

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

**INFLUÊNCIA DA SAZONALIDADE E DE  
PLANTAS NA REDUÇÃO DA CONCENTRAÇÃO  
DE POLUENTES EM SISTEMA DE ALAGADOS  
CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL,  
COM ALIMENTAÇÃO EM PULSO, EMPREGADO  
PARA TRATAR ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO**

**Débora Chaves Moraes**

**Orientador: Prof. Dr. Marcos von Sperling**

**Belo Horizonte**

**2012**

**Influência da sazonalidade e de plantas na redução  
da concentração de poluentes em sistema de  
alagados construídos de escoamento vertical, com  
alimentação em pulso, empregado para tratar esgoto  
doméstico bruto**

**Débora Chaves Moraes**

**Débora Chaves Moraes**

**Influência da sazonalidade e de plantas na redução  
da concentração de poluentes em sistema de  
alagados construídos de escoamento vertical, com  
alimentação em pulso, empregado para tratar esgoto  
doméstico bruto**

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: *Prof. Dr. Marcos von Sperling*

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2012

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do  
Programa

## DEDICATÓRIA

*Aos meus pais, João e Graça, dedico.*

*Às minhas irmãs e ao Eugênio, ofereço.*

“Tudo flui, nada persiste, nem permanece o mesmo. O ser não é mais que o vir-a-ser.”

(Heráclito)

“Se você procurar bem, acaba encontrando não a explicação da vida, mas a poesia  
(inexplicável) da vida.” (Carlos Drummond de Andrade)

“(…) e quando estiver bem cansado, (*desejo*) que ainda haja amor para recomeçar.” (Frejat)

## AGRADECIMENTOS

A Deus por todas as oportunidades de aprendizado e crescimento, e pela beleza e grandiosidade da vida;

Aos meus pais, meus grandes exemplos de integridade, superação, virtude e compaixão, agradeço, com toda admiração e gratidão, pela convivência, força, amor, paciência, carinho e cuidado;

Ao professor Marcos von Sperling, pela orientação nas duas pesquisas desenvolvidas, pela maneira clara e completa com a qual transmite os conhecimentos, pelas admiráveis seriedade e dedicação para com a formação dos alunos, pela confiança, e pela compreensão e paciência nos momentos que se fizeram necessários;

Ao professor Martin Seidl, por todas as contribuições, orientações e pela dedicação aos trabalhos que realiza;

À banca examinadora, composta pelos professores Cláudio Leite de Souza, Juliana Calábria de Araújo e Luciano Zanella, agradeço por aceitarem o convite, pela análise criteriosa da dissertação, pelas críticas construtivas, e pelas importantíssimas e valiosas sugestões;

Aos pesquisadores Paulo de Castro Vieira, Raquel da Silveira Cota e Lívia Lanna, pelas leituras sugeridas, pelos debates e ensinamentos;

Aos amigos do mestrado, e dos laboratórios de análises microbiológicas e análises físico-químicas, pela agradável convivência e aprendizados;

A todos os alunos de Iniciação Científica que colaboraram para a realização das pesquisas, em especial aos alunos: Gabriel Vasconcelos, Bernardo Dornelas, Guilherme Tavares, Taís Moreira, Mariana Paraense, Bruna, e Maria Luíza Nietzsche, pela dedicação e comprometimento;

Aos professores Marcelo Libânio, Walter Lúcio Pádua, e Sílvia Oliveira, pelas inúmeras contribuições e pela disposição em me ajudar;

Ao “Seu” Raimundo pela dedicação no trabalho no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento – CePTS;

Aos funcionários da SUDECAP, André, Francisco e Ilda; ao professor Nilo, e à funcionária da Secretaria de Meio Ambiente, Sônia Knauer, agradeço pela oportunidade de ingressar no projeto S.W.I.T.C.H., o qual contribuiu para a disseminação da “conscientização ambiental” para inúmeras pessoas;

Às minhas irmãs Elizabeth e Gabriela, pelo amor e pela paciência;

Ao Felipe Nunes, pelos artigos fornecidos;

À Chay, pela presença e carinho constantes;

Ao Eugênio, grande pesquisador da vida, pelo apoio, força, amor, pelos questionamentos e sorrisos, e por apresentar a mim uma vida encantadora;

A todos os meus familiares e amigos, agradeço pela motivação e afeto;

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de mestrado, que permitiu a minha formação no mestrado e desenvolvimento dessa pesquisa.

## RESUMO

Na presente pesquisa, foram estudadas duas unidades (uma plantada com capim tifton 85 e uma não plantada) de um sistema de alagados construídos (SAC) de escoamento vertical a fim de se avaliar a influência da sazonalidade e de plantas no desempenho do SAC. Este se localiza no Centro de Pesquisas e Treinamento em Saneamento/UFMG-COPASA, situado na divisa dos municípios de Belo Horizonte e Sabará (MG). As unidades do SAC funcionaram em paralelo, e cada uma recebeu esgoto doméstico bruto em bateladas, por 2,5 dias (taxa de aplicação hidráulica de  $0,38\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ). No período de alimentação de uma das unidades do SAC, a outra permaneceu sem receber esgoto bruto. Semanalmente foram coletadas amostras do esgoto bruto e do efluente das unidades, sendo analisados, assim, os parâmetros físico, químicos e biológicos das amostras coletadas. Para quantificação da produtividade e capacidade de extração de nutrientes pelo capim tifton 85, amostras desse foram coletadas, pesadas e encaminhadas para análises bromatológicas e de conteúdo de matéria seca. Nos resultados das análises químico-bromatológicas, foram identificadas no capim tifton 85 concentrações de 3,5 dag N/kg e 0,5 dag P/kg. A biomassa vegetal cultivada extraiu respectivamente, 6,5% e 1% do nitrogênio total e do fósforo total afluentes, apresentando, assim, papel secundário na remoção dos nutrientes. As eficiências médias de remoção de poluentes nas unidades plantadas e não plantadas foram, respectivamente: DBO<sub>5</sub>: 80 e 77%; DQO: 72% e 72%; SST: 83% e 77%; NTK: 55% e 46%; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: 56% e 49%; P Total: 45% e 50%; Ovos de helmintos: 97% e 96%; *E. coli*: 90% e 85%. A unidade plantada do SAC parece ter propiciado melhores condições para o crescimento de bactérias nitrificantes, e com isso foi observada diferença significativa na eficiência de remoção e concentração efluente de NTK e amônia entre as duas unidades. Também foi maior a remoção de sólidos em suspensão na unidade plantada e identificou-se diferença significativa na comparação entre as concentrações de sólidos efluentes das duas unidades. A sazonalidade influenciou o desempenho apenas da unidade não plantada, tendo sido observadas menores eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> e maior concentração de DQO efluente no período seco e de menor temperatura, com possível redução do metabolismo das bactérias heterotróficas. As unidades do SAC apresentaram boa eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos, amônia e ovos de helmintos, indicando o elevado potencial de aplicabilidade da tecnologia em pequenas comunidades, para as condições ambientais brasileiras.



## ABSTRACT

The aim of this research was to evaluate the influence of dry and wet seasons and of plant (Tifton 85 grass) on the performance of two vertical-flow constructed wetlands (one planted with tifton 85 and one non-planted). These units are located in the Center for Research and Training in Sanitation (CePTS)/ UFMG-COPASA, near Belo Horizonte city (MG). The constructed wetlands worked in parallel, and each unit received raw domestic sewage for 2.5 days (hydraulic loading rate of  $0.38 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ), before being rested for 4.5 days. The two wetlands were alternately fed, and influent and effluent samples from the units were collected weekly and were analysed for physical, chemical and biological parameters. The nutrient extraction capacity by Tifton 85 grass was evaluated through dry matter production and chemical bromatological analyses. 6.5% and 1% of total nitrogen and total phosphorus tributary were removed Tifton 85, showing that plant uptake is not the major nutrient removal mechanism in these constructed wetlands. Mean removal efficiencies for the planted and non-planted units were, respectively: BOD 80 e 77%; COD: 72% e 72%; TSS: 83% e 77%; TKN: 55% e 46%;  $\text{N-NH}_4^+$ : 56% e 49%; Total-P: 45% e 50%; helminth eggs: 97% e 96%; *E. coli*: 90% e 85%. The planted wetland presented significantly better TKN, ammonia and suspended solids removal and also a greater nitrate synthesis. The seasonality influence was noticed only in the performance of the non-planted wetland. A significantly lower BOD removal efficiency and higher effluent COD concentration were seen in the dry and cooler season, with possible reduction of the heterotrophs metabolism. Good removal efficiencies of organic matter, suspended solids, ammonia and helminth eggs were detected in the constructed wetland units, indicating the high applicability of the technology in small communities, under Brazilian environmental conditions.

# SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	OBJETIVOS.....	4
2.1	OBJETIVO GERAL .....	4
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3	REVISÃO DA LITERATURA .....	5
3.1	CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS (SACs).....	5
3.2	SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS COM ESCOAMENTO VERTICAL DE FLUXO INTERMITENTE ..	6
3.3	PLANTAS EMPREGADAS NOS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS .....	9
3.3.1	Seleção de plantas .....	14
3.3.2	Capim tifton 85.....	14
3.4	MECANISMOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, SÓLIDOS, NITROGÊNIO E FÓSFORO EM SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL .....	16
3.4.1	Remoção de poluentes em alagados construídos de escoamento vertical.....	18
3.5	CARACTERIZAÇÃO E REMOÇÃO DE BACTÉRIAS PATOGENICAS E INDICADORAS DE CONTAMINAÇÃO FECAL E DE OVOS DE HELMINTOS .....	24
3.5.1	Organismos patogênicos presentes em águas residuárias .....	24
3.5.2	Bactérias indicadoras de contaminação fecal.....	26
3.5.3	Helmintos.....	34
4	MATERIAL E MÉTODOS .....	41
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO CLIMA DO LOCAL ONDE ESTÁ INSTALADO O SISTEMA DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO.....	41
4.2	CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO BRUTO .....	41
4.3	ASPECTOS OPERACIONAIS.....	44
4.4	MONITORAMENTO DO SISTEMA DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS .....	47
4.5	ANÁLISE DO CRESCIMENTO, PRODUTIVIDADE E CAPACIDADE DE EXTRAÇÃO DE NUTRIENTES DO CAPIM TIFTON 85.....	51
4.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS DADOS E VERIFICAÇÃO DO ATENDIMENTO À LEGISLAÇÃO AMBIENTAL .....	52
4.7	MONITORAMENTO DE DADOS CLIMATOLÓGICOS E AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA SAZONALIDADE NO COMPORTAMENTO DO SAC .....	53
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	55
5.1	TEMPERATURA NOS PERÍODOS SECO E CHUVOSO .....	55
5.1.1	Dados referentes aos meses de julho de 2011 a janeiro de 2012 .....	55
5.1.2	Dados referentes a março de 2010 a janeiro de 2012 .....	56
5.2	DESEMPENHO DAS UNIDADES ESTUDADAS .....	57
5.2.1	Remoção de matéria orgânica e sólidos.....	57
5.2.2	Remoção de nutrientes.....	71
5.2.3	Remoção de ovos de helmintos e de bactérias indicadoras de contaminação fecal.....	81
5.3	PRODUTIVIDADE E CAPACIDADE DE EXTRAÇÃO DE FÓSFORO E NITROGÊNIO PELO CAPIM TIFTON .....	85
5.4	SÍNTESE DE RESULTADOS OBTIDOS NO PRESENTE ESTUDO .....	94
6	CONCLUSÕES.....	95
7	RECOMENDAÇÕES .....	98
8	REFERÊNCIAS.....	99

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Ilustração de uma <i>wetland</i> vertical típica do 1º estágio do Sistema Francês.....	6
Figura 3.2: Composição do leito filtrante das unidades do 1º e 2º estágio do Sistema Francês- a seta indica a direção de escoamento das águas residuárias aplicadas no sistema.....	8
Figura 3.3: Relação entre potencial redox de alagados construídos e quantidades de oxigênio liberadas por <i>Typha latifolia</i> e <i>Phragmites australis</i> (Fonte: Wießner <i>et al.</i> , 2002).....	13
Figura 3.4: Perfis de concentração de poluentes no interior do leito filtrante de alagados construídos de escoamento vertical (Schwager e Boller, 1997).....	19
Figura 4.1: Sistema Alagado Construído de escoamento vertical composto por três unidades – CEPTs/UFMG-COPASA. Detalhe para a caixa de alimentação construída a montante do sistema .....	42
Figura 4.2: Ilustração (Corte transversal) da constituição do meio filtrante das unidades. Fonte: Cota (2011).....	43
Figura 4.3: Indicação em vermelho da localização dos registros de controle do funcionamento das unidades.....	45
Figura 4.4: Detalhe dos sistemas de distribuição do esgoto. (a) Configuração do sistema inicial, (b) configuração do sistema instalado em outubro de 2011 .....	45
Figura 4.5: Imagens da unidade plantada com capim tifton 85. (a) Antes da poda; (b) Após a poda .....	51
Figura 4.6: Imagem da área onde foi coletada uma das amostras de capim tifton 85 (seta vermelha indica o quadrado utilizado na delimitação da área) .....	52
Figura 5.1: Temperatura registrada nas amostras coletadas no período de julho de 2011 a dezembro de 2011: (a) período seco, (b) período chuvoso.....	56
Figura 5.2: Temperatura registrada nas amostras coletadas no período de março de 2010 a janeiro de 2012 .....	56
Figura 5.3: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das temperaturas registradas .....	57
Figura 5.4: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DQO (b) das eficiências de remoção de DQO.....	59
Figura 5.5: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DBO <sub>5</sub> , e (b) das eficiências de remoção de DBO <sub>5</sub> .....	61

Figura 5.6: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de SST e (b) das eficiências de remoção de SST.....	63
Figura 5.7: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DBO <sub>5</sub> e (b) das eficiências de remoção de DBO <sub>5</sub> na unidade plantada.....	65
Figura 5.8: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DBO <sub>5</sub> e (b) das eficiências de remoção de DBO <sub>5</sub> na unidade não plantada .....	66
Figura 5.9: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DQO e (b) das eficiências de remoção de DQO na unidade não plantada .....	66
Figura 5.10: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DQO e (b) das eficiências de remoção de DQO na unidade plantada .....	67
Figura 5.11: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de SST e (b) das eficiências de remoção de SST na unidade plantada.....	68
Figura 5.12: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de SST e (b) das eficiências de remoção de SST na unidade não plantada .....	68
Figura 5.13: Percentis de atendimento aos limites de (a) concentração de DBO <sub>5</sub> efluente e (b) concentração de DQO efluente, estabelecidos na DN COPAM/CERH nº 01 de 2008: resultados das unidades plantada e não plantada.....	69
Figura 5.14: Percentis de atendimento aos limites de concentração efluente e eficiência de remoção de SST estabelecidos na DN COPAM/CERH nº 01 de 2008.....	69
Figura 5.15: Percentis de atendimento aos limites de eficiência de remoção de (a) DBO <sub>5</sub> , e (b) DQO, estabelecidos na DN COPAM/CERH nº 01 de 2008: resultados das unidades plantada e não plantada.....	70
Figura 5.16: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das relações SSV/SST observadas .....	71
Figura 5.17: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das eficiências de remoção de (a) NTK e (b) nitrogênio amoniacal .....	73
Figura 5.18: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das concentrações de nitrato.....	75

Figura 5.19: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos da (a) alcalinidade do esgoto bruto e dos efluentes das unidades do SAC e (b) concentrações de OD e pH dos efluentes das unidades .....	75
Figura 5.20: Temperaturas e concentrações de nitrato observadas .....	76
Figura 5.21: Distribuição das formas de nitrogênio nos afluentes e efluentes das unidades plantada e não plantada.....	77
Figura 5.22: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das (a e b) concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção de NTK na unidade plantada, (c e d) concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção de NTK na unidade não plantada.....	78
Figura 5.23: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das (a e b) concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção de NTK na unidade plantada, (c e d) concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção de NTK na unidade não plantada.....	78
Figura 5.24: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das a) concentrações afluentes e efluentes de nitrato na unidade plantada, e b) concentrações afluentes e efluentes de nitrato na unidade não plantada.....	79
Figura 5.25: Box-plot com as medianas, percentis (10% e 90%), e valores mínimos e máximos das (a) concentrações de fósforo total e (b) eficiência de remoção de fósforo total.	80
Figura 5.26: Registros fotográficos de exemplares dos ovos encontrados com maior frequência: a) <i>Ascaris</i> sp., b) <i>Enterobius vermicularis</i> , c) Ancilostomídeo.....	82
Figura 5.27: Gráfico da concentração e da distribuição de cada grupo de ovos de helmintos nas amostras de esgoto bruto .....	82
Figura 5.28: Gráfico da concentração e da distribuição de cada grupo de ovos de helmintos nas amostras de efluente da unidade plantada .....	83
Figura 5.29: Gráfico da concentração e da distribuição de cada grupo de ovos de helmintos nas amostras de efluente da unidade não plantada .....	83
Figura 5.30: Gráfico da concentração e da distribuição de cada grupo de ovos de helmintos nas amostras de substrato .....	85
Figura 5.31: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das (a) concentrações e (b) eficiência de remoção de ovos de helmintos observados na unidade plantada .....	86
Figura 5.32: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das (a) concentrações e (b) eficiência de remoção de ovos de helmintos observados na unidade não plantada .....	86

Figura 5.33: Concentração de coliformes totais e <i>E. coli</i> no esgoto bruto .....	87
Figura 5.34: Box-plot com as medianas, percentis (10% e 90%), e valores mínimos e máximos das concentrações de <i>E. coli</i> .....	87
Figura 5.35: Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das eficiências de remoção de <i>E. coli</i> .....	89
Figura 5.36: Unidade plantada. a) 1ª semana de monitoramento, b) 2ª semana de monitoramento, c) 3ª semana de monitoramento,d) 4ª semana de monitoramento, e-f) 5ª semana de monitoramento, a qual correspondeu à semana da amostragem do capim tifton 85 (foto f).....	91
Figura 5.37: Presença de outras espécies de plantas ( indicadas nos círculos vermelhos) na unidade cultivada com capim tifton 85.....	92
Figura 5.38: Resultados de (a) concentração de nitrogênio total e fósforo total na massa foliar do capim tifton 85, e (b) Quantidade de Nitrogênio total e Fósforo total extraídos em 1 mês	93

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Microrganismos patogênicos encontrados em efluentes domésticos .....	25
Tabela 3.2: Estudos de remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal em sistemas de alagados construídos de escoamento vertical .....	33
Tabela 3.3: Agentes causais e sintomas das principais helmintoses .....	34
Tabela 3.4: Tamanho e velocidade de sedimentação de algumas espécies de ovos de helmintos .....	38
Tabela 3.5: Recomendações da Organização Mundial de Saúde relativas à qualidade microbiológica, para uso agrícola <sup>(a)</sup> de efluentes de estações de tratamento de esgoto .....	39
Tabela 4.1: Composição granulométrica do leito filtrante de unidades do 1º estágio do sistema francês, conforme sugerida por AERMC (2005) e Molle <i>et al.</i> (2005), e como implantado na presente unidade do SAC analisada.....	43
Tabela 4.2: Ensaio granulométrico - Parâmetros calculados.....	43
Tabela 4.3: Principais características do tratamento preliminar da ETE-Arrudas. Fonte: Cota (2011) .....	44
Tabela 4.4: Valores operacionais médios adotados no período de operação rotineira.....	46
Tabela 4.5: Números utilizados para indicar as datas de coletas das amostras para análises de densidade de ovos de helmintos .....	48
Tabela 4.6: Descrição dos parâmetros avaliados, das siglas e unidades de cada parâmetro e dos métodos analíticos empregados .....	50
Tabela 5.1: Estatística descritiva dos valores registrados da temperatura do esgoto bruto, do efluente .....	55
Tabela 5.2: Valores das taxas de aplicação de DQO nas unidades em carga.....	58
Tabela 5.3: Estatística descritiva das concentrações de DQO efluentes e da eficiência de remoção de DQO nas unidades plantada e não plantada.....	60
Tabela 5.4: Estatística descritiva das concentrações de DBO <sub>5</sub> efluentes e da eficiência de remoção de DBO <sub>5</sub> nas unidades plantada e não plantada.....	61
Tabela 5.5: Estatística descritiva das concentrações de SST efluentes e da eficiência de remoção de SST nas unidades plantada e não plantada.....	63
Tabela 5.6: Percentual de atendimento aos limites de concentração de poluentes no efluente definidos na Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01 de 2008 no estado de Minas Gerais.....	69
Tabela 5.7: Percentual de atendimento aos valores de eficiência mínima de remoção estabelecidos na Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01 de 2008.....	70
Tabela 5.8 Taxas de NTK aplicadas no sistema de alagados construídos durante.....	72
Tabela 5.9: Resultados das análises estatísticas descritivas das concentrações de NTK e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> no efluente das unidades do SAC .....	73
Tabela 5.10: Resultados das análises estatísticas das eficiências de remoção de N-amoniaco e NTK nas unidades do SAC.....	73

Tabela 5.11: Resultados das análises estatísticas descritivas das concentrações de $\text{N-NO}_3^-$ no efluente das unidades do SAC .....	74
Tabela 5.12: Resultados das análises estatísticas descritivas de concentração de fósforo total .....	80
Tabela 5.13: Resultados das análises estatísticas descritivas de concentração de ovos de helmintos .....	82
Tabela 5.14: Concentração de ovos de helmintos retidos no leito filtrante das unidades do SAC .....	85
Tabela 5.15: Resultados das análises estatísticas realizadas com dados de concentração e eficiência de remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal .....	89
Tabela 5.16: Constante de remoção de <i>E. coli</i> nas diferentes condições estudadas.....	89
Tabela 5.17: Resumo dos resultados observados no presente estudo no SAC de escoamento vertical .....	94



## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

Al	Alumínio
Cwa	clima tropical de altitude
Ca	Cálcio
CEMAGREF	Centre d'Etude du Machinisme Agricole du Génie Rural des Eaux et Forêts
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CePTs	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais
COPASA	Companhia de Saneamento do Estado de Minas Gerais
CT	Coliformes Totais
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DESA	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais
DN	Deliberação normativa
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
E.P.	Equivalente Populacional
Fe	Ferro
FIG.	Figura
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde.
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
N	Nitrogênio
N-NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio amoniacal
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrito
O <sub>2</sub>	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
PBH	Prefeitura Municipal de Belo Horizonte
PBS	Tampão fosfato salino

pH	Potencial Hidrogeniônico
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
P-total	Fósforo total
SAC	Sistema de Alagados Construídos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SST	Sólidos Suspensos Totais
TAB.	Tabela
TAS	Taxa de Aplicação Superficial
TAH	Taxa de Aplicação Hidráulica
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
Unid. log.	Unidades logarítmicas
WHO	Organização Mundial de Saúde

# 1 INTRODUÇÃO

No Brasil, assim como nos demais países em desenvolvimento, o custo de implantação e operação configura-se como item crítico na escolha de um sistema de tratamento de esgotos (VON SPERLING, 2006). Dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) 2008 (IBGE, 2010) indicam que apenas 28,5% dos municípios brasileiros fazem tratamento de seus esgotos domésticos. A parcela não tratada é lançada, em sua maioria, nos corpos d'água, contribuindo para a deterioração desses ambientes. Os mais baixos índices de tratamento são identificados em cidades com menos de 300 mil habitantes, sendo que nas que apresentam até 50 mil habitantes, apenas 53% do esgoto coletado é tratado (IBGE, 2010). Os sistemas alagados construídos – SAC (*wetlands*) vêm sendo estudados desde a década de 1960 para tratamento de águas residuárias, e são apontados como processos alternativos, simplificados e de baixo custo, que podem configurar-se como solução possível para pequenas comunidades. Uma das modalidades dos sistemas alagados construídos é a de escoamento vertical, tendo como uma de suas variantes o modelo denominado “Sistema Francês”. Na literatura existem registros de SAC de escoamento vertical projetados para tratar esgoto doméstico gerado por até 1700 pessoas, e que já operam desde 1992 (MOLLE *et al.*, 2006).

No Brasil existem pesquisas sobre alagados construídos de escoamento vertical, com alimentação em pulso, utilizados para o tratamento de esgotos sanitários, com destaque para as realizadas por Sezerino (2006), Platzer *et al.* (2007), Olijnyk (2008), Silva (2007) e Santos (2009). Quase a totalidade destes sistemas foi implantada como unidade de pós-tratamento, e em alguns deles foi empregado material filtrante com baixa porosidade, o que contribuiu para que fosse observado o principal problema operacional dos alagados construídos de escoamento vertical: a colmatação. Ademais, nesses estudos não foi abordada a remoção de organismos patogênicos, apesar de que o esgoto pode conter expressiva quantidade de organismos patogênicos excretados por indivíduos infectados no meio ambiente.

