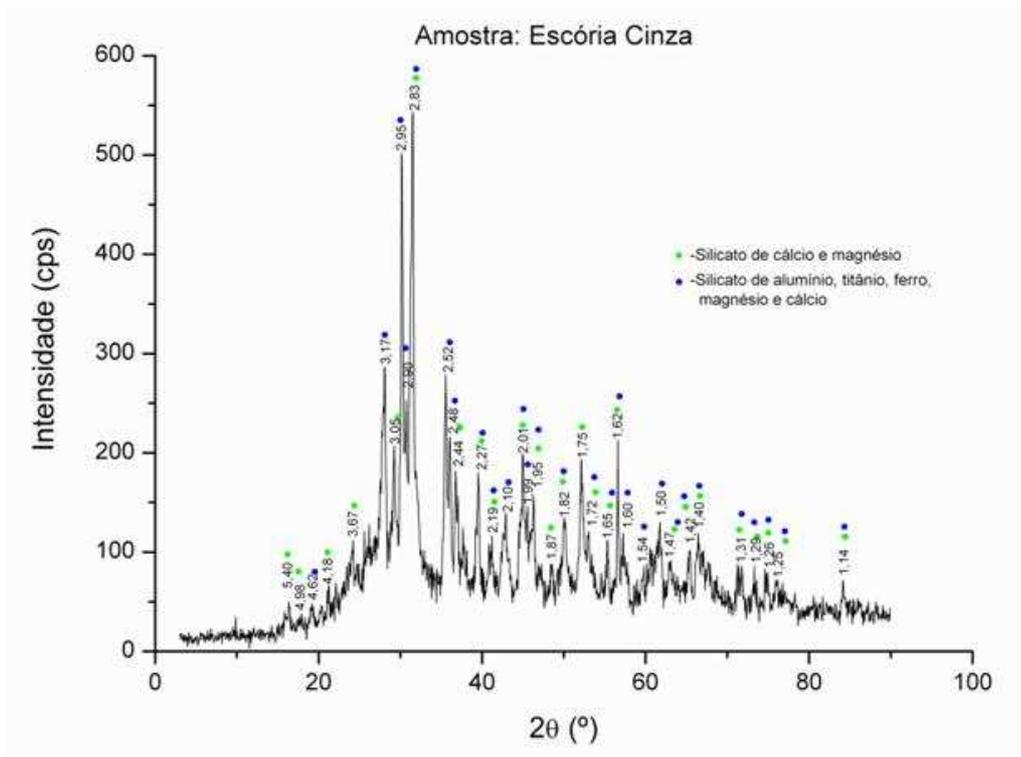


FIGURA 5.42- Difratoograma interpretado da amostra Escória cinza.

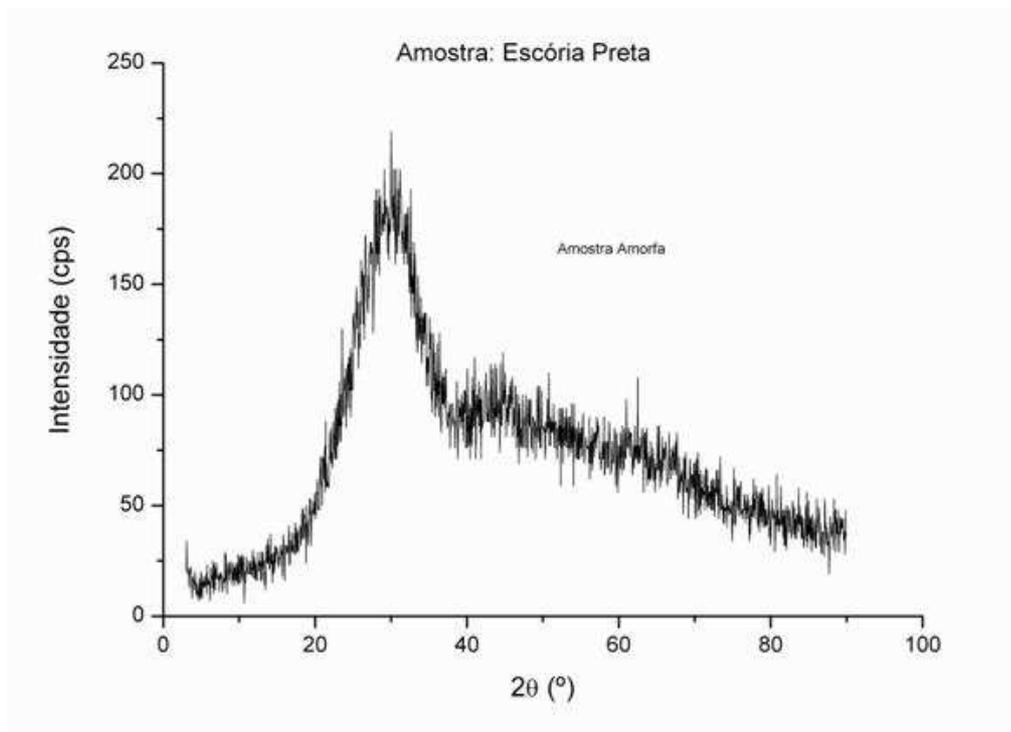


FIGURA 5.43- Difratoograma interpretado da amostra Escória preta.

Pelos resultados obtidos, apenas no tipo Escória Cinza conseguiu-se identificar as fases cristalinas da escória de alto forno (Figura 5.42). As demais amostras apresentaram-se como

Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG 87

amorfas pela técnica de difração por raios-x (Figuras 5.41 e 5.43), não podendo ser identificadas possíveis fases que indicassem sua composição química.

Apesar dos tipos Escória Verde e Preta não apresentarem fase cristalina identificada, todos os tipos são oriundos do mesmo processo produtivo e, portanto devem apresentar os mesmos compostos mineralógicos identificados no tipo Escória Cinza. Segundo Jacomino *et al.* (2002), a escória de alto-forno obtida pela reação entre as impurezas do minério e fundentes, possui elevados teores de sílica (SiO_2) além de óxido de cálcio (CaO), óxido de alumínio (Al_2O_3), óxido de magnésio (MgO) e óxido de ferro (FeO). No caso do presente estudo, no qual foi utilizada a escória de alto forno, utilizando o carvão vegetal como combustível, a cinza deste material, segundo Jacomino *et al.* (2002), tem uma concentração grande de álcalis (K_2O , Na_2O), o que poderia também estar influenciando na variação do pH no efluente final das duas *wetlands*.

Na análise do subtipo Escória Cinza, foram identificados dois tipos de silicatos contendo basicamente os seguintes elementos químicos: silício, alumínio, titânio, ferro, cálcio, magnésio e oxigênio.

5.4.3 Lixiviação e solubilização

As concentrações médias dos metais analisados para os ensaios de solubilização e lixiviação são mostradas na TAB. 5.17 e FIG. 5.44 e 5.45 abaixo:

TABELA 5.17 – Concentrações medias dos metais analisados (mg/L).

	K	Na	Al	Mo	Ca	Fe	Mn	Mg	Cu
Solub.	1,30	0,20	0,55	0,20	6,74	0,64	0,01	0,60	0,03
Lixiv.	6,15	1149,5	3,25	0,2	112,4	44,65	2,34	12,25	0,03