Os alagados construídos do modelo do Sistema Francês (SF) foram desenvolvidos na instituição francesa CEMAGREF no período da década de 80, e configuram-se como uma variação de alagados construídos de escoamento vertical de fluxo intermitente. O sistema francês caracteriza-se por ser um sistema aeróbio composto por alagados construídos de escoamento vertical com alimentação intermitente, em pulso. É constituído por dois estágios, sendo o primeiro formado por unidades que trabalham em paralelo e recebem alimentação

alternada, objetivando principalmente a remoção de sólidos e matéria orgânica e nitrificação parcial. O segundo estágio, também com unidades em paralelo e alimentação alternada, objetiva a remoção mais completa da amônia por nitrificação. Tanto as unidades do primeiro estágio, como as do segundo, apresentam três camadas de leito filtrante, com porosidade superior à do material filtrante (areia) usualmente empregado nos outros tipos de *wetlands* verticais de fluxo intermitente, o que contribui para minimizar a ocorrência de colmatção.

Dentre as vantagens do Sistema Francês, destaca-se a aplicação direta de esgoto bruto nas unidades do primeiro estágio, sem haver necessidade de tratamento preliminar, além de baixa produção de lodo (HOFFMANN *et al.*, 2011), e a elevada eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e amônia (MOLLE *et al.*, 2005). Nesses alagados construídos, a despoluição das águas residuárias dá-se a partir de processos físicos, químicos e biológicos mediados pelo material filtrante, pelas bactérias heterotróficas e as quimioautotróficas, e em menor monta pelas plantas.

Molle *et al.* (2005) estudaram 72 das aproximadamente 400 unidades de Sistema Francês em operação na França. Dessas, 60% estavam em funcionamento a aproximadamente 4-6 anos, e foram implementadas para tratar efluente doméstico gerado por uma quantidade média de 410 pessoas. Os esgotos aplicados nessas *wetlands* apresentavam concentrações de DQO com valores no intervalo de 520 e 1.400 mg/L, e taxas de aplicação hidráulica de até 0,6 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d. Foram identificadas eficiências médias de remoção para o 1º estágio de: 82% para DQO, 89% para SS e 60% para NTK, com requisito de área da ordem de 1,2 m<sup>2</sup>/hab, que pode ser considerado baixo para um sistema natural de tratamento. As eficiências médias de remoção identificadas por Molle *et al.* (2005), já no 1º estágio do SF, evidenciam o grande potencial das *wetlands* verticais de alimentação intermitente para redução da concentração de matéria orgânica, sólidos e nitrogênio total Kjeldahl.

Apesar de os organismos patogênicos estarem geralmente presentes em esgotos domésticos, raramente é avaliada a remoção deles nos estudos de sistemas de alagados construídos (VYMAZAL, 2005). Neste sentido, o presente trabalho visa aprimorar os conhecimentos sobre o desempenho de remoção de diversos parâmetros, como por exemplo, *E. coli* e ovos de helmintos, em duas unidades de alagados construídos (uma plantada e uma não plantada) integrantes do 1º estágio de um sistema Francês, construídas em condições climáticas

brasileiras, para tratar esgoto doméstico bruto. Estudos prévios foram realizados por Penido (2009) e Cota (2011) nas unidades desse sistema.

Penido (2009) analisou (1) o tipo de fluxo e o padrão de mistura do esgoto em cada unidade, e (2) o tempo de detenção hidráulica dos alagados construídos, sendo que as unidades do SAC foram submetidas à taxa de aplicação hidráulica (TAH) de 0,4m/d. O hidrograma de vazão foi avaliado utilizando-se dois volumes pré-definidos, o referente a 12 bateladas diárias de esgoto de 940L cada, e o outro referente a 24 bateladas diárias de 530L cada. Penido (2009) analisou, também, equipamentos de controle da alimentação das unidades, visando identificar um que não consumisse energia elétrica, apresentasse instalação e operação simplificada e que tivesse baixo custo de implantação e manutenção. Tendo em vista as limitações de alguns aparelhos testados, o autor optou pela utilização do sistema elevatório intermitente convencional composto por sensores de nível de acionamento elétrico implantados juntamente com uma bomba do tipo "NEMO" e um inversor de frequência compatível.

Cota (2011) também realizou testes hidráulicos com os dois regimes de aplicação, para a TAH de 0,4 m/d. Além disso, Cota (2011) estudou a remoção de poluentes nessas unidades, avaliada apenas para o regime de aplicação de 12 bateladas diárias de 940 L cada. A autora identificou melhor desempenho no filtro plantado com Tifton-85, confirmando o papel relevante da vegetação na remoção de poluentes. Eficiências médias muito boas no filtro plantado (93% para SST, 81% para DBO, 81% para DQO e 60% para NTK) foram identificadas, o que representa o elevado potencial de aplicabilidade da tecnologia em pequenas comunidades, para as condições ambientais brasileiras. Penido (2009) e Cota (2011) observaram que todos os testes hidráulicos realizados confirmaram o menor tempo de permanência dos líquidos nas unidades plantadas em relação à não plantada, e esse resultado foi atribuído aos caminhos preferenciais formados pelas raízes e rizomas das plantas.

Tendo em vista os resultados obtidos nos estudos de Cota (2011) e Penido (2009), o presente trabalho buscou identificar o papel das plantas na remoção de nutrientes e a influência destas na remoção de outros poluentes. Além disso, tendo em vista a temperatura pode interferir em reações bioquímicas envolvidas na remoção de poluentes nos SACs, buscou-se avaliar também a influência da sazonalidade no desempenho do sistema.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Objetivou-se, com a realização desse trabalho, avaliar a influência da sazonalidade e da presença ou ausência de plantas (capim tifton 85) no desempenho de unidades componentes de um sistema de alagados construídos com escoamento vertical e alimentação intermitente, utilizado como estágio único para o tratamento de esgoto sanitário bruto.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Avaliar, nos períodos seco (frio) e chuvoso (quente), o desempenho de duas unidades do sistema de alagados construídos em relação à remoção/redução da concentração de matéria orgânica, sólidos em suspensão e nutrientes (nitrogênio e fósforo);
- Avaliar, durante o período seco e o chuvoso, o desempenho das duas unidades na redução da concentração de ovos de helmintos, coliformes totais e *Escherichia coli*;
- Comparar o desempenho global (em ambos os períodos) da unidade plantada com o da não plantada;
- Avaliar a incorporação de nitrogênio e fósforo pelo capim tifton 85 no alagado construído plantado.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

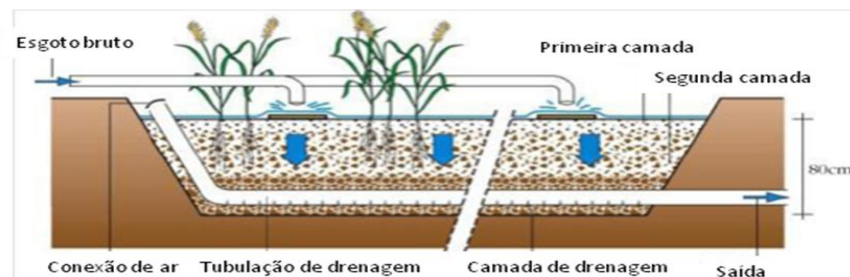
#### 3.1 Caracterização dos Sistemas de Alagados Construídos (SACs)

Sistemas de alagados construídos (também conhecidos como *wetlands* construídas) correspondem a tecnologias desenvolvidas para tratamento de efluentes domésticos e industriais. São caracterizados por tanques mantidos alagados durante parte ou por todo o ano, e que podem ser preenchidos ou não por leito filtrante (ex: brita e areia). Nas *wetlands* construídas inúmeros processos e agentes (bactérias, plantas e solo) interagem recebendo, doando e reciclando nutrientes e matéria orgânica continuamente, o que acarreta na depuração das águas poluídas que afluem nesses ambientes (SALATI *et al.* 2009). A vazão afluente e o meio filtrante (quando presente) dos sistemas são definidos a fim de propiciar tempos de detenção hidráulica adequados para o bom funcionamento do sistema.

O primeiro sistema de alagados construídos, denominado *root zone method*, foi idealizado na década de 1960 por Seidel e Kickuth na Alemanha e tinha a finalidade de tratar efluentes de laticínios e águas ricas em fenóis (PHILIPPI & SEZERINO, 2004). Após diversos estudos, sistemas de *wetlands* construídas passaram a ser construídos nos EUA (na Universidade de Michigan, nos anos 70) e em outros países da Europa. O primeiro SAC na Hungria começou a operar em 1968; na Inglaterra desde 1985 há uma parceria entre o Centro Britânico de Pesquisas em Água e o Governo Federal para construção e operação de *wetlands* aplicáveis no tratamento de efluentes de 50 a 1.000 habitantes (PHILIPPI & SEZERINO, 2004). Salati e colaboradores, em 1982, principiaram a implementação e os estudos em alagados construídos no Brasil. A primeira unidade avaliada corresponde a um sistema de alagados construídos para tratar as águas de um córrego poluído (Piracicamirim), em Piracicaba (CUNHA, 2006). Atualmente existem aproximadamente 10.000 *wetlands* construídas na Europa, 1.000 nos EUA (RUAN *et al.*, 2006), e 109 no Brasil (construídas para tratar esgoto doméstico) (IBGE, 2010).

Os sistemas de alagados construídos podem variar em relação à demanda da área ( $m^2$ /habitante), o sentido do escoamento da água afluente, tipo de fluxo (intermitente ou contínuo), vazão do afluente, presença ou ausência e composição do leito filtrante, e em relação às macrófitas empregadas. Kadlec & Wallace (2008) utilizam o seguinte sistema de classificação de sistemas de alagados construídos:

- 1) Sistema de alagados construídos de escoamento superficial: possuem lâmina d'água visível, macrófitas flutuantes ou emergentes;
- 2) Sistema de alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: é preenchido por leito filtrante (que pode ser plantado ou não), no qual escoam o afluente a ser tratado. O líquido é mantido abaixo da superfície do leito filtrante, e flui horizontalmente;
- 3) Sistema de alagados construídos de escoamento vertical (FIG. 3.1): constitui em tanques preenchidos por leito filtrante, no qual aplica-se o afluente no topo ou na base, e o líquido percola no sentido vertical. Na superfície do meio filtrante dessas unidades podem ser plantadas macrófitas emergentes, plantas ornamentais ou gramíneas.



**Figura 3.1:** Ilustração de uma *wetland* vertical típica do 1º estágio do Sistema Francês (Adaptado de Molle *et al.* (2005))

### **3.2 Sistemas de alagados construídos com escoamento vertical de fluxo intermitente**

*Wetlands* verticais de fluxo intermitente (com ciclos de alimentação - aporte de esgoto - e descanso) correspondem a tecnologias aeróbias de tratamento de águas residuárias com baixo custo de implantação e manutenção, sendo muito difundidas na Europa, especialmente em pequenas comunidades (MOLLE *et al.*, 2005; WEEDON, 2010). Nesses sistemas de alagados ocorre incorporação do oxigênio no interior do meio filtrante através de três mecanismos (SEZERINO, 2006; BRIX, 1997):

- 1) durante a alimentação, o afluente promove um arraste de O<sub>2</sub> atmosférico no leito filtrante, criando um gradiente de convecção, por diferença de pressão entre a atmosfera e o interior da massa sólida;



2) no intervalo entre as aplicações de águas residuárias ocorre a difusão de O<sub>2</sub> atmosférico no meio filtrante;

3) liberação de oxigênio pelas raízes das plantas cultivadas (aeração da rizosfera).

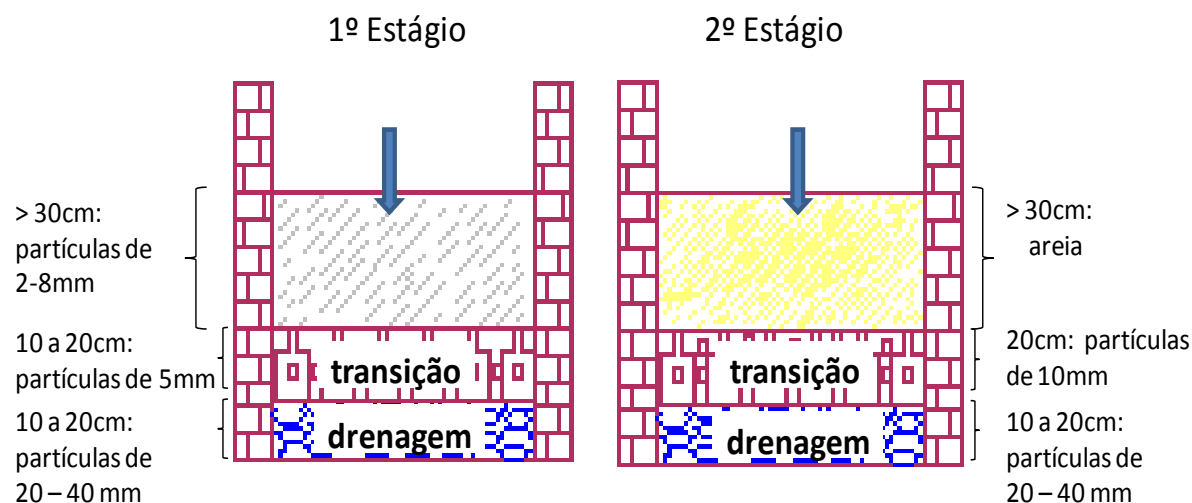
Nesses alagados construídos, a remoção de poluentes das águas residuárias dá-se a partir de processos físicos, químicos e biológicos mediados pelo material filtrante, pelas bactérias heterotróficas e as quimioautotróficas, e em menor monta pelas plantas. Esse grupo de bactérias encontra concentrações de oxigênio suficientes para realizarem a oxidação de grande parte da matéria orgânica e da amônia afluentes (VYMAZAL, 1998). Woźniak *et al.* (2007) observaram que a remoção biológica de DQO e de nitrogênio amoniacal dissolvidos dá-se durante a infiltração do efluente no meio filtrante e também no período de intervalo entre as bateladas. É nesse também, após a drenagem completa, o momento em que ocorre a oxidação do material orgânico particulado que se acumula na superfície do leito filtrante, reduzindo a possibilidade de ocorrência de colmatação (VYMAZAL, 1998). O fósforo, quando presente no afluente aplicado nos sistemas de alagados construídos, é removido em função da (1) adsorção no meio filtrante e (2) absorção pelas plantas, sendo este dependente das condições ambientais (clima) e estágio de desenvolvimento das plantas (VYMAZAL, 2006). Os mecanismos de remoção desses poluentes nos sistemas de alagados construídos serão detalhados no item 3.4 desta dissertação.

A remoção de *E. coli* em sistemas de alagados construídos, segundo Vymazal (2005), é decorrente da filtração, sedimentação, presença de enzimas inibidoras do crescimento de bactérias liberadas por plantas e predação por outros organismos. A remoção de ovos de helmintos ocorre em função da deposição dos parasitas juntamente com sólidos em suspensão afluentes no leito filtrante (KENGNE *et al.*, 2010). Detalhamento maior dos mecanismos de remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal e de ovos de helmintos será apresentado no item 3.5 desta dissertação.

Esses mecanismos de remoção de poluentes são influenciados pelas condições operacionais e pela constituição do sistema de alagados construídos. Assim, a composição física e química do meio filtrante, o tempo de detenção hidráulico, a frequência de aplicação das águas residuárias, as taxas de aplicação de DQO e SST, são os alguns dos fatores que influenciam o desempenho dos SAC. A colmatação é outro fator que interfere no desempenho dos alagados construídos, pois pode provocar a redução da entrada de oxigênio no meio filtrante e reduzir a

condutividade hidráulica das unidades do SAC (MOLLE *et al.*, 2006; PLATZER e MAUCH, 1997). Platzer e Mauch (1997) e Hua *et al.* (2010) descrevem que o uso de meios filtrantes com porosidade maiores podem reduzir o risco de colmatção, e aumentar o intervalo de tempo entre a ocorrência desse problema.

Através dos estudos descritos na literatura, observa-se que para os leitos filtrantes dos SACs de escoamento vertical emprega-se principalmente areia ou cascalho. Já no primeiro estágio dos alagados construídos do modelo denominado “sistema francês”, o meio filtrante utilizado apresenta porosidade superior a da areia. O Sistema Francês, um dos tipos de tecnologia de alagados construídos de escoamento vertical com alimentação intermitente, é composto por dois estágios, sendo que o primeiro apresenta unidades que trabalham em paralelo e recebem alimentação alternada, objetivando principalmente a remoção de sólidos e matéria orgânica, e a nitrificação de fração da amônia presente. O segundo estágio, operado em série com o primeiro, também possui unidades em paralelo e com alimentação alternada. Nesse objetiva-se principalmente a remoção de amônia por nitrificação. O leito filtrante das unidades de ambos os estágios possui três camadas, as quais são dispostas conforme pode ser observado na ilustração da FIG. 3.2.



**Figura 3.2:** Composição do leito filtrante das unidades do 1º e 2º estágio do Sistema Francês- a seta indica a direção de escoamento das águas residuárias aplicadas no sistema (Fonte: Molle *et al.*, 2005)

O dimensionamento dos alagados construídos do Sistema Francês é baseado na carga orgânica aceitável, em termos de equivalente populacional por área requerida. Os requisitos de área são da ordem de 1,2 m<sup>2</sup>/habitante e 0,8m<sup>2</sup>/ habitante, para o 1º e 2º estágio, respectivamente. Já no 1º estágio Molle *et al.* (2005) identificaram elevadas eficiências

médias de remoção de poluentes (82% para DQO, 89% para SS e 60% para NTK), o que evidencia o grande potencial dessas *wetlands* verticais de alimentação intermitente para redução da concentração de matéria orgânica, sólidos e nitrogênio total Kjeldahl. Segundo Molle *et al.* (2005), a alta mineralização (acima de 60%) dos sólidos retidos nas unidades de alagados construídos do Sistema Francês torna necessária a remoção de sólidos do leito filtrante a cada 10 – 15 anos.

A influência de plantas na hidráulica de alagados construídos do Sistema Francês foi avaliada por Molle *et al.* (2006). Esses autores estudaram quatro sistemas instalados na França projetados para atender 200 a 1700 habitantes, e observaram que o desenvolvimento das raízes de *Phragmites australis* contribui para a melhor condutividade e infiltração do líquido aplicado nas unidades. Observou-se também que no período de inverno ocorre menor mineralização dos sólidos retidos no leito filtrante, o que reduz a condutividade hidráulica e prejudica o funcionamento dos sistemas.

### **3.3 Plantas empregadas nos sistemas alagados construídos**

Plantas aquáticas (macrófitas) têm sido empregadas em sistemas alagados naturais desde o início do século XX, período em que foi observada a possibilidade de depuração dos esgotos mediada pelos elementos atuantes nos sistemas alagados naturais (solo, plantas e regime hidráulico) (PHILIPPI E SEZERINO, 2004). Tendo em vista os impactos do aporte de esgotos no meio natural, a utilização desses sistemas foi proibida e optou-se por construir sistemas alagados para o tratamento de esgotos.

As macrófitas são vegetais que vivem em ambientes aquáticos e em solos saturados por água (HUSSAR, 2001), e segundo Kadlec e Wallace (2008) são classificadas em três categorias:

**a) Emergentes:** crescem fixadas em solo (meio filtrante) saturado de água ou em solo (meio filtrante) submerso em corpo d'água. A folhagem principal dessas plantas fica em contato com o ar, ou em parte, com a água. Exemplos: *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Schoenoplectus lacustris*, *Carex rostrata*.

**b) Flutuantes:** podem estar fixadas (macrófitas de folhas flutuantes) ou não (macrófitas livre-flutuantes) ao solo (meio filtrante), sendo que sua folhagem principal flutua na superfície da água. Exemplos: *Eichhornia crassipes*, *Lemna minor* e *Nymphaea odorata*.

c) **Submersas:** ocorrem em qualquer profundidade da zona fótica do corpo d'água, podendo ser ou não fixas no solo (meio filtrante). Exemplo: *Ceratophyllum demersum*.

As macrófitas (e outros tipos de plantas) desempenham importantes papéis no tratamento de águas residuárias em sistemas alagados subsuperficiais construídos de escoamento vertical, por diversas razões. Dentre eles, destacam-se:

### **1) Extração de nitrogênio (íon amônio e de nitrato) e fósforo (fosfatos) presentes no esgoto.**

Apesar de o principal mecanismo de remoção de nitrogênio presente nos esgotos aportados nos sistemas alagados construídos corresponder à desnitrificação, e o de remoção de fósforo ocorrer principalmente por processos físico-químicos de fixação de fosfatos, esses nutrientes são também extraídos pelas plantas, que os utilizam para o crescimento e reprodução (CORAUCCI FILHO *et al.*, 1999). As plantas são responsáveis por remover aproximadamente 5% do fósforo e 5 a 10% do nitrogênio aplicados nos alagados construídos (STOTTMEISTER *et al.*, 2003).

A taxa de crescimento, a concentração de nutrientes, e a capacidade de assimilação de nutrientes das plantas emergentes são controladas pelas condições do sistema de tratamento, pela carga de afluente aplicada, pela densidade de plantas, pelo clima e pelo manejo das plantas (frequência de poda) (REDDY e DEBUSK, 1987).

Schwoerbel (1968) *apud* Esteves (1998) destacam que na remoção de compostos fosfatados e nitrogenados, cinco aspectos devem ser considerados, sendo alguns deles:

- a absorção de fosfato e amônia é um processo dependente de temperatura. Dessa maneira, em períodos de temperaturas extremas não ocorre absorção, e quando ocorre é muito reduzida;
- a capacidade de absorção é reduzida com o aumento na concentração de fosfatos nos tecidos. Esse fenômeno evidencia a capacidade de saturação do vegetal. Em termos práticos, significa dizer que as macrófitas absorvem fosfato e amônia até atingirem seu ponto de saturação, após o qual esses compostos não são mais absorvidos;

- a absorção de nutrientes, notadamente fosfato, pelas macrófitas é um processo lento quando comparado com a alta disponibilidade destes elementos no esgoto.

As plantas que produzem uma grande quantidade de biomassa por unidade de área possuem a capacidade de estocar numerosa quantia de nutrientes (REDDY e DEBUSK, 1987). No período de crescimento, as plantas podem absorver macronutrientes (N e P) e micronutrientes (incluindo metais) (MATOS *et al.*, 2009), sendo que a estimativa anual de absorção de nutrientes por macrófitas emergentes (*Typha* spp, *Juncus*, *Scirpus* e *Phragmites*) varia de 12,5 a 263 g.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> e de 1,8 a 40,3 g.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>, respectivamente (REDDY e DEBUSK, 1987). Três diferentes macrófitas são mais amplamente empregadas em SACs de escoamento subsuperficial vertical, ao longo de todos os continentes, sendo estas: *Phragmites australis*, *Typha* spp. e *Juncus* spp., sendo que elas possuem rápida taxa de crescimento (PHILIPPI E SEZERINO, 2004).

Brisson e Chazarenc (2009) revisaram 35 estudos realizados para avaliação da influência de macrófitas no tratamento de águas residuárias em sistemas de alagados construídos. Dentre esses estudos, os autores identificaram três trabalhos (HERITAGE *et al.*, 1995; KANTAWANICHKUL *et al.*, 2005; e JUWARKAR *et al.*, 1995) desenvolvidos em sistemas alagados de escoamento vertical. Nesses trabalhos, os autores realizaram experimento em três ou mais unidades de SAC, sendo plantadas espécies de macrófitas em pelo menos duas das unidades, e em uma delas não foi cultivada planta. O objetivo desses estudos era avaliar se havia diferença na eficiência das unidades plantadas e não plantada, e entre as unidades plantadas. As espécies empregadas nos alagados construídos avaliados foram *Baumea articulata*, *Cyperus involucratus*, *Schonoplectus validus*, *Typha orientalis* (HERITAGE *et al.*, 1995); *Scirpus grossus* e *Typha angustifolia* (KANTAWANICHKUL *et al.*, 2005); *Phragmites vallatoria* e *Typha latifolia* (JUWARKAR *et al.*, 1995). Nos estudos de Heritage *et al.* (1995) e de Juwarkar *et al.* (1995) foi observada diferença significativa na eficiência de remoção de nutrientes entre as plantas avaliadas, sendo a ordem de remoção de nutrientes: *Baumea articulata* > *Cyperus involucratus* > *Typha orientalis* > *Schonoplectus validus* = *Phragmites vallatoria* > *Typha latifolia*. Além disso, os autores observaram que os sistemas alagados construídos plantados foram mais eficientes do que os não plantados. Brisson e Chazarenc (2009) ressaltaram que as condições experimentais são determinantes para os resultados encontrados, e que as espécies avaliadas podem comportar de maneira diferente caso os SACs operam em outras condições. É importante destacar que esses estudos se

basearam nas análises de concentração de poluentes no afluente e no efluente de cada unidade, não tendo sido investigado o conteúdo nutricional, a produtividade e a capacidade de extração das plantas. Assim, os autores sugerem a realização de análises da biomassa aérea e das raízes para se estimar quanto as plantas contribuem para o crescimento de microrganismos e remoção de poluentes.

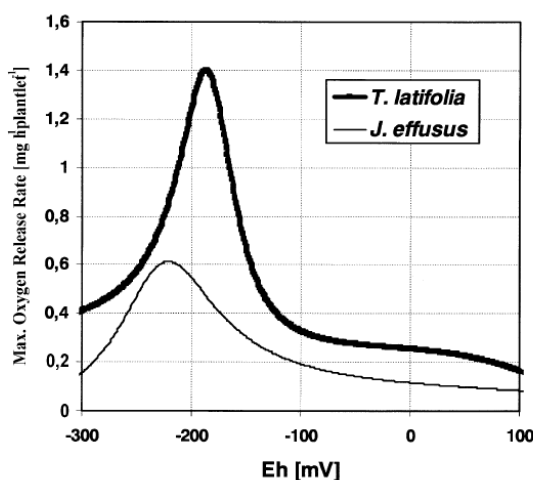
Tendo em vista que com o início da senescência ou no período de reprodução, as plantas passam a absorver menos nutrientes, e a maior parte dos já extraídos é translocada para as raízes e rizomas, muitos autores descrevem a importância da realização de podas frequentes nas plantas. Esse manejo contribui para evitar o retorno dos nutrientes para o meio filtrante a partir da biomassa, e também para se estimular a contínua absorção dos nutrientes.

## **2) Aumento da concentração de oxigênio na rizosfera**

As plantas podem promover a oxigenação do meio filtrante, visto que podem liberar oxigênio para os rizomas e raízes por meio de aerênquimas. O fluxo do gás nas plantas é direcionado por processos de difusão e/ou fluxos intensos de convecção induzidos por regiões de alta e baixa pressão de O<sub>2</sub>. Os mecanismos são específicos de cada planta. Na *Typha latifolia* e na *Phragmites australis*, por exemplo, foi observado intenso transporte convectivo de gases (ARMSTRONG E ARMSTRONG, 1991). Essa convecção é causada pela formação de seções de baixa pressão e alta requisição de oxigênio, e a formação de alta pressão de O<sub>2</sub> nas folhas (ALLEN, 1997). O oxigênio transportado e que não é consumido durante a respiração celular das raízes e rizomas é difundido constantemente para a rizosfera (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). Sorrell e Armstrong (1994) detectaram a liberação de 126 μmol O<sub>2</sub>/h.g de raiz de *Juncus ingens*, e de 120-200 μmol O<sub>2</sub>/h.g de raiz de *T. latifolia*. Esse gás é utilizado por bactérias aeróbias na oxidação de carbono (REDDY e DEBUSK, 1987). A liberação de oxigênio na zona radicular cria condições de oxidação no meio, que estimulam também o crescimento de bactérias nitrificantes (MATOS *et al.*, 2010).

A quantidade de oxigênio liberada na rizosfera é influenciada por diversos fatores, como por exemplo, a espécie de planta, o pH, a concentração de oxigênio, características químicas, temperatura, intensidade de luz e o potencial redox do substrato onde a raiz está inserida (STOTTMEISTER *et al.*, 2003). Em estudo desenvolvido por Wießner *et al.* (2002), foram identificadas as maiores quantidades de O<sub>2</sub> liberadas para o meio filtrante quando as *Typha*

*latifolia* e *Juncus effusus* foram cultivados em alagados construídos com potencial redox de aproximadamente -200 a -150 mV e -250 a -200 mV, respectivamente (FIG. 3.3).



**Figura 3.3:** Relação entre potencial redox de alagados construídos e quantidades de oxigênio liberadas por *Typha latifolia* e *Phragmites australis* (Fonte: Wießner *et al.*, 2002)

### 3) Condutividade hidráulica

Dado o fato de que as raízes e rizomas crescem continuamente, elas promovem distúrbio da massa filtrante criando poros e canais (macroporos), os quais, segundo alguns autores, poderiam contribuir para manter ou aumentar a condutividade hidráulica do meio filtrante (BRIX, 1994). A estrutura dos macroporos é dependente da espécie e das condições de crescimento da planta (BRIX, 1994).

Apesar de as plantas poderem desenvolver esse papel, é observada, com o passar dos anos, a redução da condutividade hidráulica de alagados construídos, como consequência da retenção do material sólido na massa filtrante.

### 4) Remoção de compostos orgânicos

No interior dos sistemas de alagados construídos os compostos orgânicos afluentes são removidos principalmente pelas bactérias. Entretanto, as plantas também podem absorver esses compostos através das raízes, sendo que a quantidade absorvida corresponde a valores muito inferiores quando comparados à quantidade removida pelas bactérias (VYMAZAL *et al.*, 1998).

### 3.3.1 Seleção de plantas

Ainda não existe um critério geral para a escolha da macrófita apropriada para um tratamento específico. Segundo Paganini (1997) e Coraucci Filho *et al.* (1999), as espécies vegetais a serem selecionadas devem ser perenes, ter alta tolerância ao excesso de água e a ambientes eutrofizados, ser de fácil propagação e rápido crescimento, ser de fácil colheita e manejo, e possuir alta capacidade de remoção de nutrientes e poluentes. Além disso, devem apresentar denso sistema radicular, ser pouco susceptível a pragas e doenças, ser passível de cortes sucessivos e freqüentes. Os autores acrescentam, ainda, que devam ser selecionadas plantas de alto potencial produtivo e nutricional, caso opte-se pelo emprego das plantas para alimentação animal.

### 3.3.2 Capim tifton 85

O gênero *Cynodon*, tradicionalmente conhecido como grama bermuda (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) e grama estrela (*Cynodon nlemfluensis*, Vanderyst e *Cynodon aethiopicus*, Clayton et Harlan), é considerado bem adaptado às regiões tropicais e subtropicais (VILELA & ALVIM, 1998). O Tifton-85 é uma cultivar deste gênero, sendo um híbrido F1 oriundo da introdução Sul Africana (PI290884) e do Tifton-68 (EVANGELISTA *et al.*, 2005).

Este híbrido caracteriza-se por possuir porte mais alto, colmos maiores, folhas mais largas e de cor mais escura do que as outras cultivares híbridas, possui rizomas, o que torna essa forrageira resistente ao frio e a seca (ALVIM *et al.*, 1998). Além das características morfológicas da cultivar a ser empregada, existem outros fatores responsáveis pelo sucesso no estabelecimento e na produtividade da forrageira, dentre os quais, a existência de adequados níveis de umidade e de nutrientes disponíveis no solo, com destaque para o nitrogênio (N) (SILVA, 2009). A matéria seca produzida, em boas condições de manejo e adubação, é de boa qualidade, permitindo boa produção animal. Entretanto, quando utilizada em solos de baixos níveis de fertilidade e em períodos de escassez de água, a sua produção de MS e valor nutritivo podem ser reduzidos (SILVA, 2009).

Stefanutti *et al.* (1999) e Queiroz *et al.* (2004) avaliaram o comportamento do capim tifton 85 em rampas de tratamento de esgoto doméstico e de efluente de suinocultura, respectivamente. Os autores reportaram elevada capacidade de recuperação da planta após cortes realizados. Em alguns trabalhos envolvendo o tratamento de águas residuárias por disposição em solo,



espécies vegetais como capim tifton 85 e *Cynodon* spp têm demonstrado elevada eficiência na extração de nutrientes e poluentes de águas residuárias de diversas origens (DRUMOND *et al.*, 2006; MATOS *et al.*, 2008; MATOS *et al.* 2010; QUEIROZ *et al.*, 2004).

Matos *et al.* (2010) estudaram o tratamento de efluente de indústria de beneficiamento de leite através de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal plantados com capim tifton 85 ou capim elefante. Os autores avaliaram a capacidade de extração do capim tifton 85 em diferentes taxas de aplicação orgânica. A parte aérea de todas as plantas que cresceram nas *wetlands* foi coletada, e os autores identificaram a concentração média de 3,46 dag N-total /kg de capim tifton 85. A concentração desse nutriente na massa foliar permaneceu aproximadamente igual nas diferentes cargas orgânicas aplicadas. Mas, a elevação das cargas promoveu o aumento da produtividade do capim tifton, e conseqüentemente, nas unidades às quais aplicou-se as maiores cargas, foram observadas as maiores taxas de extração de N-total. O valor máximo extraído foi 356 kg/ha, no sistema de alagado construído submetido à taxa orgânica de 570 kg de DBO/ha.dia. Essa capacidade extratora foi inferior à obtida por Matos *et al.* (2009), de 802 kg/ha de N-total, em um sistema alagado construído para tratar água residuária de suinocultura, submetido a 155 kg de DBO/ha.dia, cultivado pelo período de três meses. Considerando-se mantidas a concentração na parte aérea e a produtividade do capim tifton 85, o que pode ser conservativo, visto que o cultivo ocorreu no período de inverno-primavera, sabidamente de menor crescimento das plantas, as estimativas de absorção de nitrogênio ficariam na faixa de 66, e média de 123 g/m<sup>2</sup>.ano, superiores às reportadas por Reddy e DeBusk (1985), que obtiveram 12 a 120g/m<sup>2</sup>.ano no cultivo de macrófitas emergentes em SACs. Matos *et al.* (2010) identificaram concentração 0,36 dag de fósforo total /kg de capim tifton 85, e a estimativa de extração de P-total foi de 15,7 a 37,8kg/ha, aumentando com a elevação da TCO aplicada. Mantida a concentração e a produtividade ao longo de todo o ano, estima-se que a extração de P-total pelo capim tifton 85 seja de 6 a 15 g/m<sup>2</sup>.ano. Esses resultados foram semelhantes aos obtidos por Reddy e DeBusk (1987), que reportaram remoção de 1,8 a 18 g/m<sup>2</sup>.ano no cultivo de macrófitas emergentes em SACs. Vymazal (2004) identificou remoção de 0,4 a 10,5 g de P-total por *Phalaris anundinacea*, 0,6 a 9,8 g de P-total por *Phragmites australis* e 0,2 a 6,5 g de P-total por *Typha* spp.

A capacidade de extração de nutrientes por capim tifton 85 foi também analisada por Matos *et al.* (2009). Esses autores avaliaram quatro alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal implantados para tratar efluentes de suinocultura. Em uma das 4 unidades do SAC

foi cultivado capim tifton 85, sendo que esta recebia afluenta com uma vazão de  $0,8\text{m}^3.\text{ha}.\text{dia}^{-1}$ . O tempo de detenção hidráulica observado foi de 4,8 dias e a taxa de aplicação de DBO foi um pouco superior a 133 kg de DBO/ha.dia. Foram realizados três cortes de capim tifton 85, e o intervalo entre cada corte sucessivo foi de 3 meses. A quantidade de nitrogênio total extraída pelo capim tifton foi de aproximadamente 255,7 kg/ha.mês ( $306\text{ g/m}^2.\text{ano}$ ). A quantidade média de P extraído pelo tifton foi de 107 kg/ha ( $42\text{ g/m}^2.\text{ano}$ ).

### **3.4 Mecanismos de remoção de matéria orgânica, sólidos, nitrogênio e fósforo em sistemas de alagados construídos de escoamento vertical**

Os processos que controlam a remoção dos poluentes no interior de alagados construídos podem ser abióticos (físico e químico) ou bióticos (microbiológico e fitológico) e estão frequentemente associados (ITRC, 2003).

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;
- *Desprendimento* - 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. As reações bioquímicas de transformação de poluentes em *wetlands* geralmente ocorrem no meio líquido, no sedimento aderido as partículas do meio filtrante 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).

Há seis reações biológicas principais envolvidas no desempenho de *wetlands* de escoamento subsuperficial, incluindo a fotossíntese, a respiração, a fermentação, a nitrificação, a desnitrificação e a remoção microbiológica de fósforo (MITCHELL e HAMILTON, 1996). Além dessas, Kadlec & Wallace (2008) destacam também a reação biológica de remoção de nitrogênio amoniacal e de nitrito a partir de bactérias *Anaerobic Ammonia Oxidation* (bactérias anammox).

As plantas, 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 sistemas de alagados construídos de escoamento subsuperficial são bactérias, fungos e protozoários (DORNELAS, 2008).

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 (DORNELAS, 2008).

Os microrganismos de sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial, 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 (como por exemplo, lodos ativados convencional) (DORNELAS, 2008). Os modelos matemáticos que vêm sendo empregados como ferramenta para o dimensionamento e/ou otimização de alagados construídos de escoamento vertical plantados com macrófitas, bem como na simulação das vias bioquímicas responsáveis pela transformação do nitrogênio e do material orgânico carbonáceo, baseiam-se naqueles desenvolvidos para os sistemas de lodos ativados, apesar

dos fenômenos ocorridos nos filtros estarem relacionados à biomassa aderida e não suspensa (SEZERINO, *et al.*, 2005).

Nos alagados construídos de escoamento vertical e alimentação intermitente, a eficiência de todos os processos (biológicos, químicos, físicos) varia com o tempo de detenção hidráulica (TDH), a taxa de aplicação superficial, a frequência de bateladas e o período de descanso entre as aplicações de águas residuárias (MOLLE *et al.*, 2006; PROCHASKA *et al.*, 2007). Os tempos de detenção mais longos promovem maior a remoção de contaminantes, embora tempos de detenção muito longos possam ter efeitos prejudiciais, quando são promovidos por aplicações de menor volume de água residuária, que podem acarretar no menor aporte de O<sub>2</sub> para o meio filtrante.

### **3.4.1 Remoção de poluentes em alagados construídos de escoamento vertical**

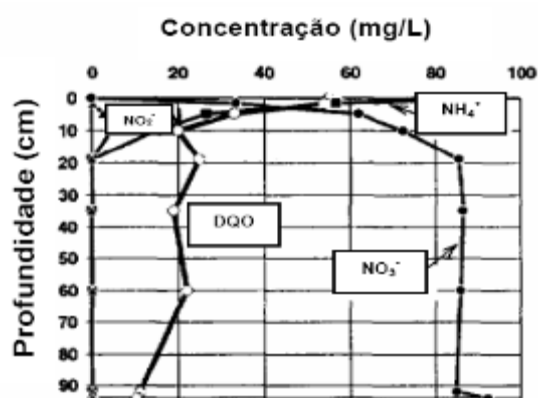
#### **3.4.1.1 Matéria orgânica**

Ao correlacionar a concentração afluente (mg/L) *versus* concentração efluente (mg/L); e carga de DBO aplicada por unidade de área (g/m<sup>2</sup>.d) *versus* concentração efluente (mg/L), Kadlec e Wallace (2008), com base em 110 dados obtidos em 62 alagados construídos de escoamento vertical e alimentação em pulso, confeccionaram um gráfico de concentração de DBO afluente (mg/L) *versus* concentração de DBO efluente (mg/L). Os resultados mostraram que as concentrações de DBO efluente foram fracamente dependentes das concentrações afluentes. Quando plotaram um gráfico da taxa de aplicação de DBO (g/m<sup>2</sup>.d) *versus* concentração efluente (mg/L) perceberam que as concentrações de saída foram mais dependentes da taxa de aplicação de DBO.

Os autores observaram que, para baixas cargas de entrada e concentrações de entrada, a degradação da DBO é dominada por mecanismos aeróbios. Com o aumento das cargas, os processos aeróbios tornam-se menos prováveis e mecanismos anaeróbios são mais prováveis de ocorrer. Considerando que a DBO é um parâmetro agregado (incluindo forma solúvel e particulada), sua fração particulada pode ser separada na superfície do filtro, o que também contribui para remoção de DBO, no caso de elevadas concentrações afluentes (KADLEC e WALLACE, 2008).

Em relação à influência da profundidade do leito na remoção de DBO, os dados ainda não são conclusivos. Entretanto, segundo Kadlec e Wallace (2008) é altamente provável que a

remoção dos orgânicos ocorra preferencialmente na região superficial (cerca de 20 cm no topo), em virtude da filtração de matéria orgânica particulada, maior disponibilidade de oxigênio e maior presença da biomassa microbiana. Schwager e Boller (1997) concluíram, de acordo com o gradiente de concentração dos poluentes no interior dos leitos filtrantes de alagados construídos de escoamento vertical (FIG.3.4), que a biomassa se acumula nos primeiros 10cm. Estudos mais recentes realizados por Woźniak *et al.* (2007) reiteram a presença de maior atividade biológica e remoção de poluentes nos primeiros centímetros do leito filtrante.



**Figura 3.4:** Perfis de concentração de poluentes no interior do leito filtrante de alagados construídos de escoamento vertical (Schwager e Boller, 1997)

Os mecanismos biológicos de decomposição aeróbia requerem oxigênio como receptor final de elétrons (agente oxidante) e, na decomposição anaeróbia, os microrganismos utilizam outros aceptores de elétrons que não seja o oxigênio (sulfato, nitrato, gás carbônico). Na decomposição aeróbia, a matéria orgânica solúvel é removida por bactérias heterotróficas. 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 inorgânicos 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 DBO<sub>5</sub>.

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

(COOPER *et al.*,1996). 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 (COOPER *et al.*,1996).

Apesar de a decomposição anaeróbia ser mais lenta que a aeróbia, quando o oxigênio é um fator limitante em *wetlands* construídas de escoamento vertical, ela se torna a reação predominante e responsável pela redução da DBO<sub>5</sub> nessas unidades de tratamento (COOPER *et al.*, 1996).

#### 3.4.1.2 Sólidos

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 unidades de tratamento e a sedimentação, relaciona-se à densidade do composto e ocorre quando a sua velocidade de sedimentação é superior à velocidade da água residuária no interior do leito filtrante. 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 (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O acúmulo de sólidos é denominado colmatação tende a diminuir os espaços vazios entre as partículas do meio filtrante, o que contribui para a redução da condutividade hidráulica do leito filtrante ao longo do uso dos alagados construídos de escoamento vertical (SCHWAGER e BOLLER, 1997).

Molle *et al.* (2006) monitoraram, por 6 meses a 2 anos, a condutividade hidráulica de sistemas de alagados construídos de escoamento vertical do modelo Francês. Os autores constataram que os dias de descanso entre as bateladas contribuem para a mineralização dos sólidos depositados no meio filtrante, mas identificaram a redução da condutividade no decorrer dos períodos avaliados.

#### 3.4.1.3 Nitrogênio

Nos alagados construídos de escoamento vertical é encontrado nitrogênio nas formas de nitrogênio orgânico (ex. uréia e aminoácidos), amônia solúvel (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e nitrogênio (N<sub>2</sub>) (KADLEC e KNIGHT, 1996). A dinâmica do nitrogênio no interior

das wetlands verticais é caracterizada pela assimilação pelas plantas e pela microflora da *wetland* (preferencialmente como  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ ), lixiviação para o fundo da unidade, liberação como gás para a atmosfera, e conversões mediadas por bactérias.

O processo biológico de remoção de nitrogênio segue várias etapas. O nitrogênio orgânico presente no esgoto, na forma, por exemplo, de uréia ( $\text{H}_2\text{NCONH}_2$ ), é hidrolisado nas tubulações de águas residuárias ou no interior dos alagados construídos de escoamento vertical. A hidrólise do nitrogênio orgânico resulta na produção nitrogênio reduzido ( $\text{NH}_4^+$ , em pH neutro e ácido) (GERARDI, 2006). A conversão de nitrogênio orgânico a amônia é um processo biológico mediado por bactérias heterotróficas aeróbias e anaeróbias (KADLEC & WALLACE, 2008). As reações ocorrem no interior ou no exterior das células bacterianas, através de enzimas que agem sobre proteínas, ácidos nucleicos e uréia (KADLEC & WALLACE, 2008).

A amônia afluyente ou produzida no próprio sistema de alagados construídos pode ser oxidada biologicamente a nitrato. Esse processo ocorre na rizosfera e em biofilmes (processo aeróbio) e processo é denominado nitrificação (GERARDI, 2006). A nitrificação é o principal mecanismo de transformação que promove a redução de amônia nos sistemas de alagados construídos (KADLEC & WALLACE, 2008). A nitrificação tem sido associada tipicamente a bactérias quimioautotróficas, mas já foi observado que esse processo também pode ser mediado por bactérias heterotróficas (KADLEC & WALLACE, 2009). Dentre as bactérias heterotróficas que realizam a nitrificação, destacam-se as da espécie *Paracoccus denitrificans* and *Pseudomonas putida* (KADLEC & WALLACE, 2009).

A conversão de amônia a nitrato realizada por bactérias quimioautotróficas ocorre em duas etapas:

1<sup>a</sup>) Na primeira, a amônia é oxidada a nitrito em uma reação aeróbia catalisada pelas bactérias *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* e *Nitrospira* (GERARDI, 2006; KADLEC & WALLACE, 2009). Austin *et al.* (2003) observaram abundância semelhante das populações de *Nitrospira* e de *Nitrosomonas* em um sistema de alagados construídos, e detectaram que a população de *Nitrosococcus* apresentou a menor concentração.

2<sup>a</sup>) O nitrito produzido é, na etapa seguinte, oxidado aerobiamente através de bactérias *Nitrobacter* e *Nitrospira* (GERARDI, 2006). No estudo de Austin et al. (2003), os autores observaram maior concentração de bactérias do gênero *Nitrospira*.

Como o processo é aeróbio, a concentração de oxigênio no meio controla a taxa de nitrificação (KADLEC & WALLACE, 2008). As bactérias nitrificantes realizam a oxidação da amônia e de nitrito para obter energia requerida para atividades celulares, como por exemplo, a respiração (GERARDI, 2006). A oxidação de amônia gera íons hidrogênio, os quais reagem com o carbonato presente no esgoto, reduzindo a alcalinidade do líquido (GERARDI, 2006). As bactérias nitrificantes competem por oxigênio com as bactérias heterotróficas que não estão envolvidas no processo, e em ambientes com altas concentrações de matéria orgânica essas bactérias heterotróficas são melhores competidoras, visto que possuem metabolismo mais acelerado (GERARDI, 2006). As condições ideais para nitrificação são: (1) pH de 7,5 – 8,5, (2) alcalinidade residual mínima recomendada de 50 mg/L, (3) concentrações de oxigênio de 2-3mg/L (4,3 mg de O<sub>2</sub> por cada mg de amônia), e (4) temperatura entre 25°C a 35°C (GERARDI, 2006). Cooper *et al.* (1996) descreveram que as temperaturas mínimas para crescimento de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são de 5°C e 4°C, respectivamente. Atualmente sabe-se que a oxidação da amônia a nitrito pode ocorrer em duas etapas, as quais demandam menos oxigênio e alcalinidade. Mas, segundo Kadlec & Wallace (2008) essas reações precisam ser estudadas para que possam ser mais bem compreendidas.

A remoção completa de nitrogênio nos alagados construídos dá-se através da desnitrificação. Este é o processo no qual o nitrato é reduzido em condições para nitrogênio gasoso, o que promove o aumento da alcalinidade e do pH do meio. A reação é catalisada por bactérias heterotróficas e também por bactérias quimioautotróficas. Dentre as heterotróficas destacam-se as anóxicas dos gêneros *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Agrobacterium*, *Flavobacterium*, *Propionibacterium* e *Vibrio*. Os requisitos para a desnitrificação realizada por essas bactérias heterotróficas são presença de nitrato, condições anóxicas e fontes de carbono (prontamente biodegradável). A nitrificação tem que preceder a desnitrificação, sendo o nitrato um dos pré-requisitos. A desnitrificação autotrófica é realizada por bactérias da espécie *Thiobacillus denitrificans*. Estas reduzem nitrato a gás nitrogênio enquanto oxidam enxofre elementar ou compostos reduzidos de enxofre. Os requisitos para a desnitrificação realizada pelas bactérias quimioautotróficas *Thiobacillus denitrificans* são presença de nitrato, condições anóxicas e fontes de enxofre reduzido (KADLEC & WALLACE, 2008). Kadlec &



Wallace (2008) ressaltam ainda que a redução de nitrato a nitrogênio gasoso pode ser mediada por bactérias heterotróficas aeróbias da espécie *Thiosphaera pantotropha*.