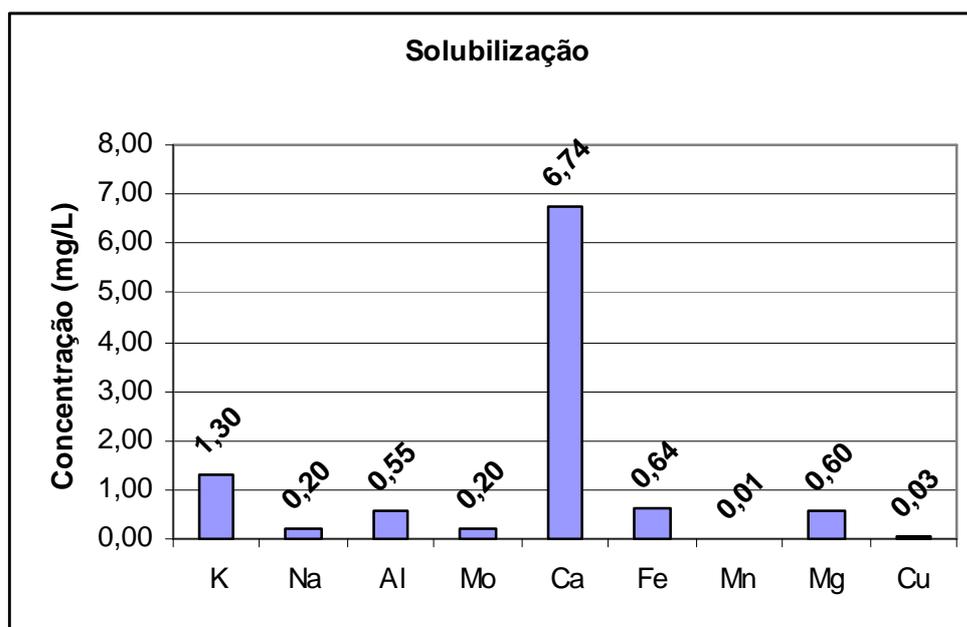


FIGURA 5.44: Concentrações médias de metais solubilizados da escória de alto forno.

Nota-se pelos resultados obtidos (Figura 5.44) que na análise de solubilização houve uma maior predominância do elemento químico cálcio em relação aos demais metais analisados. Observa-se também, em menor monta, que outros elementos também foram solubilizados e estão de acordo com a composição mineralógica confirmada pela análise de difração de raio-x.

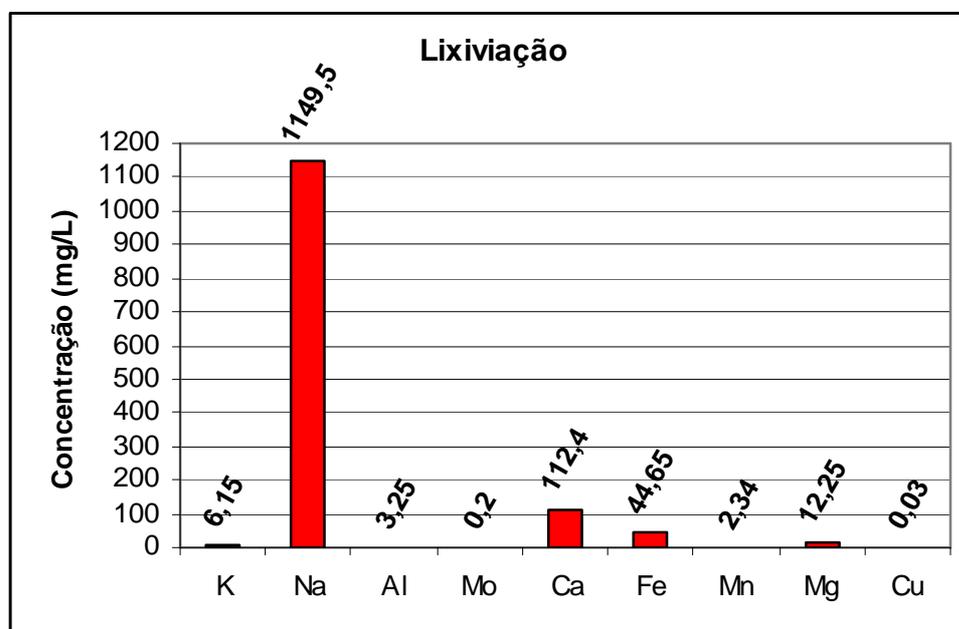


FIGURA 5.45: Concentrações médias de metais lixiviados da escória de alto forno.

Pode-se dizer que a análise do material pela técnica de lixiviação é mais agressiva que a solubilização, e de certa forma mais drástica do que o processo natural que ocorre no interior do leito filtrante. Ademais, para tal procedimento, utiliza-se uma solução reagente diferente, com características ácidas. Nessas condições de pHs reduzidos, a solubilização de determinados metais é mais relevante. Dessa forma, pode ser explicada a maior concentração para os mesmos elementos no lixiviado em comparação ao solubilizado.

Com relação à grande concentração de sódio (Na) encontrada para o teste de lixiviação, foram realizados ensaios qualitativos em paralelo, utilizando espectrofotometria de absorção atômica, que demonstraram que o ácido acético utilizado em tal análise seria também uma fonte de sódio juntamente com a escória de alto forno. Houve neste caso, uma supervalorização dos valores realmente presentes no material.