Outro processo de geração de gás nitrogênio e de remoção de amônia e nitrito nos SACs é realizado por bactérias autotróficas conhecidas como *Anaerobic Ammonia Oxidation* (bactérias Anammox). Essas promovem a reação de nitrito com amônia, o que resulta na formação de nitrogênio gasoso (N<sub>2</sub>) e água. O requisito de oxigênio por essas bactérias é de 1,94g de O<sub>2</sub> por grama de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Não há demanda de fonte de carbono para essa reação, visto que ela é realizada por bactérias autotróficas (KADLEC & WALLACE, 2008). Desde a identificação de *Candidatus Brocadia anammoxidans* como a primeira bactéria responsável pelo processo anammox, outros gêneros de bactérias relacionadas ao processo já foram descobertas (CAMPOS, 2011). Segundo Campos (2011), apesar da atividade anammox, ainda estar por ser pesquisada em solos, a ampla ocorrência dessas bactérias nos ecossistemas aquáticos e sistemas de tratamento de águas residuárias sugere que este processo seja ubíquo, e é possível que as anammox sejam encontradas virtualmente em qualquer ecossistema que contenha nitrogênio amoniacal com zonas anaeróbias.

#### 3.4.1.4 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) (VON SPERLING, 2005). Sua liberação para a os corpos d'água é uma preocupação ambiental, tendo em vista que esse é um nutriente essencial e limitante para o crescimento de organismos na maioria dos ecossistemas. Conjuntamente com o nitrogênio, o aporte de fósforo pode acarretar na eutrofização de corpos hídricos, alterando a vida aquática e os usos aos quais os corpos d'água são destinados. O fósforo é um requerimento essencial para o crescimento biológico. Esse elemento pode entrar em uma *wetland* sob as formas dissolvidas e particuladas.

A remoção de fósforo nos alagados construídos de escoamento vertical dá-se através da (1) absorção de fósforo inorgânico pelas plantas, (2) adsorção desse composto ao meio filtrante ou à substâncias aderidas ao leito filtrante (VYMAZAL, 1998), (3) sedimentação do fósforo orgânico juntamente com os sólidos no interior dos alagados construídos (VYMAZAL, 1998).

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 nas macrófitas de aproximadamente 30 a 150 kg.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>. O aumento da biomassa vegetal não é, entretanto, diretamente relacionado à maior remoção de fósforo em longo prazo nos alagados construídos. Esse fato ocorre porque, ao morrer, os tecidos das plantas se decompõem e assim ocorre a liberar fósforo novamente ao ambiente (KADLEC e KNIGHT, 1996).

As reações de adsorção e precipitação ao meio filtrante ocorrem quando estes são formados por 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 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 adsorptiva 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 colmatação do material filtrante (DRIZO *et al.*, 1999).

### **3.5 Caracterização e remoção de bactérias patogênicas e indicadoras de contaminação fecal e de ovos de helmintos**

#### **3.5.1 Organismos patogênicos presentes em águas residuárias**

Grande diversidade de bactérias, vírus, protozoários e helmintos patogênicos (causadores de doenças) são lançados diariamente em sistemas de coleta de águas residuárias e sistemas de tratamento de esgotos. O lançamento de águas residuárias em corpos d'água superficiais, sem tratamento prévio ou com tratamento ineficiente, resulta na contaminação destes, podendo gerar graves problemas de saúde pública (BENTO, 2003). Estima-se que 4% das mortes registradas no mundo tenham como causa água contaminada por organismos patogênicos (PRUSS *et al.*, 2002).

Os principais grupos agentes causadores de doenças encontrados no esgoto, com exceção dos helmintos, estão listados na TAB. 3.1. Observa-se variação da quantidade destes organismos nos esgotos, sendo que, normalmente, o efluente doméstico de uma população de baixa renda apresenta-se com concentrações maiores de patógenos do que o de uma população de renda mais elevada.

As bactérias patogênicas são classificadas em dois grupos: as patogênicas e as oportunistas. As patogênicas, como *Shigella*, são agressivas e transmitidas de pessoa para pessoa e pelo contato com alimentos e água contaminada. Já as oportunistas, como *Escherichia coli*, são tipicamente encontradas no corpo humano e não causam doença a não ser que o sistema imunológico se torne debilitado (GERARDI, 2006). As endotoxinas e exotoxinas produzidas pelas bactérias constituem as fontes dos problemas desencadeados pelas espécies patogênicas. As endotoxinas são componentes da parede celular das bactérias e são liberadas quando esses organismos morrem. Essas toxinas difundem-se pelo tecido do indivíduo contaminado e causam reações não específicas ou localizadas, como por exemplo, distúrbios gastrointestinais ou respiratórios. Já as exotoxinas são encontradas no interior das células bacterianas e são liberadas para o meio externo pelos organismos enquanto estes ainda estão vivos. As exotoxinas são muito potentes e específicas em relação às reações que causam: existem, por exemplo, as neurotoxinas e as toxinas do músculo cardíaco. Exemplos de exotoxinas são a toxina botulínica e a tetânica (GERARDI, 2006).

**Tabela 3.1:** Microrganismos patogênicos encontrados em efluentes domésticos

Organismo	Doença	Agente causal	Sintomas/manifestação
Bactéria	Disenteria bacilar	<i>Shigella dysenteriae</i>	Forte diarreia
	Enterite por <i>Campylobacter</i>	<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Campylobacter coli</i>	Diarreia, dor abdominal, indisposição, náusea, vômito
	Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Diarreia extremamente forte, desidratação, alta taxa de mortalidade
	Gastroenterite	<i>Escherichia coli</i> – enteropatogênica	Diarreia
	Leptospirose	<i>Leptospira</i> – várias espécies	Icterícia, febre
	Febre paratifóide	<i>Salmonella</i> - várias espécies	Febre, diarreia, indisposição, dor de cabeça, aumento do baço
	Salmonella	<i>Salmonella</i> - várias espécies	Febre, náusea, diarreia
	Febre tifóide	<i>Salmonella typhi</i>	Febre, diarreia, ulceração do intestino delgado
Vírus	Hepatite infecciosa	Vírus da hepatite A	Icterícia, febre
	Doenças respiratórias	Adenovírus – várias espécies	Doenças respiratórias
	Gastroenterite	Enterovírus, Norwalk, rotavírus, etc.	Diarreia leve a forte, vômito
	Meningite	Enterovírus	Febre, vômito, enrijecimento do pescoço
	Poliomielite	<i>Poliomyelitis virus</i>	Paralisia, atrofia
Disintéria amebiana	<i>Entamoeba histolytica</i>	Diarreia prolongada, com sangramento,	

Protozoários			abscessos no fígado e intestino delgado
	Giardíase	<i>Giardia lamblia</i>	Diarréia leve a forte, náusea, indigestão, flatulência
	Criptosporidiose	<i>Cryptosporidium</i>	Diarréia
	Balantidíase	<i>Balantidium coli</i>	Diarréia, disenteria

Fonte: adaptado de von Sperling (2005)

A detecção de organismos patogênicos em esgoto tratado ou não tratado é cara e tecnicamente difícil. Consequentemente, os profissionais da área de meio ambiente tem procurado organismos indicadores que sejam (1) facilmente monitoráveis, (2) e que apresentem correlação direta com as populações dos organismos patogênicos (VYMAZAL, 2005).

### 3.5.2 Bactérias indicadoras de contaminação fecal

Dadas as dificuldades de isolamento rotineiro de organismos patogênicos em amostras ambientais, desde os primórdios da Microbiologia Sanitária sugere-se que a identificação de contaminação seja determinada, prioritária e rotineiramente, por indicadores microbiológicos da presença de material fecal no meio ambiente. Nesse contexto, a interpretação básica do emprego de organismos indicadores é que sua presença atesta poluição de origem fecal e, portanto, risco de contaminação, ou seja, presença de patógenos. Entende-se, ainda, que a densidade de indicadores relaciona-se com o grau de poluição/contaminação (BASTOS *et al.*, 2000).

Os indicadores de contaminação fecal, tradicionalmente aceitos, pertencem a um grupo de bactérias denominadas coliformes. O principal representante desse grupo de bactérias chama-se *Escherichia coli* (FUNASA, 2009). São bactérias do grupo coliforme, bacilos gram-negativos em forma de bastonetes, aeróbios ou anaeróbios facultativos, que fermentam a lactose a 35°C-37°C, produzindo ácido, gás e aldeído em um prazo de 24-48 horas. São também oxidase-negativos e não formam esporos. A razão da escolha desse grupo de bactérias como indicador de contaminação da água deve-se aos seguintes fatores (FUNASA, 2009):

- estão presentes nas fezes de animais de sangue quente, inclusive os seres humanos;
- sua presença na água possui uma relação direta com o grau de contaminação fecal;
- são facilmente detectáveis e quantificáveis por técnicas simples e economicamente viáveis, em qualquer tipo de água;

- possuem maior tempo de vida na água que as bactérias patogênicas intestinais, por serem menos exigentes em termos nutricionais, além de ser incapazes de se multiplicarem no ambiente aquático;
- são mais resistentes à ação dos agentes desinfetantes do que os germes patogênicos.

Os coliformes totais constituem-se num grande grupo de bactérias gram negativas, aeróbias ou anaeróbias facultativas, não formadoras de esporos, oxidase negativas, capazes de desenvolverem-se na presença de sais biliares ou agentes tensoativos, os quais fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a  $35,0 \pm 0,5$  °C, em 24.48 horas, e que podem apresentar atividade da enzima  $\beta$ -galactosidase (GONÇALVES, 2003). Esse grupo de microrganismos tem sido isolado de amostras de águas e solos poluídos e não poluídos, bem como de fezes de seres humanos e outros animais de sangue quente (VON SPERLING, 2005). Esse grupo foi bastante utilizado como indicador no passado, e continua a ser usado em algumas áreas. Há dificuldade associada a ocorrência de bactéria não fecais e assim, não existe uma relação direta entre coliformes totais e microrganismos patogênicos (VON SPERLING, 2005).

Os coliformes termotolerantes constituem um subgrupo das bactérias do grupo coliforme que fermentam a lactose a  $44,5 \pm 0,2$ °C em 24 horas (GONÇALVES, 2003). Esse grupo é composto por bactérias originárias predominantemente do trato intestinal humano e de outros animais, e compreende o gênero *Escherichia* e, em menor grau, espécies de *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter* (VON SPERLING, 2005).

A *Escherichia coli* é a principal bactéria do grupo coliformes termotolerantes, sendo abundante nas fezes humanas e de animais (VON SPERLING, 2005). É uma bactéria da família *Enterobacteriaceae* e do grupo coliforme, que fermenta a lactose e o manitol, com produção de ácido e gás a  $44,5 \pm 0,2$  °C em 24 horas produz indol a partir do triptofano, oxidase negativa, não hidroliza a uréia e apresenta atividade das enzimas  $\beta$ -galactosidase e  $\beta$ glucoronidase (GONÇALVES, 2003). Diferentemente dos coliformes totais e dos termotolerantes, *E. coli* é a única que dá garantia de contaminação exclusivamente fecal, apesar de não ser possível assegurar que a contaminação seja humana. Em esgotos, *E. coli* é o organismo predominante no grupo de coliformes termotolerantes, e esses, predominantes dentre os coliformes fecais (VON SPERLING, 2005).

Na avaliação da eficiência de uma estação de tratamento de água ou de esgoto, o emprego dos organismos indicadores deve partir do seguinte entendimento: a ausência do organismo indicador indicaria a ausência de patógenos, pela destruição e, ou, remoção de ambos através dos processos de tratamento. Neste sentido, para que um organismo cumpra o papel de indicador da eficiência do tratamento, torna-se necessário que além de ser mais resistente aos processos de tratamento que os patógenos, o mecanismo de remoção de ambos seja similar (BASTOS *et al.*, 2000).

#### 3.5.2.1 Remoção de bactérias em alagados construídos de escoamento vertical

Ao entrarem no sistema, as bactérias patogênicas e as indicadoras de contaminação fecal podem ser retidas no leito filtrante, e em seguida morrerem em decorrência a fatores físicos, químicos e biológicos. Stevik *et al.* (2004) descrevem os mecanismos de retenção e eliminação dessas bactérias, sendo os seguintes os fatores envolvidos na retenção desses organismos:

##### a) Coagem

É o mecanismo físico que promove o bloqueio do movimento do microrganismo que é maior do que o diâmetro dos poros do leito filtrante. A coagem é um mecanismo observado em filtros com areia fina, silte e argila, os quais possuem poros com diâmetro de tamanho próximo ao de células bacterianas.

- Meio filtrante

A quantidade de células retidas por coagem é inversamente proporcional ao tamanho dos grãos do meio filtrante. Em geral, a coagem figura-se como um importante mecanismo de remoção quando o tamanho médio das células é maior que o tamanho de 5% dos grãos que compõem o filtro. A presença de macroporos e canais preferenciais no meio filtrante reduzem a coagem, e conseqüentemente contribuem para o aumento da concentração de bactérias no efluente.

- Tamanho das células bacterianas

Bactérias com células de maior diâmetro são removidas mais eficientemente através da filtração.

- Carga hidráulica

Comparando-se dois alagados construídos idênticos, o que apresenta maior tempo de detenção hidráulica remove a maior quantidade de bactérias afluentes. Maiores tempos de detenção hidráulica são obtidos quando se aplicam bateladas com menor volume de água residuária, a qual possuirá, dessa forma, menor carga hidráulica.

#### b) Adsorção

Nos leitos filtrantes que possuem poros maiores do que o diâmetro das bactérias, o a adsorção é o mecanismo determinante na remoção das bactérias. A adsorção bacteriana possui duas etapas. A primeira etapa é reversível e acontece quando esses microrganismos encontram-se a uma distância de 5nm a 10nm dos grãos do meio filtrante e superam as forças de repulsão. As forças envolvidas nessa 1ª etapa são as eletrostáticas e de van der Waals. As bactérias ligadas reversivelmente podem se desgrudar da superfície dos grãos e retornar a água residuária em tratamento. A segunda etapa é a adsorção irreversível, também denominada de adesão, e é uma interação que envolve muita energia. É dependente do tempo de contato entre a bactéria e os grãos do meio filtrante. Fatores físicos, químicos e microbiológicos influenciam essa interação. Os fatores físicos incluem o meio filtrante, a matéria orgânica e o biofilme, a temperatura e a velocidade da água. O fator químico envolvido é a força iônica da água residuária, enquanto os fatores microbiológicos correspondem à hidrofobicidade das bactérias, à quimiotaxia, às cargas eletrostáticas na superfície das células e à concentração de bactérias.

- Meio filtrante

O tamanho, a textura e a carga dos grãos do meio filtrante influenciam o processo de adesão. Grãos de menor tamanho e os mais rugosos possuem maior área superficial de contato para as bactérias. Além disso, o grão que possui maior diferença de carga em comparação com a das bactérias, promove maior adesão. A atração entre uma bactéria carregada negativamente e as partículas do meio filtrante carregadas positivamente pode acarretar numa adsorção irreversível.

- Conteúdo de matéria orgânica

A presença de matéria orgânica aderida aos grãos do leito filtrante tende a aumentar a capacidade de troca catiônica do grão, a área superficial e os sítios de adsorção para bactérias. Entretanto, a presença de matéria orgânica no líquido reduz a atração das bactérias ao meio filtrante (e aos compostos aderidos a ele), visto que esta compete com as bactérias pelos sítios de adsorção do meio filtrante.

- Biofilme

Os polímeros extracelulares liberados por bactérias do biofilme aumentam a adesão de bactérias indicadoras de contaminação fecal e as patogênicas ao meio filtrante. As interações mediadas pelos polímeros tendem a ocorrer em maior quantidade do que as influenciadas pela forças de van der Waals e eletrostáticas. Como os polímeros são, em geral, constituídos por polissacarídeos, estão aptos a se envolverem em ligações de ponte de hidrogênio e as dipolo-dipolo.

- Temperatura

A adsorção ocorre em taxas mais altas quando a água residuária apresenta temperaturas mais elevadas. A redução da adsorção em temperaturas mais baixas ocorre devido: (a) ao aumento da viscosidade do polímero e do líquido, (b) a redução da quimiosorção e, (c) a mudanças na fisiologia dos organismos.

- Velocidade da água

A velocidade com que a água residuária percola no meio filtrante influencia o tempo de contato entre as partículas do filtro e as bactérias presentes no esgoto. Quanto maior a velocidade, menor é o tempo de contato e conseqüentemente é menor a adsorção das bactérias, o que resulta na saída de maior quantidade desses microrganismos no efluente.

- pH

Cada espécie de bactérias está adaptada a determinadas faixas de pH. Assim, o efeito de diferentes valores de pH varia de acordo com a espécie de bactéria.

- Concentração de bactérias



Com o aumento da concentração de microrganismos, aumenta-se o número de colisões destes com o substrato, o que eleva a chance de adesão, até que se alcance a saturação do leito filtrante.

Stevik *et al.* (2004) discorreram também sobre a eliminação das bactérias indicadoras de contaminação fecal e das patogênicas no interior do filtro. Segundo esses autores, a eliminação desses organismos é influenciada pelos seguintes fatores:

- Umidade

Nos períodos chuvosos, a maior disponibilidade de água acarreta na menor taxa de morte dos organismos.

- pH

Cada espécie de bactéria é adaptada a certas faixas de valor de pH, sendo que valores diferentes desses provocam a morte dos microrganismos. Para *E. coli*, por exemplo, pH neutro a alcalino configura como o mais adequado para o seu crescimento.

- Temperatura

Os microrganismos morrem mais rapidamente em ambientes com temperaturas mais altas.

- Conteúdo de matéria orgânica

A sobrevivência das bactérias aumenta em ambientes com maior disponibilidade de matéria orgânica, visto que essa é utilizada como fonte de alimento para os microrganismos.

- Protozoários e outros organismos.

Os protozoários são os principais predadores das bactérias, mas outros organismos, como a bactéria do gênero *Bdellovibrio*, também podem desencadear a morte das bactérias indicadoras de contaminação fecal e das patogênicas.

A cinética de remoção de bactérias pode ser caracterizada por uma reação de primeira ordem, segundo as equações 3.1 (ARIAS *et al.*, 2003) e 3.2 (STEVIK *et al.*, 1999).

$$\frac{C}{C_0} = \exp(-k/q) \quad (3.1)_{31}$$

$C_e$  = concentração das bactérias (ex. *E. coli*, coliformes totais) no efluente  
(organismos/100mL)

$C_o$  = concentração das bactérias (ex. *E. coli*, coliformes totais) na água residuária afluente  
(organismos/100mL)

$q$  = taxa de aplicação hidráulica (m/d)

$k$  = constante de remoção de bactérias em filtros biológicos (m/d)

$$C_z = C_o \cdot e^{-k \cdot t} \quad (3.2)$$

$C_z$  = concentração das bactérias (ex. *E. coli*, coliformes totais) na profundidade  $z$   
(organismos/100mL)

$t$  = tempo gasto para a bactéria chegar na profundidade  $z$

$k$  = constante de remoção de bactérias (m/d)

Estudos realizados para avaliação de sistemas alagados construídos de escoamento vertical retratam que essa tecnologia apresenta eficiências de remoção de 90 a 100% de *E. coli*, coliformes totais e coliformes fecais (TAB. 3.2).

.

**Tabela 3.2:** Estudos de remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal em sistemas de alagados construídos de escoamento vertical

Artigo	Tipo e características da água residuária (Taxa de aplicação hidráulica)	Meio Filtrante	Planta empregada	Resultados
Vacca <i>et al.</i> (2005)	Esgoto com 10 <sup>8</sup> UFC de coliformes/100mL (0,06m/dia)	areia e argila de aproximadamente 50cm de altura	<i>Phragmites australis</i>	-Remoção de 99% de coliformes (2 unidades logarítmicas); - Maiores concentrações efluente nas unidades plantadas e nas com argila.
Stevik <i>et al.</i> (1999)	Efluente sintético com 500mg de DQO/L, pH 7,0, 10 <sup>8</sup> - 10 <sup>9</sup> de <i>E. coli</i> / 100mL (0,025 a 0,05 m/dia)	areia fina, areia média, carvão ativado, cascalho, LWA (0-3mm), LWA (0-4mm) zeolito. Filtros de 80cm de altura	-----	- Maior remoção de <i>E. coli</i> nas unidades com meio filtrante de granulometria menor e que recebiam menor TAH: remoção de 3 unid. log. (no meio LWA com grãos de 2,5 a 5mm) a 8 unid. log (no filtro de carvão ativado); -SAC com carvão ativado foi o mais eficiente: concentração efluente de <i>E. coli</i> de 0 células/100mL.
Sleytr <i>et al.</i> (2007)	Esgoto com 6,59 UFC de <i>E. coli</i> /mL; 6,99 e DQO de 367 mg/L (0,06m/dia (SAC com camada principal de 0,06-4mm); 0,24m/dia (SAC camada principal 1-4mm))	8 SACs com camada principal de 0,06 a 4mm (SACs A), e 2 SACs não plantadas com camada principal de 1 a 4mm (SACs B). O meio filtrante de cada SAC possuía 75cm de altura	SACS A plantadas (com <i>Michanteus gigantea</i> ) ou não plantadas	- Maior remoção nas unidades com menor granulometria e que recebiam menor TAH. – Eficiências semelhantes nas unidades plantadas e não plantadas. - Eficiência média de remoção: 4,35 unid. log. de <i>E. coli</i> e de 4,31 unid. log. de coliformes totais
Torrens <i>et al.</i> (2009a)	Efluente de lagoa de estabilização (O estudo foi realizado em 4 etapas: 1ª) TAH=0,20 a 0,25m/dia, 4 a 5 bateladas por dia; 2ª) TAH=0,35 a 0,40m/dia, 7 a 8 bateladas por dia; 3ª) TAH=0,75 a 0,80m/dia, 15 a 16 bateladas por dia; 4ª) TAH=0,75 a 0,80m/dia, 30 a 32 bateladas por dia)	6 SACs: I)com leito filtrante de areia (h=25cm);II) com leito filtrante de areia (h=65cm);III) com <i>Phragmites</i> em leito filtrante de areia (h=25cm);IV) com <i>Phragmites</i> em leito filtrante de areia (h=65cm);V) com leito filtrante de areia de britagem (h=25cm);VI) com leito filtrante de areia de britagem (h=65cm)	<i>Phragmites australis</i>	-Média da remoção de <i>E. coli</i> em todosSACs: menos de 2 unid. log.
Arias <i>et al.</i> (2003)	Esgoto bruto tratado primariamente em tanque de sedimentação. (TAH entre 0,26m/dia a 1,34m/dia; estudos no outono e no inverno)	SACs com 1m de profundidade: 0,8m de leito filtrante com grãos de 0-2mm e camada de drenagem com grãos de 8-16mm.	<i>Phragmites australis</i>	-Remoção de coliformes totais entre 0,5 a 1,7 unid. log.. - A temperatura da água não foi muito diferente no outono e inverno, e não houve diferença significativa entre as eficiências de remoção observadas no inverno e no outono.

### 3.5.3 Helmintos

Os helmintos constituem um grupo de organismos composto por espécies de vida livre e espécies parasitas. Esses organismos caracterizam-se por, em geral, apresentarem, de forma completa ou incompleta, sistema digestivo, circulatório, nervoso, excretor e reprodutivo (GONÇALVES, 2003).

Os helmintos são compostos por três filós: Platyhelminthes (platelmintos – vermes achatados) e Aschelminthes (asquelmintos – vermes cilíndricos ou redondos), e os Acantocephala, e em todos eles há exemplares patogênicos à população humana. O filo Platyhelminthes inclui as classes Trematoda (trematóides) e Cestoda (cestóides) e o filo Aschelminthes, a classe Nematoda (nematóides). As ocorrências no homem são muito comuns, e a exemplo, cerca de 20% da população humana do mundo está parasitada por ancilostomídeos e por *Ascaris lumbricoides*. No Brasil, os principais organismos que contaminam os seres humanos são *Schistosoma mansoni*, *Taenia solium*, *Taenia saginata*, *Trichuris trichiura*, *Ancylostoma duodenales* e *Necator americanus*, *Fasciola hepatica*, *Strongiloides stecoralis*, *Ascaris lumbricóides*, *Enterobius vermicularis* e *Hymnolepsis nana* (NEVES, 2004). As doenças causadas por esse grupo de organismos estão descritas na TAB. 3.3.

**Tabela 3.3:** Agentes causais e sintomas das principais helmintoses

Doença	Agente causal	Sintomas/manifestação
Esquistossomose	<i>Schistosoma mansoni</i>	Fase aguda: necrose na parede do intestino, febre acompanhada de sudorese, dentre outros. Fase crônica: diarreia sanguinolenta, dor abdominal, hepatoesplenomegalia, dentre outros.
Teníases	<i>Taenia solium</i> e <i>Taenia saginata</i>	Tonturas, apetite excessivo, náuseas, vômito, dores abdominais, perda de peso.
Cisticercose	<i>Taenia solium</i>	Dores de cabeça com vômitos, ataques epileptiformes, desordem mental com delírios, etc.
Tricuríase	<i>Trichuris trichiura</i>	Dor abdominal, disenteria, sangramento e prolapso retal, perda de peso, anemia, etc.
Ancilostomose	<i>Ancylostoma duodenales</i> e <i>Necator americanus</i>	Dermatite uticariforme, dor epigástrica, diminuição de apetite, indigestão, cólica, indisposição, vômitos, dentre outros.
Fasciolose	<i>Fasciola hepatica</i>	Lesões no parênquima hepático, lesões nas vias biliares, que podem ocasionar diminuição no fluxo biliar, provocando cirrose e insuficiência hepática.
Estrongiloidíase	<i>Strongiloides stecoralis</i>	Tosse, febre, dispnéia, hemorragia no pulmão, diarreia, náusea, vômitos, dentre outros.
Ascaridíase	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Lesões hepáticas e pulmonares, tosse, pneumonia, subnutrição, dentre outros
Enterobiose	<i>Enterobius vermicularis</i>	Prurido anal noturno e continuado.
Himenolepíase	<i>H. nana</i>	agitação, insônia, irritabilidade, diarreia, dor abdominal, perda de peso, dentre outros.

Fonte: Neves (2004)

A maioria dos helmintos apresenta um complexo ciclo biológico, compreendendo, de forma geral, três estágios: ovo, larva (podendo haver mais de um estágio) e verme adulto. Simplificadamente, tem-se, em seqüência contínua, a produção sexuada de ovos ( $\cong 10^4$ /dia), a eclosão dos ovos, o desenvolvimento dos estádios de larva e a formação do verme adulto. Salvo raras exceções (ex.: *Strongyloides stercoralis*), os helmintos parasitas adultos não se reproduzem no ambiente, ou seja, fora do hospedeiro (GONÇALVES, 2003).

Para muitos desses organismos (*Taenia solium* e *Taenia saginata*, *Fasciola hepática*, *Ascaris lumbricoides*) o ciclo biológico ocorre da seguinte maneira: ingestão de ovos ou larvas, desenvolvimento dos estádios de larva no organismo do hospedeiro, reprodução no organismo do hospedeiro, produção de ovos, desenvolvimento dos estádios de larva ainda no organismo do hospedeiro e/ou excreção de ovos e larvas junto com as fezes. Em alguns helmintos algumas fases do ciclo biológico ocorrem obrigatoriamente no ambiente (*Ascaris lumbricoides*, no solo, e *Schistosoma mansoni*, na água) e outros, também obrigatoriamente, necessitam de um hospedeiro intermediário para seu completo desenvolvimento (*Taenia solium*, *Schistosoma mansoni*). Em geral, o contato com novos hospedeiros humanos se dá passivamente, pela ingestão de ovos ou larvas (*Ascaris lumbricoides* e *Enterobius vermicularis*), ou ativamente, quando a larva infectante penetra na pele ou na mucosa (*Ancylostoma duodenale*) (GONÇALVES, 2003).

Via de regra, a dose infectante é baixa, bastando um ovo ou larva para o desenvolvimento de vermes adultos no organismo do hospedeiro, desencadeando um processo infeccioso. Muito embora isso não possa ser tomado como regra geral, a prevalência de helmintoses e protozooses costuma ser mais elevada em crianças e adolescentes e em populações de baixa renda (GONÇALVES, 2003).

Ovos de *Ascaris* são considerados os mais resistentes entre todos os patógenos excretados, sendo que os ovos viáveis podem assim permanecer por meses e até mesmo anos, porém são muito sensíveis à dessecação. Sua longa sobrevivência no solo é, inclusive, um dos fatores que ajuda a explicar a elevada prevalência de ascaridíase. A ascaridíase é nitidamente uma doença de transmissão fecal-oral, sendo que os principais modos de transmissão incluem o consumo de alimentos contaminados, principalmente hortaliças, e o contato com solo contaminado (práticas agrícolas e no ambiente peridomiciliar), e, neste caso, as mãos e as unhas contaminadas exercem um importante papel na transmissão (GONÇALVES, 2003).

O *Trichuris* e a tricuriase são bastante similares ao *Ascaris* e à ascariíase em termos de endemicidade, ciclo de vida, modo de transmissão e epidemiologia. Dentre algumas das particularidades, uma fêmea adulta libera de 3 mil a 20 mil ovos/dia e o desenvolvimento dos ovos à forma infectante, no solo e à temperatura de 25°C, ocorre em cerca de 28 dias; à temperatura de 34°C esse período é reduzido para 13 dias (GONÇALVES, 2003).

*Ancylostoma duodenale* e *Necator americanus* pertencem à família Ancylostomidae, sendo helmintos bastante similares em todos os aspectos, incluindo as respectivas patologias, usualmente referidas como ancilostomatose. A grande diferença no ciclo de vida desses dois nematóides (bem como do *Strongyloides stercoralis*) em relação aos demais é a existência de duas fases bem definidas: uma que ocorre no meio ambiente e é de vida livre, e outra que ocorre no interior do hospedeiro e é obrigatoriamente de vida parasitária. Os ovos, eliminados para o meio exterior pelas fezes, eclodem no ambiente produzindo estádios de larvas de vida livre que se alimentam de matéria orgânica e microrganismos. A infecção ocorre quando o estádio de larva infectante penetra ativamente, através da pele, ou passivamente, por via oral. As fêmeas adultas de *Ancylostoma* liberam mais ovos que as de *Necator*, respectivamente 22 mil e 9 mil ovos /dia, sendo que ambos, uma vez no solo, dependendo de condições mais ou menos favoráveis, eclodem e passam rapidamente ao estádio de larva infectante (GONÇALVES, 2003). A rápida eclosão dos ovos é fator desfavorável pois pode ocorrer em estações de tratamento de esgotos e, portanto, facilitar a saída de larvas com o efluente. A sobrevivência das larvas em água e esgotos varia de poucos dias a poucas semanas (GONÇALVES, 2003).

A enterobiose constitui um caso particular dentre as helmintoses causadas por nematóides. Em primeiro lugar, por não serem necessários estágios de desenvolvimento do agente no solo e pela auto-infecção externa ser elevada. A auto-infecção é decorrente da migração, geralmente noturna, da fêmea adulta até a mucosa perianal, onde deposita os ovos e de onde são transportados à boca pelas mãos, sendo esse mecanismo o principal responsável pela cronicidade dessa verminose. Dessa forma, a enterobiose apresenta menor associação com os esgotos sanitários, embora não de todo negligenciável. Alguns ovos podem vir a ser excretados, sobrevivendo por até três semanas no meio ambiente (GONÇALVES, 2003).

Ovos de *Hymenolepis* são freqüentemente encontrados em esgotos sanitários, já que cada adulto possui 100 a 200 proglotes, sendo nelas observadas cerca de 80-220 ovos. A imediata

infectividade dos ovos e a baixa dose infectante (1 ovo) favorecem a transmissão e a infecção, porém os ovos são particularmente sensíveis a temperaturas mais elevadas e à dessecação, apresentando reduzida sobrevivência no meio ambiente (GONÇALVES, 2003).

Teníase é o nome dado à infecção intestinal humana causada pelas formas adultas da *Taenia solium* e *Taenia saginata*, que se desenvolvem no próprio organismo do ser humano, quando esteingere carne contaminada com o cisticerco (estádio de larva). A cisticercose humana é adquirida pela ingestão acidental de ovos da *T. solium*. A liberação de ovos de *Taenia* no ambiente pode ser intensa, uma vez que cada *Taenia* pode desenvolver 800-2.000 proglotes, contendo cada uma, milhares de ovos. No solo, as proglotes rompem-se rapidamente, liberando ovos prontamente infectantes, o que, somado à prolongada sobrevivência nesse ambiente, favorece a transmissão aos hospedeiros intermediários. Na água e no esgoto os ovos podem permanecer retidos na proglote, o que pode dificultar sua detecção, porém os ovos livres sobrevivem por mais tempo que no interior das proglotes, podendo perdurar na forma infectante para os hospedeiros intermediários por cerca de 20 dias. A ingestão humana de um único cisticerco pode dar lugar ao desenvolvimento de uma *Taenia* adulta (GONÇALVES, 2003). A cadeia de transmissão dos ovos de *Taenia* inclui, notadamente, o problema da irrigação de pastagens com esgotos e águas contaminadas, além da carência de boas práticas na produção, no abate e na comercialização de bovinos e suínos. No entanto, a transmissão de cisticercose humana também pode ocorrer via água e alimentos contaminados (heteroinfecção), mãos contaminadas (auto-infecção externa) e ingestão de proglotes existentes no próprio trato gastrointestinal durante vômitos ou movimentos retroperistálticos do intestino (auto-infecção interna) (GONÇALVES, 2003).

A esquistossomose, ou popularmente xistose, é uma das principais doenças parasitárias humanas, sendo endêmica em várias regiões no Brasil. O ciclo de transmissão envolve fundamentalmente o contato primário com águas contaminadas, incluindo recreação, pesca, práticas agrícolas, atividades domésticas, etc. Inicialmente entendida como uma doença típica do meio rural, atualmente são freqüentes os relatos de propagação urbana (GONÇALVES, 2003). O fato de os ovos eclodirem rapidamente em ambientes aerados, inclusive em estações de tratamento de esgotos, é favorável, pois as larvas são bem menos resistentes que os ovos e têm de encontrar o caramujo em poucas horas (GONÇALVES, 2003).

A fasciolose é uma zoonose na qual a fonte de infecção para o homem são as formas larvárias provenientes de caramujos, infectados principalmente por miracídios provenientes de ovos expelidos junto com fezes de ovinos e bovinos. Os casos de doenças nos seres humanos acompanham a distribuição da doença dos animais (bois e ovelhas) (GONÇALVES, 2003).

### 3.5.3.1 Remoção de ovos de helmintos

Em geral, os ovos de helmintos são extremamente resistentes, podem sobreviver por longos períodos no meio ambiente e à ação da maioria dos desinfetantes (ex. cloro e ozônio) utilizados no tratamento da água e dos esgotos é inócua (BASTOS, 2006). Por outro lado, apresentam tamanho e densidades suficientes para serem removidos por processos físicos, a exemplo da filtração e da sedimentação (GONÇALVES, 2003). Em sistemas de tratamento com meio filtrante, os ovos de helmintos são removidos predominantemente por mecanismos de filtração, sendo eles a interceptação e a sedimentação. A interceptação está relacionada ao tamanho do ovo e do poro do meio filtrante (para que ocorra a interceptação é necessário que os ovos passem com uma distância menor que a metade de seu diâmetro em relação à superfície do grão). A sedimentação está relacionada a velocidade de sedimentação dos ovos e a velocidade da água no interior do meio filtrante.

O tamanho e a velocidade de sedimentação de alguns ovos são mostrados na Tabela 3.4. Pode-se observar que, com exceção de *Schistosoma mansoni*, os ovos apresentam tamanho inferior a 60 µm, e que todos apresentam elevada velocidade de sedimentação.

**Tabela 3.4:** Tamanho e velocidade de sedimentação de algumas espécies de ovos de helmintos

Espécies	Tamanho (µm)	Velocidade de sedimentação (m/h)
<i>Ascaris lumbricoides</i>	55 x 40	0,43
<i>Schistosoma mansoni</i>	50 x 150	5,23
<i>Trichuris trichiura</i>	22 x 50	0,48
<i>Taenia saginata</i>	40 x 35	0,83
Ancilostomídeos	60 x 40	0,26

Fonte: DUNN (1991), citado por HINDIYEH (1995)

A remoção de ovos de helmintos em sistemas de alagados construídos de escoamento vertical, em batelada, instalados em países em desenvolvimento, foi avaliada por Kengne *et al.* (2010),



Koottatep *et al.* (2001) e Koottatep *et al.* (2004). As concentrações de helmintos nos afluentes foram de 80 ovos/L, 91 ovos/L e 10.000 ovos/L, nos estudos de Koottatep *et al.* (2001), Koottatep *et al.* (2004) e Kengne *et al.* (2010), respectivamente. Em todas essas pesquisas, identificou-se a remoção de 100% dos ovos afluentes.

A Organização Mundial de Saúde (WHO, 1989), referindo-se ao uso, na irrigação, de efluentes de estações de tratamento de esgoto, reconhece dois tipos de indicadores de qualidade microbiológica e da eficiência de remoção no tratamento: a concentração de coliformes fecais e o número de ovos de helmintos por unidade de volume. Na Tabela 3.5 são apresentadas as recomendações da WHO (1989) para uso, na agricultura, de efluentes tratados.

**Tabela 3.5:** Recomendações da Organização Mundial de Saúde relativas à qualidade microbiológica, para uso agrícola<sup>(a)</sup> de efluentes de estações de tratamento de esgoto

Categoria	Condições de reúso	Grupo exposto	Ovos de helmintos/L <sup>(b)</sup> (média aritmética)	CF/100mL <sup>(c)</sup> (média geométrica)
A	Irrigação de culturas que são ingeridas cruas, campos de esportes e parques públicos <sup>(d)</sup>	Trabalhadores, consumidores, público	≤1	≤1000
B	Irrigação de culturas não ingeridas cruas como cereais, para a indústria, pastos, forragem e árvores <sup>(e)</sup>	Trabalhadores	≤1	Não se recomenda
C	Irrigação de culturas da categoria B se o público e os trabalhadores não ficam expostos	Nenhum	Não se aplica	Não se aplica

Fonte: WHO (1989)

- a. Em situações específicas, fatores epidemiológicos, socioculturais e ambientais locais devem ser levados em consideração e as diretrizes modificadas de acordo com as necessidades;
- b. Espécies de *Ascaris*, *Trichuris*, *Necator* e *Ancylostoma*, média aritmética do número de ovos por litro;
- c. Média geométrica do número de CF por 100mL, durante o período de irrigação;
- d. Para a irrigação de parques e jardins onde o acesso de público é permitido, deve-se utilizar um padrão mais restritivo (≤ 200 coliformes fecais por 100 mL);
- e. No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve ser interrompida duas semanas antes da colheita e nenhum fruto deve ser apanhado do chão. A irrigação por aspersão não deve ser utilizada.

Deve-se destacar que as diretrizes da Organização Mundial de Saúde foram revistas em 2006, com uma distinta forma de apresentação dos valores recomendados, baseados em eficiências de remoção, associadas a distintas condições da cultura, do tratamento dos esgotos e de práticas domiciliares. Por esta razão, o presente texto discorre sobre as diretrizes anteriores

(WHO, 1989), que se baseiam em concentrações efluentes, o que facilita a interpretação dos resultados obtidos na presente pesquisa. A WHO (1989) enfatiza ainda a utilização de lagoas de estabilização, como um processo de tratamento de baixo custo e altamente eficiente na remoção de microrganismos patogênicos. Pretende assim, que suas recomendações estejam orientadas primordialmente para países em desenvolvimento, dado o quadro epidemiológico-sanitário e as possibilidades econômicas encontradas nos mesmos. Os critérios da WHO (1989) foram desenvolvidos muito com base no conhecimento sobre a eficiência das lagoas de estabilização na remoção de patógenos, onde diversos estudos confirmaram a plena capacidade das lagoas em produzir efluentes com  $10^3$  coliformes fecais/mL e que com essa qualidade, a presença de ovos de helmintos e outros patógenos (no caso vírus e bactérias) seria pouco provável e garantida para cistos de protozoários. Os ovos de helmintos são eficientemente removidos por sedimentação e o critério  $\leq 1$  ovo de helminto/L pode ser consistentemente atendido em lagoas em série, se bem dimensionadas e operadas. Nesse sentido, o padrão ovo de helminto, que se refere mais estreitamente aos ovos de *Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura* e ancilostomídeos, é um indicador da remoção de outros microrganismos sedimentáveis (ex.: outros ovos de helmintos, incluindo ovos de *Taenia* sp, *Schistosoma* sp e cistos de protozoários) (ZERBINI, 2000).

Gonçalves (2003) descreve que a efetividade das lagoas de estabilização na remoção de patógenos é boa, mas que essa técnica natural de tratamento de esgoto requer longo tempo de detenção hidráulica (vários dias) para se obter um efluente com  $\leq 1$  ovo de helminto/L. Os alagados construídos de escoamento vertical de fluxo intermitente, apresentam, geralmente, tempo de detenção hidráulica inferior aos característicos de lagoas de estabilização. Apesar disso, podem ser observadas elevadas eficiências de remoção de ovos de helmintos nos SACs (KENGNE *et al.* 2010; KOOTTATEP *et al.* , 2004), e conseqüentemente, é observado que o efluente desses sistemas pode atender às diretrizes da Organização Mundial de Saúde.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 **Caracterização do clima do local onde está instalado o Sistema de Alagados Construídos para tratamento de esgoto doméstico bruto**

O presente trabalho visou estudar um Sistema de Alagados Construídos composto por três unidades com escoamento vertical e que operam em paralelo (FIG. 4.1). Esse sistema, que segue as características típicas do primeiro estágio de SAC do Sistema Francês (*French system*), foi projetado de acordo com as recomendações detalhadas por Molle *et al.* (2005), AERMC (2003) e AERMC (2005). O sistema localiza-se no Centro de Pesquisas e Treinamento em Saneamento (CePTS) da UFMG/COPASA, situado na Estação de Tratamento do Arrudas, na divisa das cidades de Belo Horizonte e Sabará.

O clima da Região Metropolitana de Belo Horizonte, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa - tropical de altitude. Durante todo o ano a região encontra-se sob o domínio do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul, sendo, conseqüentemente, submetida a movimentos verticais descendentes de larga escala.

Durante o ano, a região é ainda invadida por sistemas extratropicais, que provocam chuvas no período de primavera, verão e outono. Os meses de junho, julho e agosto são os mais secos; novembro, dezembro e janeiro, os mais chuvosos (PINHEIRO & BAPTISTA 1998). Duas estações bem definidas podem ser identificadas: uma seca, durante o outono e inverno, e outra chuvosa, que se estende de outubro a março (LÚCIO *et al.*, 1999). A temperatura média anual é 21,1°C, com pequena variação entre as estações. A média de precipitação anual é de 1.450mm (PBH, 2008).

### 4.2 **Caracterização do Sistema de Alagados Construídos para tratamento de esgoto bruto**

O SAC com três unidades de escoamento vertical foi construído em 2007, as quais operam e vêm sendo avaliadas desde então. As unidades operam em paralelo e com aplicação intermitente de esgoto. Os estudos iniciais foram desenvolvidos por Penido (2009), que

realizou avaliação hidráulica das unidades. Posteriormente, Cota (2011) realizou testes hidrodinâmicos e analisou a capacidade de cada unidade em remover matéria orgânica, sólidos e nitrogênio.

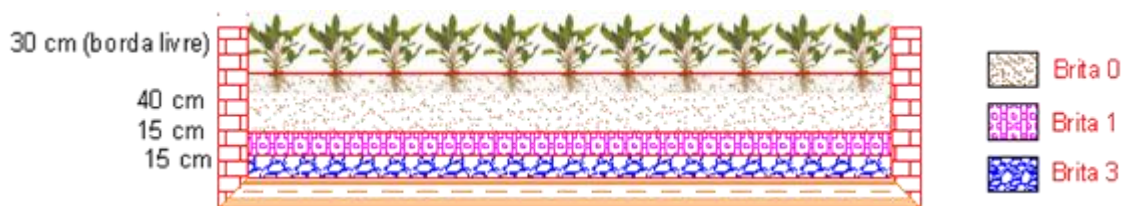
O sistema foi projetado para atender uma população de aproximadamente 100 habitantes, com área de  $1\text{m}^2/\text{habitante}$  e vazão de  $11,3\text{ m}^3/\text{d}$ . As dimensões de cada unidade são: 3,1m de largura, 9,4m de comprimento, área de  $29,1\text{m}^2$  e, 1,0m de altura da parede lateral.



**Figura 4.1:** Sistema Alagado Construído de escoamento vertical composto por três unidades – CEPTs/UFMG-COPASA. Detalhe para a caixa de alimentação construída a montante do sistema

Os SACs são preenchidos de meio filtrante com 0,70m de profundidade. Os materiais de preenchimento adotados na camada superior (0,40m), de transição (0,15m) e de drenagem (0,15m) dos leitos filtrantes foram definidos como brita 0, 1 e 3, respectivamente (Figura 4.2). De acordo com Cota (2011), estes materiais foram selecionados no período da construção do sistema em função das faixas de valores de granulometria sugeridas por AERMC (2005) e Molle *et al.* (2005) para as camadas dos leitos filtrantes de 1º estágio e da disponibilidade comercial de material equivalente no Brasil. Desta forma, foi adotada para cada camada, a brita cuja granulometria mais se adequava às faixas de valores recomendadas pela literatura.

Desde o início de operação do SAC até a conclusão do presente estudo não foi necessário realizar limpeza do meio filtrante.



**Figura 4.2:** Ilustração (Corte transversal) da constituição do meio filtrante das unidades. Fonte: Cota (2011)

Penido (2009) e Cota (2010) realizaram avaliação das propriedades das partículas do meio filtrante. Penido (2009) estudou a granulométrica de amostras das camadas de brita 0 e brita 1 da unidade 2 (não plantada), antes da partida do sistema com esgotos. Cota (2010) analisou o diâmetro correspondente a 60% e a 10% em peso total das partículas menores que eles ( $d_{60}$  e  $d_{10}$ ), e posteriormente determinou o coeficiente de uniformidade ( $d_{60}/d_{10}$ ). Os resultados destas análises são apresentados, respectivamente, na TAB. 4.1 e na TAB. 4.2.

**Tabela 4.1:** Composição granulométrica do leito filtrante de unidades do 1º estágio do sistema francês, conforme sugerida por AERMC (2005) e Molle *et al.* (2005), e como implantado na presente unidade do SAC analisada

Camadas	AERMC (2005) MOLLE <i>et al.</i> (2005)	e	Material de Preenchimento Adotado
<b>Camada filtrante superior</b> Granulometria (mm) Altura da camada (cm)	2 a 8 >30		2,4 a 12,5 - Brita 0 40
<b>Camada de transição</b> Granulometria (mm) Altura da camada (cm)	5 $10 < h < 20$		4,8 a 25 - Brita 1 15
<b>Camada de drenagem</b> Granulometria (mm) Altura da camada (cm)	20 a 40 $10 < h < 20$		19 a 50 - Brita 3 15

**Tabela 4.2:** Ensaio granulométrico - Parâmetros calculados

Parâmetro	Brita 0	Brita 1
	h = 40 cm	h = 15 cm
$d_{60}$ (mm)	7,00	19,00
$d_{10}$ (mm)	0,8	7,00
$C_u$ (mm) <sup>1</sup>	8,75	2,71

<sup>1</sup> $C_u$  = coeficiente de uniformidade ( $d_{60}/d_{10}$ )

Para os estudos realizados na presente dissertação, optou-se por avaliar duas das três unidades do SAC: uma, cultivada com capim tifton-85 (Unidade 3), e a outra mantida sem espécies vegetais (unidade 2 – controle).

### 4.3 Aspectos operacionais

As unidades do Sistema de Alagados Construídos de escoamento vertical recebem esgoto bruto gerado pela população da bacia do ribeirão Arrudas, situada nos municípios de Belo Horizonte e Contagem. A maior parte do esgoto afluente é gerado em Belo Horizonte, sendo que o sistema de esgotamento sanitário dessa cidade é constituído em quase sua totalidade pelo tipo “separador”, que caracteriza-se pela veiculação do esgoto sanitário (doméstico, industrial e infiltração) em um sistema independente do utilizado para coleta e transporte das águas pluviais. No entanto, no sistema de coleta há ligações clandestinas, as quais causam a entrada de água em momentos de chuva.

O esgoto, antes de ser encaminhado para as unidades do Sistema de Alagados Construídos passa por tratamento preliminar, o qual é realizado pela COPASA, e constitui-se por sistema de gradeamento (grade grossa manual e fina mecanizada) e caixa de areia (TAB. 4.3). Uma pequena alíquota segue para o CePTS, e uma fração dela é dirigida ao SAC avaliado neste trabalho.