Por outro lado, nota-se pelas duas figuras acima, concentrações para o cálcio acima dos demais metais (exceto para Na no teste de lixiviação), confirmando o possível aporte desse elemento químico para o efluente e, por conseguinte, para a biomassa vegetal analisada. Esta, como já mencionado, apresentou valores bem superiores aos descritos para a concentração de cálcio no tecido vegetal de taboas. Segundo Jacomino *et al.* (2002), as escórias, de modo semelhante ao que ocorre com os calcários, atuam não somente como corretivos da acidez do solo, mas também como fontes de Ca, Mg e micronutrientes. Em certas situações, as melhores respostas das culturas à aplicação de escória podem ser atribuídas ao seu efeito fertilizante, principalmente por suas concentrações em micronutrientes.

Apesar dos efeitos positivos da aplicação de escórias na disponibilização de micronutrientes, os teores elevados de alguns desses elementos, como Fe e Mn, nesses materiais, podem causar problemas de toxicidade em alguns solos, particularmente para plantas mais sensíveis.

De toda forma, a reutilização da escória em atividades essenciais para o homem, como as atividades agropastoris, pode ser associada à sua grande capacidade de serem utilizadas como fonte de nutrientes para espécimes em sistemas de *wetlands* subsuperficiais.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A literatura apresenta várias publicações nas quais *wetlands* horizontais subsuperficiais plantadas e não plantadas são comparadas, com conclusões conflitantes no que diz respeito à real contribuição das macrófitas. Esta pesquisa confirma o melhor desempenho alcançado pela unidade plantada na grande maioria dos constituintes de interesse. No presente estudo, a maior contribuição se encontra na aplicação de *wetlands* para o pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios do tipo UASB.

Em geral, pode-se dizer que o desempenho para os sistemas UASB – *wetlands* foi muito satisfatório para a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, com menor importância para a remoção de nutrientes. Contudo, deve-se ressaltar que as remoções obtidas foram reduzidas (25 – 40%), porém, considerando a baixa concentração afluente, os resultados obtidos foram relativamente relevantes quando comparados com outros sistemas. Levando em consideração a simplicidade de sistemas de tratamento desse tipo, com ausência de mecanização e consumo de energia, pode-se concluir que é uma importante alternativa para países em desenvolvimento e regiões de clima quente. Esta conclusão geral está de acordo com Souza *et al* (2005), que investigou um sistema semelhante (UASB + *wetland*) e confirmou seu potencial para fornecimento de efluente para culturas restritas.

Quando comparadas as unidades plantadas e não plantadas, apesar da unidade plantada ter apresentado melhor desempenho para a remoção da maioria dos constituintes, deve-se ser cauteloso para se levar em consideração a real necessidade da utilização de plantas. Baseado nos resultados obtidos, observa-se que não existe uma resposta geral para esta questão. Apesar do desempenho da *wetland* não plantada ter sido inferior, esta unidade também foi muito satisfatória para a remoção de matéria orgânica e sólidos, e sua alta simplicidade conceitual pode indicar sua utilização quando é requerido efluente com qualidade compatível com determinados usos.

Com relação à operação do sistema, recomenda-se cuidados com a operação do reator UASB no que diz respeito ao descarte periódico do lodo. Essa medida é de fundamental importância para a melhoria do desempenho da unidade anaeróbia e, dessa forma, evitar o aporte de maiores concentrações de sólidos para as unidades de *wetlands*.

O sistema de distribuição das unidades de *wetlands* deve contemplar uma distribuição mais homogênea possível para se evitar caminhos preferenciais do afluente no leito filtrante. Recomenda-se, ao invés de uma tubulação perfurada, como utilizada no presente estudo, o uso de calha vertedoura com estrutura que permita sua limpeza periódica. Outra medida seria a adoção de leitos de distribuição de maiores comprimentos para permitir uma mistura e melhor distribuição do afluente. Dimensões maiores permitiriam também eventual sedimentação de materiais sólidos no próprio leito de distribuição, impedindo um maior aporte para o leito filtrante.

Como foi observado durante o período de estudo, os espécimes de macrófitas que foram plantados nas primeiras fileiras da unidade vegetada apresentaram sintomas de toxicidade. Isto, talvez, poderia ser evitado se as taboas fossem plantadas em pontos mais afastados do início do leito. Com relação à manutenção da vegetação também são feitas as seguintes considerações:

- Plantio de uma maior densidade de macrófitas no início para que o crescimento e expansão da cultura sejam mais rápidos e, caso parte da vegetação não vingue, haja mais espécimes disponíveis para o replantio;
- Realizar a poda nos períodos logo após a identificação das primeiras flores na cultura. Essa medida é importante para evitar que ocorra a eventual disseminação aérea das sementes e estas sejam lançadas na superfície do leito filtrante, o que potencialmente alteraria as características de efluente em tratamento. Esta medida evitaria também que a disseminação de sementes pudesse causar colonização das taboas em locais indesejados, já que é uma espécie bastante agressiva e cosmopolita;
- Retirada sistemática dos restos das podas da superfície do leito filtrante evitando que ocorra sua decomposição e aporte de material orgânico particulado e solúvel para o interior da *wetland*, principalmente nos períodos chuvosos;
- Remoção de vegetação oportunista em *wetlands* que não são cultivadas com macrófitas. Essa vegetação, geralmente rasteira, potencialmente poderia causar colmatação em pontos da superfície do leito e aportar material para o interior deste;

- Impermeabilização sistemática do fundo e da lateral das unidades de tratamento para evitar perda de efluente, infiltração e possível contaminação de mananciais subterrâneos. Da mesma forma, construir proteção contra o aporte de material via escoamento superficial oriundo do ambiente externo da *wetland*.

Em suma, deve ser levado em consideração que o sistema operou por um período de tempo não muito longo, compreendendo basicamente dois ciclos de crescimento da vegetação na unidade plantada. Um período mais extenso para a obtenção de dados, principalmente no que diz respeito à potencial retenção de sólidos e crescimento de biofilme no leito filtrante, é importante para avaliar o comportamento hidráulico das *wetlands*, bem como o desempenho ecológico do sistema como um todo.

De toda forma, para a continuidade das pesquisas, algumas recomendações podem ser feitas:

- Análise mais detalhada e em longo prazo da utilização da escória de alto forno como meio filtrante, observando sua capacidade de disponibilização de micronutrientes, metais pesados e sua potencial capacidade de retenção de fósforo;
- Verificação mais detalhada da capacidade de introdução de oxigênio pelas plantas no interior da unidade e sua real influência na remoção de matéria orgânica;
- Avaliação da dinâmica de progressão da remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada ao longo da extensão das *wetlands* construídas, bem como as conversões potenciais de nitrogênio inorgânico nas unidades de tratamento;
- Utilização de taxas de aplicação diferentes, bem como de cargas orgânicas mais elevadas para avaliar a capacidade de tais sistemas em suportarem condições extremas para qualidade das águas residuárias;
- Avaliação da utilização de novas espécies de macrófitas, inclusive consorciadas, para o desempenho na remoção de parâmetros de qualidade para determinados fins. Além disso, a possibilidade de utilização das plantas após maturidade ou em fase de crescimento, para alimentação animal ou comércio para ornamentação;

- Análise da possibilidade de reutilização do efluente final do sistema para fins mais nobres, como o aproveitamento agrícola ou a criação animal, como dessedentação e piscicultura.

7 REFERÊNCIAS

AGENCE DE L'EAU R.M.C. Épuration des eaux usées domestiques par filtres plantes des macrophytes, recommandations techniques pour la conception et la réalisation. Lyon, 2005, 45 p.

AHN, C.; MITSCH, W.J.. Scaling considerations of mesocosm wetlands in simulating large created fresh water marshes. *Ecol. Eng.*, vol. 18, p. 327–342, 2002.

APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed. Washington: APHA, 1998.

APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: APHA, 2005.

ARIAS, C. A., DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorous removal by sands for use as media in subsurface constructed reed beds. *Wat. Res.*, v. 35, n. 5, pp. 1159 – 1168, 2001.

BRASIL, M. S. Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 2005. 160p.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Sci. Technol*, v. 29, p. 71–78, 1994.

BRIX, H. Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Sci. Technol*, v. 35, p. 11–17, 1997.

CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; MANNARINO, C. F.; SILVA, H. R.; BORBA, S. M. P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí (RJ) utilizando wetland. VI Simpósio Italo Brasileiro de Engenharia Sanitária, ABES, Vitória-ES/Brasil, 1 a 5 de set. de 2002. CD-ROM.

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.

CHERNICHARO, C. A. L. Anaerobic reactors. Biological wastewater treatment series. IWA Publishing. London, v. 4175, 2007 .