**Tabela 4.3:** Principais características do tratamento preliminar da ETE-Arrudas. Fonte: Cota (2011)

<b>Características</b>	<b>Grade Grossa</b>	<b>Grade Fina</b>
Largura	6,25 m	2,50 m
Altura	2,05 m	2,04 m
Espaçamento entre as barras	100 mm	15 mm
Limpeza	Manual	Mecanizada

<b>Características</b>	<b>Desarenador</b>
Diâmetro	12 m
Altura	1,7 m
Transportador de areia	Tipo parafuso
Raspador	Circular com braço duplo

A alimentação das unidades do SAC foi realizada de maneira alternada. Enquanto um dos leitos recebia esgoto, os demais permaneceram em repouso (sem receber efluente doméstico). A alternância entre o funcionamento das unidades foi obtida pela abertura manual de um dos três registros que controlavam a entrada dos esgotos nos filtros (leito em carga) e fechamento dos outros dois registros (leitos em repouso). A localização dos registros está apresentada na FIG. 4.3.





**Figura 4.3:** Indicação em vermelho da localização dos registros de controle do funcionamento das unidades

Devido à ocorrência de problemas na aplicação do esgoto, o sistema de distribuição dos esgotos sobre o leito foi trocado, como pode ser observado na FIG. 4.4. Inicialmente, o sistema de distribuição do esgoto de cada unidade era dotado de uma tubulação de 9,4m de comprimento, 25 mm de diâmetro, com orifícios alternados de 2,5mm, com espaçamento de 25 cm entre eles. Esse foi substituído por um sistema composto de duas tubulações em paralelo, cada uma com 9,4m de comprimento e 25mm de diâmetro, com orifícios de 3mm perfurados com espaçamento de 35 cm. As instalações dos novos sistemas foram realizadas em setembro de 2011 e em outubro de 2011, na SAC plantada e na SAC não plantada, respectivamente. O sistema de drenagem de fundo é composto por duas tubulações perfuradas de 100 mm de diâmetro, com orifícios de 10 mm, espaçados a cada 12 cm.



**Figura 4.4:** Detalhe dos sistemas de distribuição do esgoto. (a) Configuração do sistema inicial, (b) configuração do sistema instalado em outubro de 2011

No intervalo de março de 2010 a junho de 2011, cada filtro recebeu semanalmente alimentação intermitente por 2 dias (TAB. 4.4). A partir de julho de 2011, a alimentação foi realizada semanalmente durante 2,5 dias, e cada alagado construído era posteriormente submetido a um período de descanso de 4,5 dias. A alimentação em bateladas constituiu-se da aplicação de 940 L de esgoto bruto a cada 2 horas, sendo os 940L aportados em 5 minutos. A alimentação em pulso é realizada por meio de sistema elevatório intermitente convencional composto por dois sensores de nível de acionamento elétrico (inferior e superior) associados a uma bomba de deslocamento positivo do tipo "NEMO" e um inversor de frequência compatível. Durante a batelada, parte do líquido aplicado acumula-se na superfície do leito filtrante, onde se observa assim uma camada de esgoto de aproximadamente 3,2 cm de altura. Posteriormente, o líquido percola por entre o meio suporte até atingir a zona de drenagem no fundo.

Os critérios operacionais de projeto, os recomendados, e os vigentes no Sistema de Alagados Construídos a partir de 23/03/2010 são apresentados na TAB. 4.4. No período de julho de 2011 à terceira semana de setembro de 2011, as unidades do SAC receberam maior vazão diária ( $13\text{m}^3/\text{d}$ ) (aumento de aproximadamente 20%). A partir da terceira semana de setembro de 2011 modificaram-se as alturas dos sensores na caixa de alimentação a fim de que a vazão diária retornasse ao valor de  $11\text{m}^3/\text{dia}$ .

**Tabela 4.4:** Valores operacionais médios adotados no período de operação rotineira

Parâmetro	Valor de Operação (de março de 2010 a julho de 2011)	Valor de Operação (de julho de 2011 a janeiro de 2012)	Valor de Projeto	Valores Recomendados (Molle <i>et al.</i> , 2005)
TAH ( $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	0,4 (0,38 a 0,43)	0,38*	0,37	< 0,37
TAH instantânea ( $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ )	0,38	0,38	0,38	> 0,6
Lâmina d'água durante a carga (cm)	3,2	3,2	3,2	2 a 5
Frequência de aplicação (dias/semana) <i>alimentação</i>	2 dias	2,5	2 dias	3 a 4 dias
<i>Período de descanso</i>	4 dias	4,5 dias	4 dias	6 a 8 dias
Taxa de aplicação de DQO ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	226	196	300	< 300
Taxa de aplicação de SST ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	150	130	150	< 150
Taxa de aplicação de NTK ( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	12	12	30	< 25 - 30



#### **4.4 Monitoramento do sistema de alagados construídos**

O presente estudo objetivou avaliar dois grupos de dados, compreendendo um período total de 20 meses:

- Grupo A: Dados referentes aos resultados do monitoramento das unidades realizado por Cota (2011) no período de março de 2010 a junho de 2011.
- Grupo B: Dados relativos ao monitoramento proposto para essa dissertação, coletados de julho de 2011 a janeiro de 2012.

Cota (2011), que monitorou todas as unidades do SAC, coletou semanalmente amostras do afluente e efluente das três unidades. As coletas foram pontuais na entrada e saída do leito em carga, e realizadas aproximadamente às 9:00 horas da manhã. As amostras foram acondicionadas em isopor com gelo, e direcionadas para análises em campo e no laboratório de análises físico-químicas do DESA/UFMG. Em campo, as análises realizadas foram temperatura e concentração de oxigênio do esgoto bruto e dos efluentes das unidades. No laboratório foram avaliados parâmetros físico-químicos (alcalinidade, condutividade, pH, DBO<sub>5</sub>, DQO, N-NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, SST e SSV). Todas as análises, com exceção da quantificação de nitrato, foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 2005). Para cálculo da concentração de nitrato utilizou-se a metodologia descrita por Rodier (1981). O monitoramento desses parâmetros foi mantido até Janeiro de 2012.

Em ocasiões de problemas de equipamentos ou impossibilidade de realização das análises nos dias das coletas, procedeu-se a preservação das amostras conforme determinado no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 2005).

A partir de julho de 2011, acrescentou-se a quantificação de fósforo total, Coliformes Totais, *Escherichia coli* e ovos de helmintos, nas análises realizadas com as amostras coletadas. As metodologias utilizadas para análise da concentração de fósforo total e dos grupos de bactérias indicadoras de contaminação fecal estão descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 2005). A densidade de ovos de helmintos foi avaliada de acordo com protocolo de Bailenger modificado (CHERNICHARO,

2001). Coletas de amostras para análises bacteriológicas foram realizadas duas vezes por semana na unidade plantada e uma vez por semana na unidade não plantada. O monitoramento da densidade de ovos de helmintos foi realizado ao longo de 27 dias, sendo que para apresentação dos resultados obtidos na sessão RESULTADOS da presente dissertação, as datas das coletas foram ordenadas e identificadas por números, como pode ser observado na TAB. 4.5.

Realizou-se o registro fotográfico de exemplares de ovos de helmintos observados no esgoto bruto e nos efluentes da unidade plantada e da não plantada. Alguns dos registros serão apresentados no item Resultados.

**Tabela 4.5:** Números utilizados para indicar as datas de coletas das amostras para análises de densidade de ovos de helmintos

Datas das coletas	Forma como as datas são apresentadas nos gráficos
16/08/2011	1
17/08/2011	2
18/08/2011	3
24/08/2011	4
25/08/2011	5
6/09/2011	6
8/09/2011	7
14/09/2011	8
15/09/2011	9
21/09/2011	10
22/09/2011	11
28/09/2011	12
5/10/2011	13
6/10/2011	14
13/10/2011	15
26/10/2011	16
1/11/2011	17
3/11/2011	18
9/11/2011	19
10/11/2011	20
17/11/2011	21
23/11/2011	22
30/11/2011	23
1/12/2011	24
16/12/2011	25
21/12/2011	26
22/12/2011	27

No dia 17 de janeiro de 2012 procedeu-se uma avaliação exploratória da estimativa da concentração de ovos de helmintos retidos nos leitos filtrantes. A metodologia de amostragem constituiu-se em:

- 1) Coleta de 2,5L do meio filtrante nas profundidades de 10 e 30cm;
- 2) separação do sedimento aderido à brita através de limpeza das amostras de meio filtrante com o tampão PBS 1X (tampão fosfato salino: 130 mM NaCl, 7mM Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, 3mM NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, pH 7,2 – (CAMPOS, 2011));
- 3) homogeneização das soluções obtidas e retirada de alíquotas de 1000mL de cada solução para determinação do número de ovos de helmintos e da concentração de sólidos totais (ST);

3.1) disposição de alíquotas de 500mL de cada solução em béquers de 1000 mL, sendo assim, procedidas, nessas amostras, as análises de quantificação de ovos de helmintos, de acordo com metodologia de Bailenger modificado (CHERNICHARO, 2001). Essas análises foram realizadas no laboratório de microbiologia do DESA/UFMG.

3.2) direcionamento de 100 mL de cada solução para quantificação da concentração de sólidos totais, a partir de metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 2005). Essas análises foram realizadas no laboratório de análises físico-químicas do DESA/UFMG.

O resultado de densidade de ovos de helmintos é expresso em ovos/L, e o de sólidos totais em mg ST/L. Assim, a partir desses resultados estimou-se a quantidade de ovos de helmintos por g de sólidos totais.

As metodologias utilizadas nas análises dos parâmetros físico-químicos e biológicos estão apresentadas na TAB.4.6.

**Tabela 4.6:** Descrição dos parâmetros avaliados, das siglas e unidades de cada parâmetro e dos métodos analíticos empregados

Parâmetro Avaliado	Sigla	Unidade	Método Analítico
Potencial hidrogeniônico	pH		potenciometria
Alcalinidade	-	mgCaCO <sub>3</sub> /L	Titulométrico
Temperatura do esgoto doméstico e do efluente das unidades	-	°C	Determinação com termômetro
Condutividade elétrica	-	µS/cm	Eletrométrico
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> /L	Respirométrico/Eletrométrico
Demanda Química de Oxigênio	DQO	mgO <sub>2</sub> /L	Titulométrico/Refluxo fechado
Sólidos em suspensão totais	SST	mg/L	Gravimétrico
Sólidos em suspensão voláteis	SSV	%	Gravimétrico
Nitrato	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	Espectrofotométrico – Salicilato
Nitrito	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/L	Método Sulfanilínico
Nitrogênio amoniacal	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	Semi-Micro Kjeldahl - Titulométrico
Nitrogênio total Kjeldahl	N-NTK	mg/L	Semi-Micro digestão Kjeldahl – titulométrico
Fósforo total	P-Total	mg/L	Método VanadoMolybdato
Oxigênio Dissolvido	OD	mgO <sub>2</sub> /L	Eletrométrico
Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	-	NMP/100mL	Colilert
Ovos de helmintos	-	ovos/L	Bailenger modificado

Além da concentração e eficiência de remoção de *E. coli*, avaliou-se também o valor da constante de remoção dessas bactérias (*k*) a partir da equação 4.1 (Arias *et al.*, 2003).

$$C_e/C_i = \exp(-k/q) \quad (4.1)$$

$C_e$  = concentração das bactérias (ex. *E. coli*, coliformes totais) no efluente (organismos/100mL)

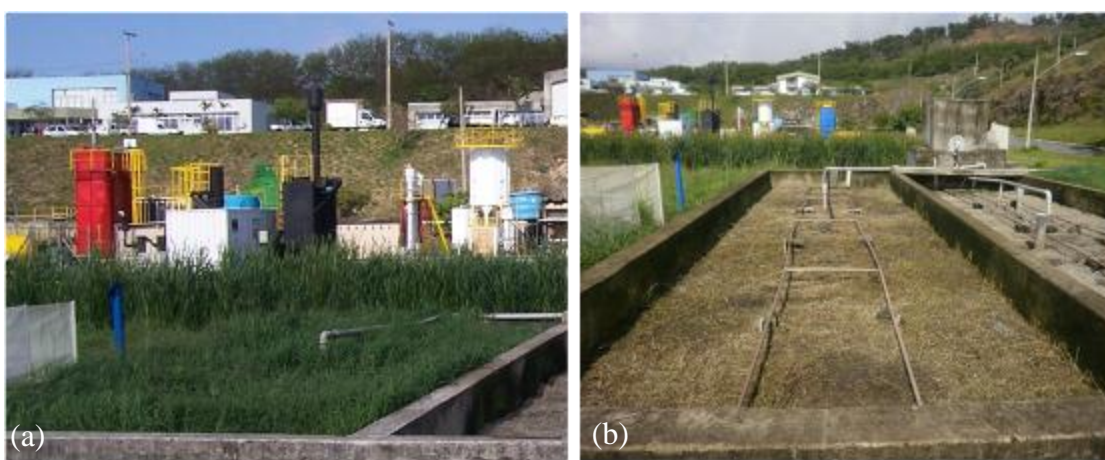
$C_i$  = concentração das bactérias (ex. *E. coli*, coliformes totais) na água residuária afluenta (organismos/100mL)

$q$  = taxa de aplicação hidráulica (m/d)

$k$  = constante de remoção de bactérias em filtros biológicos (m/d)

#### **4.5 Análise do crescimento, produtividade e capacidade de extração de nutrientes do capim tifton 85**

O manejo do capim tifton 85 cultivado na unidade 3 foi realizado através de podas frequentes de todo o vegetal presente nessa unidade. As podas constituíram-se na retirada das plantas através de cortes próximos à superfície do leito filtrante (FIG. 4.5). Durante o período desta pesquisa, as podas ocorreram em um dia dos meses de julho, setembro, novembro e dezembro de 2011.



**Figura 4.5:** Imagens da unidade plantada com capim tifton 85. (a) Antes da poda; (b) Após a poda

Trinta dias após a poda de 21/11/2011, amostras do capim tifton 85 foram coletadas para quantificação da produtividade (kg/ha.mês e kg/ha.ano) e dos teores de nutrientes (mg/kg) na parte aérea da vegetação. As regiões de poda foram selecionadas utilizando-se uma moldura de madeira de 1 m<sup>2</sup>, que foi lançada ao acaso (FIG. 4.6). As plantas do interior da moldura foram cortadas próximo ao solo, pesadas e acondicionadas em sacos de papel com indicação de qual ponto elas foram coletadas. O procedimento de amostragem foi repetido três vezes, sendo encaminhadas então três amostras para análises.



**Figura 4.6:** Imagem da área onde foi coletada uma das amostras de capim tifton 85 (seta vermelha indica o quadrado utilizado na delimitação da área)

Os materiais vegetais foram conduzidos para o Instituto Mineiro de Agropecuária – IMA para realização das análises de concentração de nutrientes (mg de N-total/ kg de planta, mg de P-total/ kg de planta) e peso seco (dag de matéria seca/kg de planta).

Alíquotas das amostras de cada um dos três pontos foram colocadas em estufa, a 60°C. Posteriormente, essas alíquotas foram trituradas em moinho de facas de inox, tipo Willey e armazenadas em frascos plásticos etiquetados. De cada frasco, foram retiradas amostras, que foram então levadas à estufa, a 105°C, para, em seguida, serem determinados a composição química das plantas e o conteúdo de matéria seca. Os teores de nitrogênio e fósforo foram quantificados conforme metodologia de Malavolta *et al.* (1997). A avaliação da concentração de nitrogênio total foi determinada pelo processo semimicro Kjeldahl, e a de fósforo total por meio da digestão da amostra com persulfato de sódio e quantificada em espectrofotômetro.

A quantidade de nutrientes extraídos pelas plantas foi obtida pelo produto da média da concentração do nutriente e a produtividade média das plantas. Os resultados dessa avaliação foram comparados com a massa de nitrogênio e de fósforo aplicadas na unidade plantada no período de 21/11 a 21/12/2011.

#### **4.6 Análises estatísticas dos dados e verificação do atendimento à legislação ambiental**

Análises estatísticas descritivas dos resultados dos parâmetros físico-químicos e biológicos obtidos no monitoramento foram efetuadas com a finalidade de se obter uma melhor

compreensão da distribuição e variabilidade dos dados na unidade plantada e na não plantada. Os valores das concentrações de SST, DQO, DBO<sub>5</sub> presentes nos efluentes da unidade plantada e da não plantada, bem como das eficiência de remoção desses parâmetros em cada uma delas foram comparados com os padrões de lançamento descritos na legislação do estado de Minas Gerais (DN COPAM/CERH nº 01 de 2008), a qual é mais restritiva do que a legislação nacional (Resolução CONAMA nº 430 de 2011). O percentual de atendimento de cada unidade em relação à concentração e eficiência de remoção de cada parâmetro (número de amostras dentro do padrão / número total de amostras) também foi analisado.

Para comparação entre o desempenho das *wetlands* plantada e não plantada, empregou-se o teste de hipótese não paramétrico “Teste U de Mann-Whitney”, considerando um nível de significância de 0,05, utilizando o Software *STATISTICA 6.1* (StatSoft, Inc., 2003). Esse teste também foi utilizado para comparação entre o desempenho no período seco e no chuvoso, de cada unidade. Para essas comparações adotou-se igualmente o nível de significância de 0,05, utilizando o Software *STATISTICA 6.1* (StatSoft, Inc., 2003). A diferença entre dois grupos de dados é considerada estatisticamente significativa quando o resultado da comparação entre eles por meio do teste “Teste U de Mann-Whitney” resulta em valor  $p \geq 0,05$ . Quando a análise resulta em valor  $p < 0,05$  considera-se que não há estatisticamente diferença entre os dois grupos.

#### **4.7 Monitoramento de dados climatológicos e avaliação da influência da sazonalidade no comportamento do SAC**

Dados de precipitação (intensidade da precipitação (mm/24h) e precipitação acumulada (mm/mês)) seriam fornecidos pelo INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) para serem utilizados nessa pesquisa, mas não foram obtidos até o momento de conclusão da dissertação.

Os registros de temperatura do esgoto bruto e do efluente das unidades foram coletados em todos os dias em que foram realizadas amostragens, conforme detalhado no item 4.4. Os dados de temperatura coletados de março de 2010 a janeiro de 2012 foram separados em dois grupos:

- 1) dados referentes ao período seco (abril a setembro de 2010, e abril a setembro de 2011)

2) dados relativos ao período chuvoso (outubro de 2010 a março de 2011, e outubro de 2011 a janeiro de 2012)

Foi então analisada a influência da sazonalidade na concentração afluente e efluente de matéria orgânica, sólidos e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados desde março de 2010.

Em relação aos parâmetros biológicos (concentração de *E. coli*, coliformes totais e ovos de helmintos), foram comparados os resultados das amostragens coletadas em julho-setembro de 2011 (período seco) com os de outubro de 2011-janeiro de 2012 (período chuvoso), para avaliação da influência da temperatura na concentração afluente e efluente e na remoção dos organismos.



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Temperatura nos períodos seco e chuvoso

Buscou-se analisar a influência da sazonalidade (temperaturas do período seco e do chuvoso) no desempenho das unidades do SAC em relação aos seguintes parâmetros: (1) matéria orgânica, (2) SST e SSV, (3) série nitrogenada, (4) Fósforo Total, (5) ovos de helmintos, e (6) *E. coli* e coliformes totais. Mas, como não iniciou-se o monitoramento de todos os parâmetros na mesma época, foi necessário separar os dados de temperatura em dois grupos, de acordo com o início do monitoramento dos parâmetros:

Grupo (1): Dados referentes às temperaturas monitoradas nos meses de julho de 2011 (início do monitoramento dos parâmetros biológicos) a janeiro de 2012;

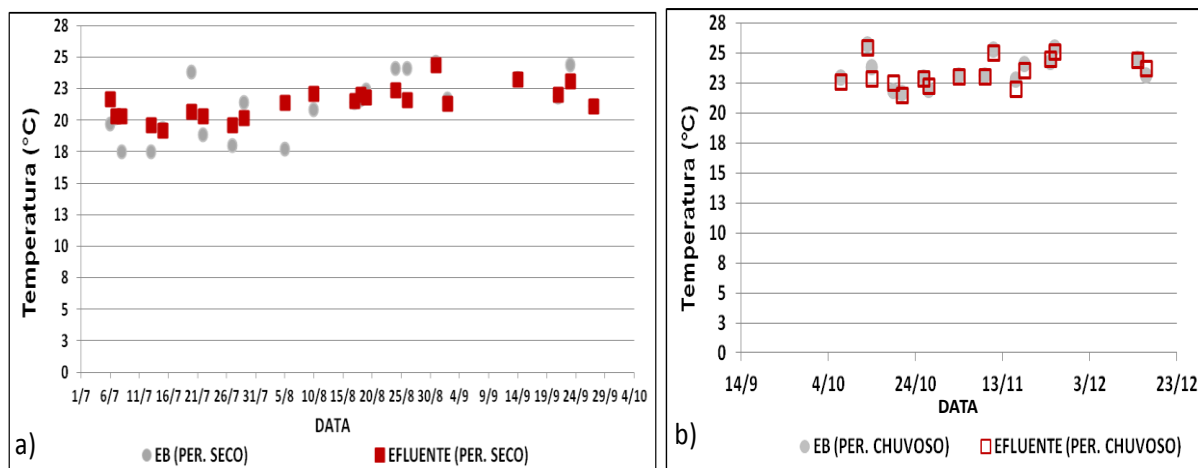
Grupo (2): Dados referentes às temperaturas monitoradas nos meses de março de 2010 (início do monitoramento dos parâmetros físico-químicos) a janeiro de 2012.

#### 5.1.1 Dados referentes aos meses de julho de 2011 a janeiro de 2012

Como esperado, a temperatura média do esgoto bruto e do efluente das unidades no período seco – frio (julho-setembro) foi inferior à observada no período chuvoso – quente (outubro-janeiro) (TAB.5.1 e FIG. 5.1). Observou-se uma média de 2°C a mais no período chuvoso, e diferença significativa dos dados de temperatura do esgoto bruto ( $p=0,001$ ) e do efluente ( $p=0,000$ ) na comparação entre os períodos seco e chuvoso.

**Tabela 5.1:** Estatística descritiva dos valores registrados da temperatura do esgoto bruto, do efluente

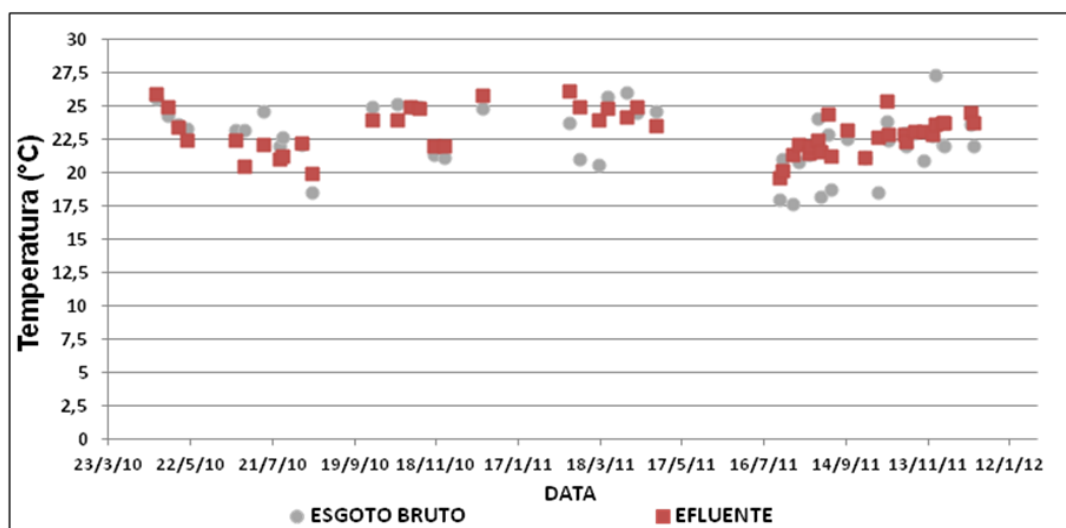
	PERÍODO SECO			PERÍODO CHUVOSO		
	Média (°C)	Mediana(°C)	Desvio padrão	Média(°C)	Mediana(°C)	Desvio padrão
Temp. ESGOTO BRUTO	21,1	21,4	2,3	23,6	23,2	1,3
Temp. EFLUENTE	21,4	21,5	1,3	23,5	23,1	1,2



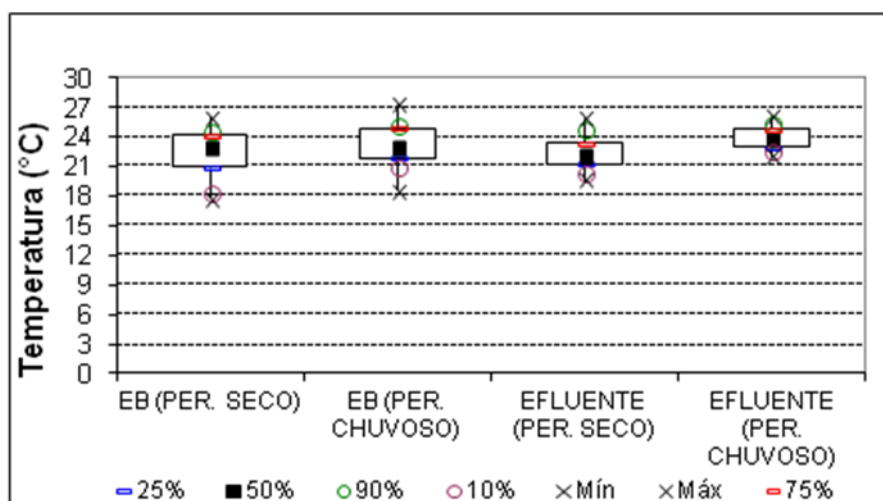
**Figura 5.1:** Temperatura registrada nas amostras coletadas no período de julho de 2011 a dezembro de 2011: (a) período seco, (b) período chuvoso

### 5.1.2 Dados referentes a março de 2010 a janeiro de 2012

No decorrer dos dois anos de estudo, as temperaturas registradas foram de 17,7°C a 27,3°C, no esgoto bruto, e 19,6°C a 26,5°C, no efluente do SAC (FIG. 5.2). Os maiores valores médios (e de mediana) de temperatura foram registrados no período chuvoso – quente (FIG. 5.3). Na comparação entre as medianas das temperaturas do período seco (abril a setembro) e do chuvoso (outubro a março), detectou-se diferença significativa apenas em relação aos dados coletados no efluente das unidades ( $p=0,0007$ ).