CHUNG, A.K.C. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater, *Ecol. Eng.* 2007, doi:10.1016/j.ecoleng.2007.09.007.

COLE, S. The emergency of treatment wetlands. *Environ. Sci. Technology*, vol. **32**, n. 9, p. 218–223, 1998.

COOPER, P.F.; JOB, G.D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. WRc plc., Swindon, UK. , 1996.

DECAMP, O.; WARREN, A. Investigation of *E. coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecol. Eng.* v.14, p. 293–299, 2000.

DRIZO A.; FROST C.A.; GRACE J.; SMITH K.A.. Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. *Water Res.* n. 34, p. 2483–2490, 2000.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. *Handbook of Utilization Aquatic Plants*. <http://www.fao.org/DOCREP/003/X6862E/X6862E03.htm>. 20 set. 2008.

GOMIDE, R. *Operações unitárias* . São Paulo : v. 4, 1980.

GRÜNEBERG, B.; KERN, J.; Phosphorus retention capacity of iron-ore and blast furnace slag in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*. V. 44, n. 11–12 pp 69–75, 2001.

HAMOURI B. NAZIH EL, J. LAHJOUJ J. Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. *Desalination*, v. 215, , p. 153-158, 2007

HUETT, S.G. MORRISB, G. SMITHA, N. HUNT. Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands. *Water Research*. v 39, p. 3259–3272, 2005.

HABERL, R., "Constructed Wetlands: A Chance to Solve Wastewater Problems in Developing Countries". *Water Science and Technology*, 40, 11-17, Oxford, 1999.

HYLANDER, L. D.; KIETLIN´SKA, A.; RENMAN, G.; SIMAN, G. Phosphorus retention in filter materials for wastewater treatment and its subsequent suitability for plant production. *Bioresource Technology*, v. 97, p. 914–921, 2006.

ITRC – Interstate Technology e Regulatory Council. Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands. New Jersey: ITRC, 2003. 199 p.

IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution. Constructed Wetlands for pollution Control: Process, Performance, design and Operation. Scientific and Technical Report. N.8. London, England: IWA Publishing. 156 p.

JACOMINO, V. M. F.; CASTRO, L. F. A.; RIBEIRO, E. D. L.; LEÃO, M. M. D.; SOUZA, C. M.; GOMES, A. M.; ALMEIDA, M. L. B.; LOPES, L. E. F. Controle ambiental das indústrias de ferro-gusa em altos-fornos a carvão vegetal. Belo Horizonte: Projeto Minas Ambiente. 2002, 302 p.

JOHANSSON, L. Blast furnace slag as phosphorus sorbents column Studies. *The Science of the Total Environment*, v. 229, p. 89-97, 1999.

JOHANSSON, L.; GUSTAFSSON, J.P. Phosphate removal using blast furnace slags and opoka – mechanisms. *Water Res.*, v.34, p. 259–265, 2000.

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

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.

KEFFALA C.; GHRABI A.. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. *Desalination*, v. **185**, p. 383–389, 2005.

KHATIWADA, N. R.; POLPRASERT, C. Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetland. *Wat. Sci. Tech.* v. 40, n. 3, p. 109 – 107, 1999.

KIVAISI, 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.

KLOMJEK P.; NITISORAVUT S. Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions. *Chemosphere*, v. 58, p. 585–593, 2005.

LANGERGRABER, G.; HARBERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* v. 48, n. 5, p. 25 - 34, 2003.

LIN, Y.F.; JING, S.R.; WANG, T.W.; LEE, D.Y. Effects of macrophytes and external carbon sources on nitrate removal from groundwater in constructed wetlands. *Environmental Pollution*, v. 119, p. 413–420, 2002.

MARTIN, J. F.; REDDY, K. R.. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecol. Model*, v. 105, p. 1–21, 1997.

MATOS, A. T. & LO MONACO, P. A. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despulpa de frutos do cafeeiro*. Viçosa: UFV, 2003. 68p.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. *Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despulpa de frutos do cafeeiro*. Viçosa: UFV, 2003. p. 68.

MAYO, A.W.; BIGAMBO T. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 30, p. 658–667, 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.

MEIRA, C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A.; de OLIVEIRA, R. Performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands vegetated with rice treating a sewage

polluted surface water. Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October 2004. OC-48. CD-ROM.

CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S.C. *Natural Wastewater Treatment Systems*. CRC Press, 2005. 576 p.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH, 2008.

MITCHELL, S.F.; HAMILTON, D.P. Variations in light climate in a shallow New Zealand Lagoon, INTECOL's International Wetlands Conference 1996 "Wetlands for the Future", Australia (Encore Productions), International Association of Ecology, 5: p 79, 1996.

NOGUEIRA, S. F. *Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto*. Centro de Energia Nuclear na Agricultura . PIRACICABA, Piracicaba/SP, 2003. 137 p. (Dissertação de Mestrado).

O' ZACAR, M. Equilibrium and kinetic modelling of adsorption of phosphorus on calcined alunite. *Adsorption*, v. 9, p. 125–132, 2003.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO. Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do autor, 2004. 144 p.

REED, S, C.; CRITES, R. W.; e MIDDLEBROOKS, E. J. *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc. 1995. 435p.

REED, S., MIDDLEBROOKS, E., CRITES, R. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw Hill. 1995

RIJS, G.; VEENTRA, S. Artificial reed beds as post treatment for anaerobic effluents—urban sanitation in developing countries. The Netherlands: Institute for Inland Water Management and Wastewater Treatment; 1990.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H. J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Res.* v. 32, p. 393–399, 1998.

SALATI, E. Junior; SALATI, E; SALATI, E. Wetland projects developed in Brazil. *Water Science Technology*, n.3, v.40, p.19-25, 1999.

SEZERINO, P. H. & PHILIPPI, L. S. Filtro plantado com macrófitas (Wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais . Critérios para dimensionamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., Joinville, SC, 2003. *Anais....* Resumo expandido. Joinville: ABES/AIDIS, 2003. CDROM.

SHILTON, A. N.; ELMETRI I.; DRIZO A.; PRATT S.; HAVERKAMP R. G.; BILBY S. C. Phosphorus removal by an ‘active’ slag filter – a decade of full scale experience. *Water Research*, v. 40, p. 113 – 118, 2006.

SOLANO M.L.; SORIANO P.; CIRIA M.P. Constructed Wetlands as a Sustainable Solution for Wastewater Treatment in Small Villages. *Biosystems Engineering*, v. 87, n. 1, p. 109–118, 2004.

SOUSA, J. T.; van HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. 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.

SOUZA, J.T., VAN HAANDEL, A.C., CAVALCANTI, P.F.F., FIGUEIREDO, A.M.F.. Treatment of sewage for use in the agriculture of the semi-arid Northeast Brazil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 10, n. 3, pp. 260-265, 2005.

STEEN P.; BRENNER A.; BUUREN J.; ORON G. Post treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilisation pond system. *Water Research*, v. 6, n. 3, p. 615–20, 1999.

STEEN, P. Post treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. *Water Res.*, v. 6, n. 3, p. 615–20, 1999.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science Technology*, v.44, n. 12, p. 9-17, 2001.

TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. Accumulation of organics solids in gravel-bed constructed wetlands. 4 th International Conference on Wetlands system for water Pollution Control, Guangzhou, China. 1994, 617 – 627 pp.

TANNER, C.C. Plants as ecosystem engineers in subsurface flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*, v. 44, p. 9–17, 2001.

TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S.; UPSDELL, M.P. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Res.* v. 32, p. 3046 - 3054, 1998.

TCHOBANOGLIOUS, G. Constructed wetlands and aquatic plant systems: research, design, operation and monitoring issues. In: MOSHIRI, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 1993, 23–34 p.

USEPA (1993). *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A technology assesment*. United States Environmental Protection Agency. 87 p.

USEPA (2000). *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. United States Environmental Protection Agency. 154 p.

VALENTIM, M. A. A. *Desempenho de leitos cultivados (.construted wetland.) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação*. FEAGRI . Faculdade de Engenharia Agrícola . UNICAMP, Campinas/SP, 2003. 210 p. (Tese de Doutorado).

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. V. 1. Belo Horizonte, MG: departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade federal de Minas Gerais. 2005, 452 p.

VON SPERLING. M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas Residuárias; v.2)

VYMAZAL, J.. The use of subsurface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol. Eng.* v. 18, p. 633–646, 2002.

WHITE D., BRIAN M, GEORGE G. The influence of water level fluctuations on the potential for convective flow in the emergent macrophytes *Typha domingensis* and *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*. v. 86, p. 369–376, 2007.