**Figura 5.2:** Temperatura registrada nas amostras coletadas no período de março de 2010 a janeiro de 2012



**Figura 5.3:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das temperaturas registradas

## 5.2 Desempenho das unidades estudadas

Os resultados das concentrações dos parâmetros monitorados ( $DBO_5$ , DQO, SST, SSV,  $N-NH_4^+$ ,  $N-NO_3^-$ ,  $N-NO_2^-$ , P-Total) foram utilizados para a avaliação de desempenho das unidades (eficiência de remoção, concentrações afluentes e efluentes de cada unidade). A partir das concentrações de matéria orgânica e sólidos em suspensão totais, avaliou-se também o atendimento desses em relação aos padrões (ou condições) de lançamento da DN COPAM/CERH nº01 de 2008. Assim, não são apresentadas análises de desempenho com base no balanço de massa dos poluentes nas unidades, e sim nos dados de concentração.

### 5.2.1 Remoção de matéria orgânica e sólidos

#### 5.2.1.1 Desempenho das unidades do sistema de alagados construídos

As medianas e médias das concentrações de matéria orgânica no esgoto afluente às unidades do Sistema de Alagados Construídos de escoamento vertical apresentaram valores que se encontram dentro dos intervalos típicos observados em esgotos sanitários brutos ( $DBO_5$ : 250-400mg/L e DQO: 450-800mg/L (VON SPERLING, 2005)). Os valores da média (476 mg/L) e mediana (445mg/L) da concentração afluente de DQO observados na unidade plantada foram menores do que os identificados na unidade não plantada (média de 532mg/L e mediana de 484mg/L), mas a diferença entre eles não foi significativa.

As unidades receberam taxas de aplicação (hidráulica e de DQO) em valores médios inferiores aos do projetado (TAH de  $0,4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ , e taxas de aplicação de DQO  $300 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ).

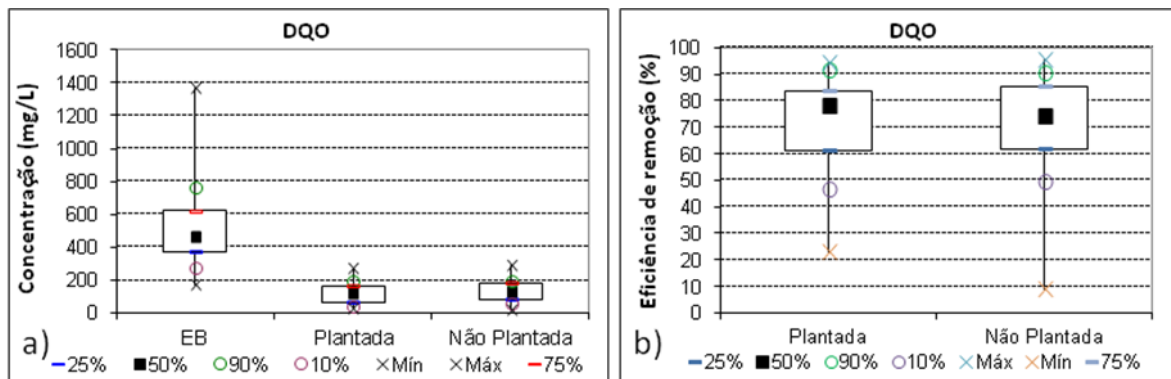
Na TAB. 5.2 estão apresentados os valores médios de taxa de aplicação de DQO observados. Esses foram, assim, inferiores aos valores limites sugeridos por Molle *et al.* (2005) para unidades do 1º estágio do Sistema Francês.

**Tabela 5.2:** Valores das taxas de aplicação de DQO nas unidades em carga

Taxa de aplicação de DQO na unidade plantada (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Taxa de aplicação de DQO na unidade não plantada (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )
184	206

Molle *et al.* (2006) monitoraram, ao longo de 2 anos, o desempenho de SAC de escoamento vertical e fluxo intermitente, em funcionamento há 8 anos. O SAC é constituído por dois estágios, sendo que o leito filtrante da unidade do 1º estágio apresentava camada principal de 37 cm de profundidade de cascalho ( $d_{10}=1,94\text{mm}$ , e  $d_{60}=3,65\text{mm}$ ), e camada de drenagem com 13cm de cascalho de 5 a 10mm de diâmetro. O 2º estágio funcionava em série com o 1º estágio, e possuía a camada principal do meio filtrante composta por cascalho fino ( $d_{10}=0,22\text{mm}$ , e  $d_{60}=1,33\text{mm}$ ), e camada de drenagem com 13cm de cascalho de 5 a 10mm de diâmetro. O sistema recebia esgoto doméstico transportado até a ETE em sistema combinado coleta de esgoto, e foi operado com TAH média de  $1,4\text{m.d}^{-1}$ , taxa de aplicação orgânica de  $250\pm 70\text{g de DQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Durante o período de avaliação, a concentração média de DQO no afluente foi de  $250\text{mg/L}$ . Molle *et al.* (2006) observaram que nos períodos em que a unidade recebeu afluente com maior volume, há menor tempo de contato da água residuária com o leito filtrante, e assim reduz-se a eficiência do SAC. Apesar disso, os autores observaram concentrações médias de DQO no efluente da unidade com valores de  $40\text{mg/L}$  (eficiência média de remoção de DQO de 84%).

Observou-se, no presente estudo, a redução da concentração de DQO após a passagem do esgoto bruto pelo sistema de alagados construídos na ETE Arrudas (FIG. 5.4a). A eficiência de remoção de DQO variou no decorrer dos dois anos de monitoramento, sendo os quantis e os valores mínimos e máximos de remoção apresentados na FIG. 5.4b. Identificou-se que a eficiência média de remoção de DQO foi igual na unidade plantada e na não plantada (72%), valor menor do que o observado no estudo de Molle *et al.* (2006). Esse fato pode ser consequência do maior tempo de detenção hidráulica no SAC estudado por esses autores, em função dos menores diâmetros dos grãos do meio filtrante desse SAC.



**Figura 5.4:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DQO (b) das eficiências de remoção de DQO

Na TAB. 5.3 são apresentados os resultados da estatística descritiva realizada com os dados relativos ao desempenho das unidades do SAC. Não foi observada diferença significativa da concentração efluente e da eficiência de remoção dos alagados construídos plantado e não plantado. Esse resultado também foi identificado por Torrens *et al.* (2009b), que avaliaram o desempenho de alagados construídos de escoamento vertical e fluxo intermitente, empregados para tratar efluente de lagoa facultativa. Esses autores observaram, assim como Molle *et al.* (2006), que o aumento do tempo de detenção hidráulica nos sistemas de alagados construídos contribui para a maior remoção de DQO. O tempo médio de detenção hidráulica do efluente da lagoa facultativa nas unidades estudadas por Torrens *et al.* (2009b) variou de 3 horas - nas unidades com 25cm de profundidade, a 6 horas - nos alagados construídos com 65cm de profundidade, e com isso os autores identificaram as maiores eficiências de remoção de poluentes nas unidades mais profundas. Observa-se, entretanto, que, os valores de TDH médio dessas unidades foram superiores ao TDH médio observado nas unidades do SAC avaliado no presente estudo, que corresponde a 62 minutos, com base em medições com traçadores (COTA, 2011). Apesar disso, a eficiência de remoção desse parâmetro é maior no SAC construído na ETE Arrudas, o que pode estar relacionado (1) ao fato de que as unidades deste são mantidas em repouso por 2,5 dias a menos do que as unidades estudadas por Torrens *et al.* (2009b), o que contribuiria para melhor estabilização da comunidade de bactérias heterotróficas nos alagados construídos na ETE Arrudas; (2) em função da DQO afluente as unidades estudadas por Torrens *et al.* (2009b) serem provenientes de lagoa facultativa, e possuírem possivelmente menor fração biodegradável.

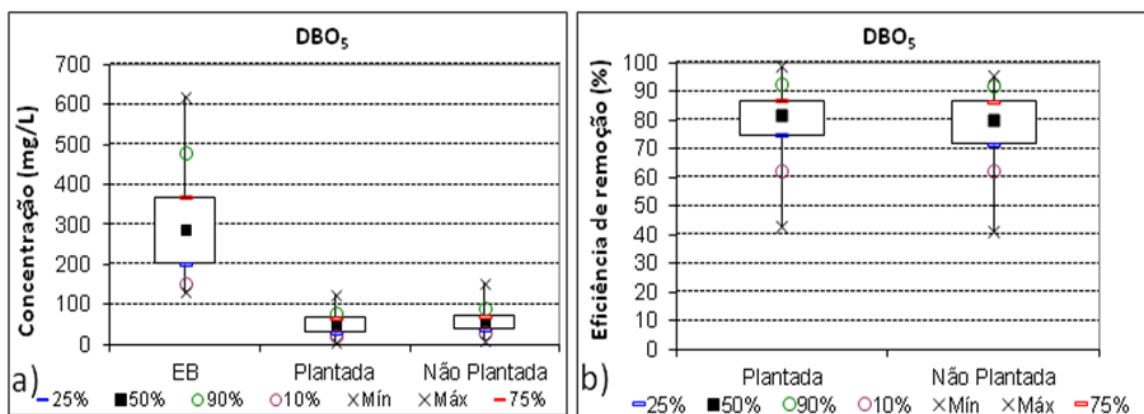
Outros fatores podem ainda influenciar na eficiência de remoção de DQO, como por exemplo, a concentração de oxigênio no interior do meio filtrante e a homogeneidade da distribuição da água residuária aplicada na superfície dos alagados construídos de escoamento vertical. Molle

*et al.* (2005) ressaltam que distribuições heterogêneas podem gerar curtos-circuitos da água residuária afluente e acarretar na redução da eficiência de remoção de DQO. Esses autores avaliaram 46 unidades do 1º estágio de alagados construídos do Sistema Francês, e identificaram grande variação entre a maneira como eles foram projetados, e as taxas de aplicação hidráulica e orgânica aplicadas. Molle *et al.* (2005) identificaram, apesar dessas variações entre as unidades estudadas, que a eficiência média de remoção de DQO nelas foi de 79%, valor próximo ao encontrado nas unidades avaliadas no presente estudo.

**Tabela 5.3:** Estatística descritiva das concentrações de DQO efluentes e da eficiência de remoção de DQO nas unidades plantada e não plantada

Unidade de coleta (nº de dados)	CONCENTRAÇÃO DE DQO					EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO				
	Mínima (mg/L)	Média (mg/L)	Mediana (mg/L)	Máxima (mg/L)	Desvio padrão	Mínima (%)	Média (%)	Mediana (%)	Máxima (%)	Desvio padrão
Plantada (45)	25	117	119	272	62	23	72	78	94	18,3
Não plantada (41)	18	129	130	293	68	9	72	74	96	17,9

As unidades plantada e não plantada avaliadas no presente estudo receberam esgoto bruto com concentrações de DBO<sub>5</sub> significativamente similares (média de 303mg/L e mediana de 289mg/L). Ambos os alagados construídos foram eficientes na remoção desse indicador (FIG. 5.5) e os resultados obtidos de DBO e DQO confirmam o bom desempenho do 1º estágio na remoção de matéria orgânica nesse SAC. Na TAB. 5.4 são mostrados os resultados das análises estatísticas descritivas dos dados de concentração efluente e eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> das unidades do SAC. Observa-se ligeiro melhor desempenho no alagado construído plantado, mas as diferenças em relação à unidade não plantada não foram estatisticamente significativas.



**Figura 5.5:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DBO<sub>5</sub>, e (b) das eficiências de remoção de DBO<sub>5</sub>

**Tabela 5.4:** Estatística descritiva das concentrações de DBO<sub>5</sub> efluentes e da eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> nas unidades plantada e não plantada

Unidade de coleta (nº de dados)	CONCENTRAÇÃO DE DBO <sub>5</sub>					EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DBO <sub>5</sub>				
	Mínima (mg/L)	Média (mg/L)	Mediana (mg/L)	Máxima (mg/L)	Desvio padrão	Mínima (%)	Média (%)	Mediana (%)	Máxima (%)	Desvio padrão
Plantada (35)	6	52	52	126	25	43	80	82	99	13
Não plantada (31)	12	61	57	155	31	41	77	78	95	12

A comparação da eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> em sistemas de alagados construídos plantados e não plantados também foi avaliada por Torrens *et al.* (2009b). Esses autores estudaram três diferentes configurações de *wetlands* de escoamento vertical em relação à profundidade e ao meio filtrante, e para cada configuração, mantiveram uma unidade plantada e uma não plantada, conforme descrito anteriormente. Os autores não observaram diferença significativa de remoção de matéria orgânica entre unidades plantada e não plantada, de cada configuração. As médias de eficiência de remoção e concentrações efluentes de DBO<sub>5</sub> observadas por esses autores nos alagados construídos com 65cm de profundidade foram maiores dos que as observadas no SAC localizado na ETE Arrudas. Esse fato era esperado, visto que (1) o tempo de detenção hidráulica nessas unidades (6 horas) é superior ao dos alagados construídos da ETE Arrudas (1 hora); (2) a concentração de DBO<sub>5</sub> afluente é, em média, 5 vezes menor do que a afluente no SAC avaliado no presente estudo.

Weedon (2010) identificou 98% de remoção de DBO<sub>5</sub> em um sistema de alagados construídos constituído por um único estágio, composto por *wetland* de escoamento vertical e fluxo intermitente, que é operada sem dias de repouso, e há dez anos. A unidade foi projetada com demanda de área de 2m<sup>2</sup>/E.P, apresenta leito filtrante de areia (com 1,40m de profundidade), é plantada com *Phragmites australis*, era alimentada com efluente de abatedouro associado à efluente de tanque séptico, e recebeu diferentes taxas de aplicação hidráulica ao longo do período de estudo. Essa unidade apresentou média de tempo de detenção de 3h, e elevada eficiência de remoção de poluentes. Quando recebeu água residuária com taxa de aplicação semelhante à identificada no SAC localizado na ETE Arrudas (de aproximadamente 0,30m/d), a unidade estudada por Weedon (2010) apresentou eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> (de 98%) muito superior às eficiências médias observadas nos alagados construídos da ETE Arrudas (de 80% e 77%, na unidade plantada e na não plantada, respectivamente). Maiores eficiências de remoção de DBO<sub>5</sub> foram também podem ser observadas no sistema de alagados construídos de escoamento vertical estudado por Zurita *et al.* (2009). Esse sistema, com meio filtrante de *tezontle*, recebia 16 litros de esgoto doméstico fraco (de acordo com a classificação de Metcalf & Eddy (1991)) a cada três horas, e não foi operado com dias de repouso.

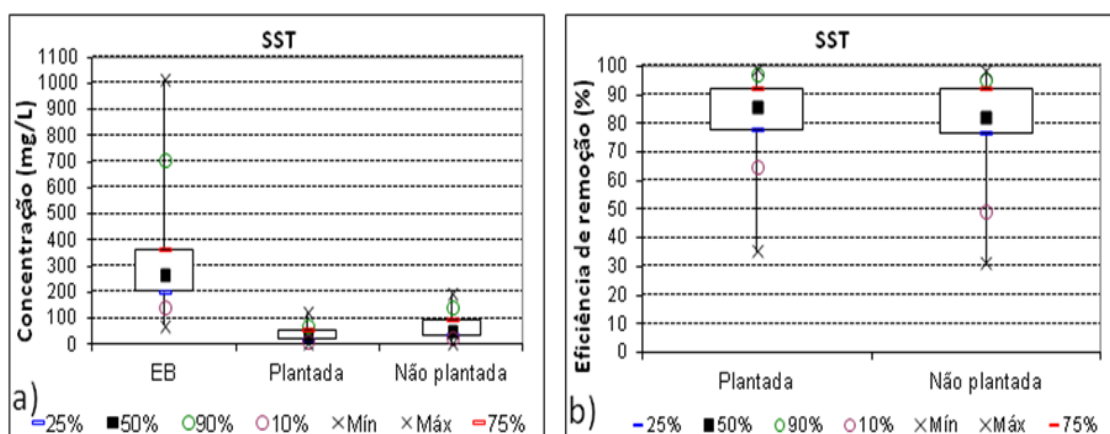
Nos sistemas de alagados construídos de escoamento vertical e fluxo intermitente avaliados por Weedon (2010) e Zurita *et al.* (2009), os autores relataram o acúmulo de sólidos em suspensão totais na superfície dos leitos filtrantes devido, principalmente, ao fato da alimentação dos sistemas ter sido realizada continuamente, sem dias de repouso, e também possivelmente devido à menor granulometria do leito. Apesar da colmatção, esses autores não identificaram redução da eficiência de remoção de matéria orgânica nos SACs. Para o alagado construído que recebia água residuária com 85 mg/L de SST e taxa de aplicação hidráulica de 0,34m/d, a eficiência de remoção de SST observada por Weedon (2010) foi de 80%. Esse autor avaliou também o desempenho dessa mesma unidade quando essa foi submetida a menor taxa de aplicação hidráulica (de 0,012m/d), e observou que a eficiência de remoção de SST aumentou para 91,9%.

A concentração de SST no esgoto bruto afluente às unidades do SAC avaliado no presente estudo apresentou média de 338mg/L ( $\pm 231$ ) e mediana de 264mg/L (FIG.5.6a). A unidade plantada apresentou melhor desempenho do que o alagado construído não plantado em relação à remoção de SST (FIG. 5.6a), sendo que a comparação entre a concentração efluente às duas unidades resultou em diferença significativa ( $p= 0,002$ ). Não foi identificada diferença



significativa em relação à eficiência de remoção de sólidos nos dois alagados construídos, apesar de terem sido observados valores médios (e medianos) um pouco maiores na unidade plantada. Na TAB. 5.5 são mostrados os resultados da análise estatística descritiva realizada com os dados de concentração de SST e de eficiência de remoção de SST nas unidades do SAC.

Não há um consenso sobre a influência de plantas na remoção de sólidos em suspensão totais em sistemas de alagados construídos. Tanner (2001) descreve que as plantas não contribuem para maior remoção desses compostos, enquanto Zurita *et al.* (2009) identificaram diferença significativa entre a remoção de SST em uma unidade plantada com *Zantedeschia aethiopica* e um alagado construído plantado com *Strelitzia reginae*, *Anthurium andreanum* e *Agapanthus africanus*. A maior remoção de SST foi observada na unidade cultivada com três espécies de vegetais, o que foi justificado, segundo esses autores, em função da maior filtração dos sólidos através das raízes das três plantas.



**Figura 5.6:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de SST e (b) das eficiências de remoção de SST

**Tabela 5.5:** Estatística descritiva das concentrações de SST efluente e da eficiência de remoção de SST nas unidades plantada e não plantada

Unidade de coleta (nº de dados)	CONCENTRAÇÃO DE SST					EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SST				
	Mínima (mg/L)	Média (mg/L)	Mediana (mg/L)	Máxima (mg/L)	Desvio padrão	Mínima (%)	Média (%)	Mediana (%)	Máxima (%)	Desvio padrão
Plantada (42)	4	40	34	119	26	35	83	86	99	14
Não plantada (44)	4	66	48	191	45	31	77	82	98	18

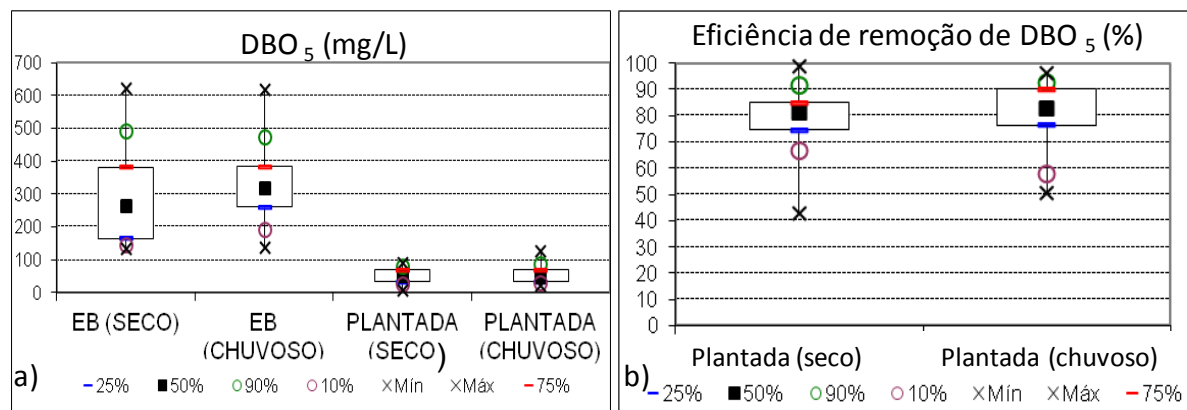
Nos estudos sobre o desempenho de 46 unidades de sistemas de alagados construídos do 1º estágio do modelo Francês, Molle *et al.* (2005) identificaram eficiência de remoção de SST com valor médio de 86% ( $\pm 3$ ), próxima ao obtido no presente estudo. Esses autores relataram a ocorrência de colmatção em apenas um dos sistemas avaliados. Foi necessário remover os sólidos acumulados na superfície das unidades do 1º estágio, 9 anos após o início da partida desse sistema. Segundo os autores, essa manutenção foi requerida visto que os sólidos acumulados impediam a distribuição adequada do esgoto bruto na superfície dos leitos filtrantes. Molle *et al.* (2005) ressaltam que o acúmulo de sólidos foi gerado pelo aporte desigual de esgoto bruto através da tubulação de alimentação das unidades. Assim, para melhor distribuição do esgoto, realizou-se a troca da bomba de alimentação.

Segundo Molle *et al.* (2006), o acúmulo de sólidos nos alagados construídos de escoamento vertical contribui para o represamento da água residuária na superfície ou interior do meio filtrante, reduzindo a condutividade hidráulica e a entrada de oxigênio no SAC. Esse fato pode promover mudanças no desempenho das unidades, e contribuir para a formação de zonas anóxicas no interior do leito filtrante. Zurita *et al.* (2009), por exemplo, identificaram diminuição da oxigenação de alagados construídos de escoamento vertical, 9 meses após o início da partida da operação deles, o que contribuiu para ocorrência de maior desnitrificação nas unidades.

Além da influência do capim tifton 85 no desempenho do SAC avaliado, o presente estudo buscou analisar as consequências da sazonalidade nas unidades desse sistema. Em relação às concentrações de matéria orgânica afluentes no período seco e no chuvoso, não foram observadas diferenças significativas em ambas às unidades plantada e não plantada.

As concentrações médias de  $\text{DBO}_5$  afluente à unidade plantada foram de 294 mg/L ( $\pm 142$ ) e 338 mg/L ( $\pm 140$ ), nos períodos seco e chuvoso, respectivamente. A concentração de  $\text{DBO}_5$  no efluente desse alagado cultivado com tifton 85 não apresentou diferença significativa entre os valores do período seco e o do chuvoso, e os valores dos percentis, máximos, mínimos e medianas das concentrações podem ser observados na FIG. 5.7a. A mediana da eficiência de remoção no período seco (81%) foi ligeiramente inferior à do período chuvoso (83%) (FIG. 5.7b), mas apesar disso os valores não apresentaram diferença significativa. Conforme descrito no item 5.1.2, as maiores médias de temperatura no esgoto bruto e no efluente das unidades ocorreram no período chuvoso, o que poderia contribuir para acelerar o metabolismo

das bactérias heterotróficas nesse período. Segundo von Sperling (1996), as taxas das reações biológicas apresentam tendência de aumento com a elevação da temperatura, até uma temperatura ótima. Acima desta, há um decréscimo da taxa, possivelmente devido a destruição das enzimas nas temperaturas mais elevadas.

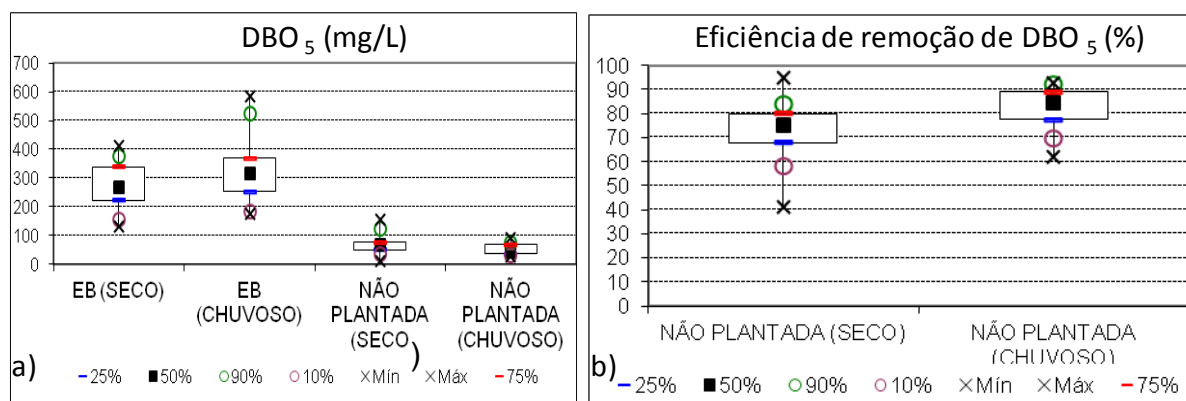


**Figura 5.7:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DBO<sub>5</sub> e (b) das eficiências de remoção de DBO<sub>5</sub> na unidade plantada

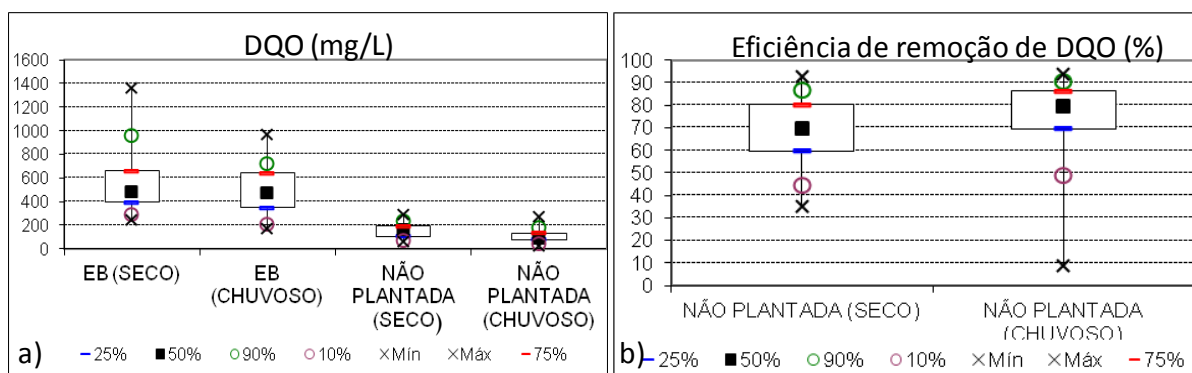
Na unidade não plantada não foi detectada diferença significativa entre a concentração da DBO<sub>5</sub> afluenta no período seco (média de 272mg/L ±87) e no chuvoso (média de 332mg/L ± 126), apesar de os valores mínimo e máximo, e da mediana dos dados coletados no período seco serem um pouco inferiores aos do período chuvoso (FIG. 5.8a). Observou-se diferença significativa entre a eficiência de remoção no período seco e no chuvoso ( $p= 0,02$ ), sendo as menores concentrações efluentes e os maiores valores de eficiência de remoção identificados no período chuvoso (FIG. 5.8a e FIG. 5.8b). Torrens *et al.* (2009b) e Brix (1994) observaram que as variações de temperatura no interior das unidades plantadas tendem a ser atenuadas pela cobertura formada pela vegetação, e esse fato não é identificado nos alagados construídos não plantados. Assim, acredita-se que o interior da unidade não plantada tenha apresentado temperaturas maiores no período chuvoso, o que poderia contribuir para a aceleração do metabolismo das bactérias que degradam a matéria orgânica biodegradável. Ressalta-se ainda que na unidade não plantada a concentração de DQO no efluente do período chuvoso foi significativamente menor do que o observado no período seco ( $p=0,007$ ), apesar de as concentrações afluentes nos dois períodos não apresentarem diferença significativa. Esse resultado somente foi observado no alagado construído não plantado o que reforça a ideia da possibilidade da influência das maiores temperaturas no interior da unidade não plantada. Apesar de também poder contribuir para a redução da concentração de poluentes, a diluição

do efluente através da água de chuva não foi avaliada no presente estudo, visto que não foi monitorado o volume de água residuária aplicado e o efluente das unidades.

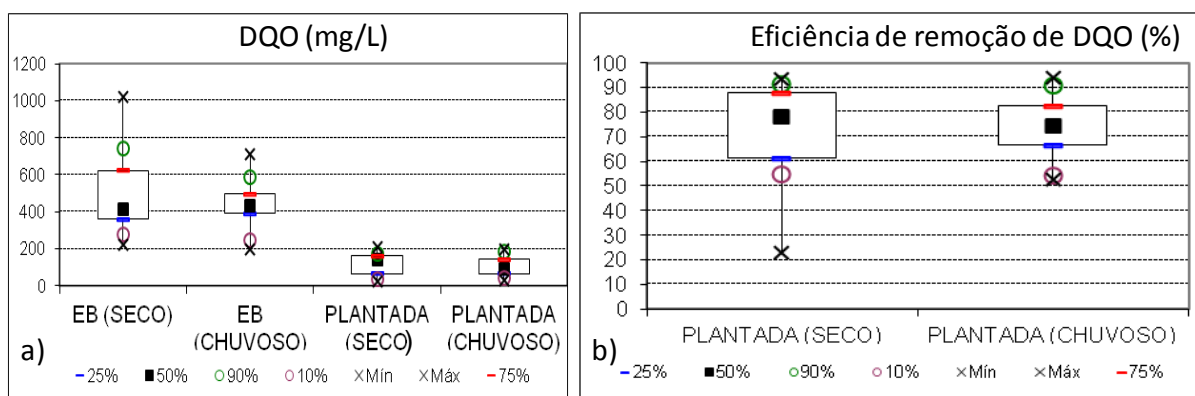
Nas FIG. 5.9 e FIG. 5.10 são apresentados gráficos box-plot das concentrações de DQO e eficiências de remoção de DQO no alagado construído não plantado e no plantado, respectivamente. A partir da FIG. 5.9, o melhor desempenho no período chuvoso pode ser prontamente visualizado.



**Figura 5.8:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DBO<sub>5</sub> e (b) das eficiências de remoção de DBO<sub>5</sub> na unidade não plantada



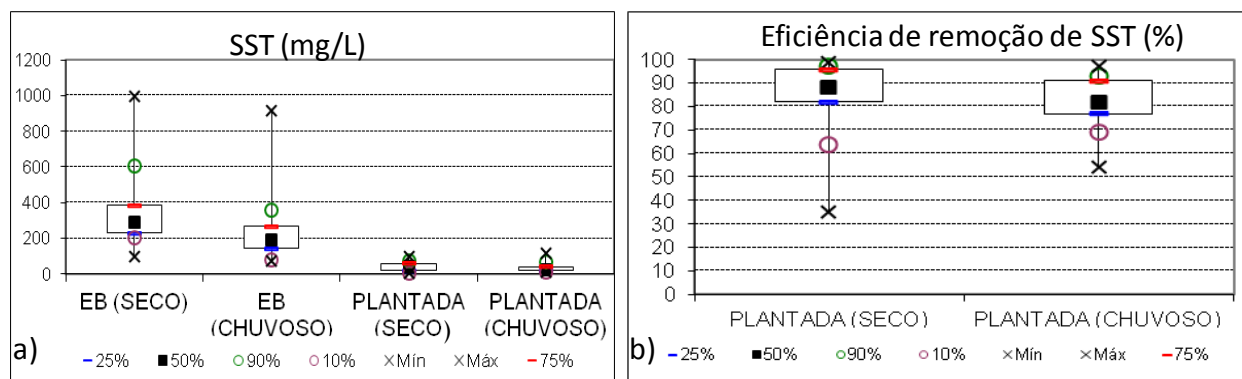
**Figura 5.9:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DQO e (b) das eficiências de remoção de DQO na unidade não plantada



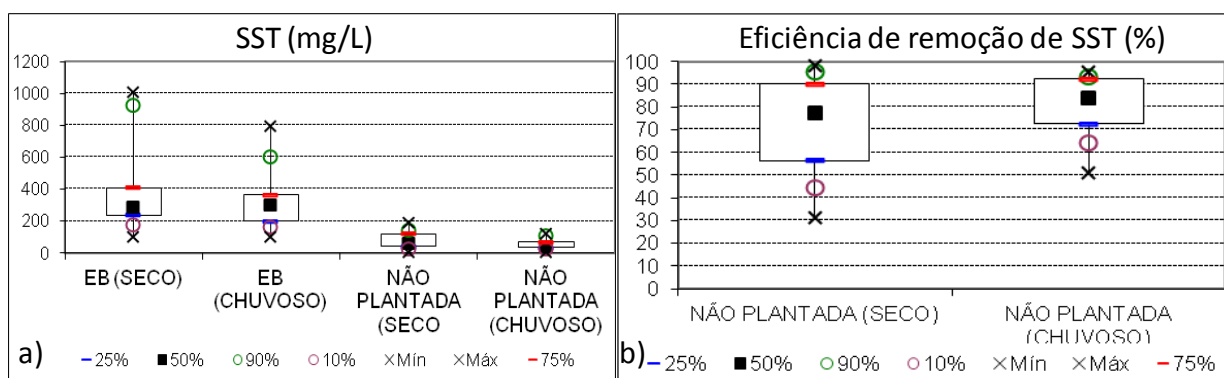
**Figura 5.10:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de DQO e (b) das eficiências de remoção de DQO na unidade plantada

Prochaska *et al.* (2007) e Zaho *et al.* (2010) também avaliaram a influência da sazonalidade em sistemas de alagados construídos de escoamento vertical e fluxo intermitente. Os SACs foram implantados em regiões que apresentam inverno rigoroso (temperaturas mínimas de 0°C (PROCHASKA *et al.*, 2007) e 6,4°C (ZAHO *et al.*, 2010)) e verão quente (30°C (PROCHASKA *et al.*, 2007) e 41°C (ZAHO *et al.*, 2010)), e as maiores eficiências de remoção de DQO foram observadas no período das maiores temperaturas ( $p > 0,05$ ).

Em ambas as unidades do SAC avaliado no presente estudo não foram observadas influência da sazonalidade na remoção de sólidos em suspensão total, quando comparados os dados do período seco e do chuvoso. Nas FIG.5.11 e FIG. 5.12 são mostrados os box-plot dos resultados das concentrações de SST afluente e dos desempenhos das unidades plantada e não plantada, respectivamente, nas duas estações analisadas. Observa-se que as concentrações de SST afluentes a ambas as unidades foi maior no período seco, sendo significativamente diferentes os resultados ( $p = 0,001$ ) da estação seca e da chuvosa, apenas na unidade plantada. Nesse alagado construído, as concentrações de SST efluentes não apresentaram diferença significativa nos dois períodos, e as médias observadas foram de 42mg/L ( $\pm 26$ ) e 36mg/L ( $\pm 28$ ), nas estações seca e chuvosa, respectivamente. Na unidade não plantada, as concentrações de SST do efluente do período seco e do chuvoso também não foram significativamente diferentes. A comparação entre as eficiências de remoção do período seco e do chuvoso não resultou em diferença significativa, o que reforça a inexistência de relação entre a remoção de sólidos e a sazonalidade, no intervalo observado de temperatura do líquido que percolou no interior do SAC.



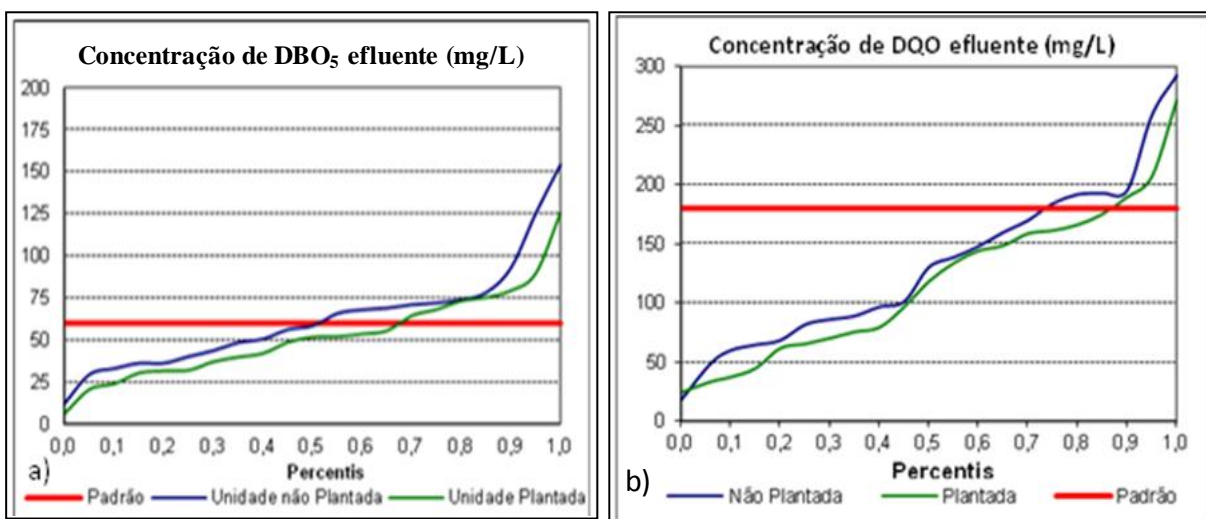
**Figura 5.11:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de SST e (b) das eficiências de remoção de SST na unidade plantada



**Figura 5.12:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos (a) das concentrações de SST e (b) das eficiências de remoção de SST na unidade não plantada

### 5.2.1.2 Atendimento aos padrões de lançamento da DN COPAM/CERH nº 01 de 2008

Apesar de não ter sido observada diferença significativa em relação às concentrações de DBO<sub>5</sub> e DQO efluentes das unidades plantada e não plantada, identificou-se na unidade plantada maior percentual de atendimento aos padrões de lançamento relativos à concentração de DBO e DQO, estabelecidos na Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01 de 2008 para o estado de Minas Gerais (FIG. 5.13 e TAB. 5.6). Como consequência da significativamente menor média de SST no efluente da unidade plantada, observou-se que nessa, 98% das amostras de efluente coletadas apresentaram concentração abaixo do limite de 100mg de SST/L, enquanto na unidade não plantada o percentual de atendimento foi de 77% (TAB. 5.6 e FIG. 5.14).

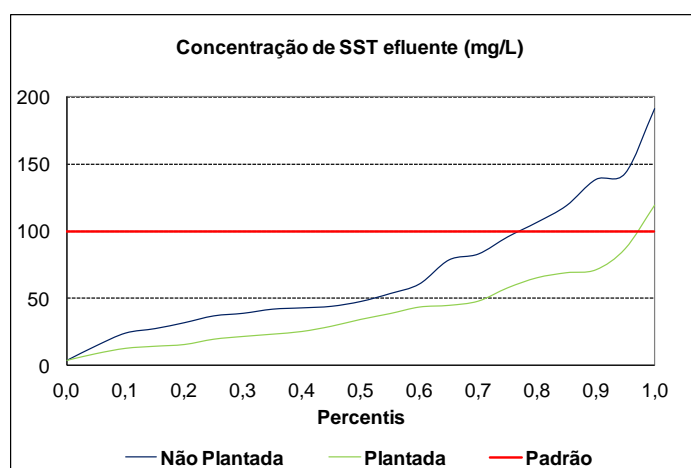


**Figura 5.13:** Percentis de atendimento aos limites de (a) concentração de DBO<sub>5</sub> efluente e (b) concentração de DQO efluente, estabelecidos na DN COPAM/CERH nº 01 de 2008: resultados das unidades plantada e não plantada

**Tabela 5.6:** Percentual de atendimento aos limites de concentração de poluentes no efluente definidos na Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01 de 2008 no estado de Minas Gerais

Parâmetro	Limite de concentração no efluente (mg/L) <sup>(1)</sup>	Percentual de atendimento	
		Unidade Plantada	Unidade Não Plantada
DBO <sub>5</sub>	60	67%	53%
DQO	180	89%	73%
SST	100	98%	77%

<sup>(1)</sup> (Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01 de 2008).



**Figura 5.14:** Percentis de atendimento aos limites de concentração efluente e eficiência de remoção de SST estabelecidos na DN COPAM/CERH nº 01 de 2008

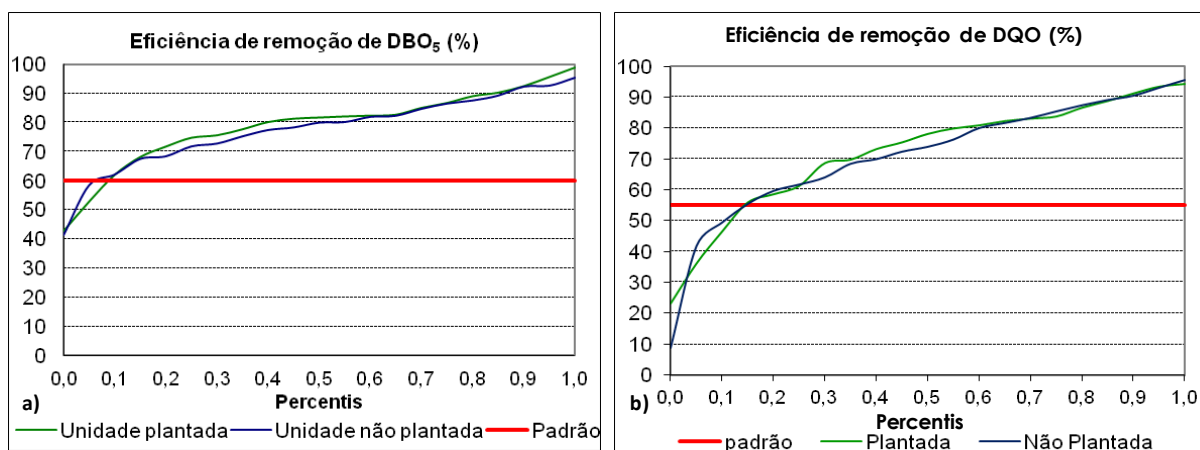
A legislação do estado de Minas Gerais estabelece também limites mínimos para a eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub> e DQO. Em relação à eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub>, o percentual de

atendimento à eficiência mínima de remoção foi elevado ( $\geq$  de 88%) em ambos os alagados construídos (TAB. 5.7 e FIG. 5.15a). Os resultados de eficiência de remoção de DQO das duas unidades do SAC corresponderam, em mais de 80% das amostras, a valores superiores ao da eficiência mínima fixada na legislação estadual (TAB. 5.7 e FIG. 5.15b).

**Tabela 5.7:** Percentual de atendimento aos valores de eficiência mínima de remoção estabelecidos na Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 01 de 2008

Parâmetro	Padrão de eficiência mínima (%)	Percentual de atendimento	
		Unidade Plantada	Unidade Não Plantada
DBO <sub>5</sub>	60	89%	90%
DQO	55	84%	85%

<sup>(1)</sup> (Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 01 de 2008).



**Figura 5.15:** Percentis de atendimento aos limites de eficiência de remoção de (a) DBO<sub>5</sub>, e (b) DQO, estabelecidos na DN COPAM/CERH nº 01 de 2008: resultados das unidades plantada e não plantada

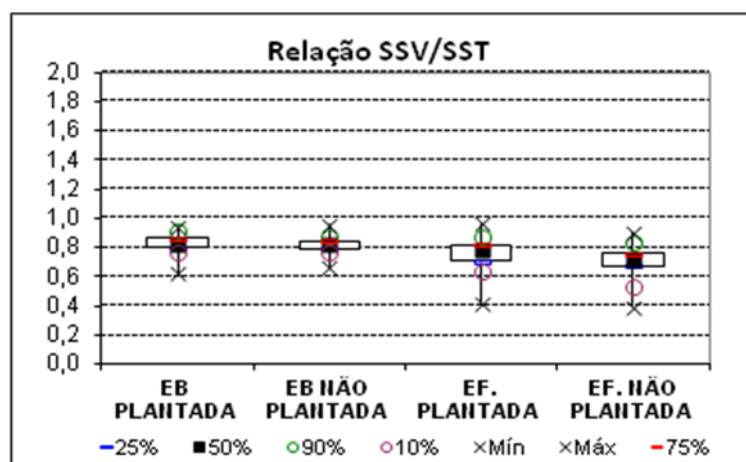
### 5.2.1.3 Relações indicadoras da biodegradabilidade da matéria orgânica e sólidos afluentes e efluentes ao SAC

A remoção de sólidos suspensos foi elevada nas unidades estudadas, mas, em função das condições operacionais às quais estão submetidas, não se observou a colmatação das unidades do Sistema de Alagados Construídos. Os valores das razões SSV/SST calculadas para as amostras de esgoto bruto e efluentes, nas diferentes condições analisadas, estão apresentados na FIG. 5.16. Observou-se a redução da relação SSV/SST no efluente em decorrência dos processos de conversão que ocorrem no interior do SAC e que acarretam na redução da fração biodegradável dos sólidos.



A diferença entre a relação DQO/DBO<sub>5</sub> no esgoto bruto e nos efluentes das unidades também indicou a redução da fração biodegradável da matéria orgânica. As médias dessa relação foram de 1,71 (mediana=1,67) e 1,63 (mediana=1,68), no esgoto bruto afluente à unidade plantada e não plantada, respectivamente. Segundo von Sperling (2005), para esgotos com relação de DQO/DBO<sub>5</sub> abaixo de 2,5 é adequado o tratamento biológico. Nos efluentes, as relações DQO/DBO<sub>5</sub> foram maiores, e as médias encontradas na unidade plantada foram de 2,49 (mediana=2,00) e de 2,66 (mediana=2,29), na unidade não plantada.

Em algumas amostras do efluente foram observados razões de SSV/SST com valores superiores aos observados no esgoto bruto. Deve-se lembrar que os sólidos do afluente têm uma característica diferente dos do efluente, uma vez que estes últimos representam principalmente a biomassa do sistema, cuja composição é afetada pelas condições de carga orgânica nas unidades. Identificou-se também que em alguns dias (6) do período de amostragem, a relação DQO/DBO apresentou valores no efluente inferiores aos observados no esgoto bruto. Esses resultados, também observados por Cota (2011) podem estar relacionados a eventuais desprendimentos da biomassa de microrganismos e sólidos aderidos às partículas do meio filtrante das unidades do SAC.



**Figura 5.16:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das relações SSV/SST observadas

## 5.2.2 Remoção de nutrientes

### 5.2.2.1 Série nitrogenada

Na avaliação de 46 sistemas de alagados construídos componentes do 1º estágio do Modelo Francês, Molle *et al.* (2005) identificaram que as unidades apresentaram eficiências médias de

remoção de NTK de 56%. Segundo esses autores, a eficiência de remoção de NTK esperada para unidades do primeiro estágio que recebem 25-30g de NTK.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> deve ser de aproximadamente 50%.

No presente estudo, as unidades plantada e não plantada receberam taxa de aplicação de NTK com valores médios em torno de 11 a 13 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, bem inferiores ao estabelecido no projeto (de 30 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) (TAB. 5.8). Não foi observada diferença significativa (p=0,219) em relação às concentrações de NTK no esgoto bruto afluente ao alagado construído plantado e ao não plantado, mas foi identificada diferença significativa em relação às concentrações de nitrogênio amoniacal afluentes a essas unidades (p=0,01). Em ambas as unidades, foi aplicado esgoto com concentrações médias de NTK de 32 mg/L (mediana de 33 mg/L). Os esgotos afluentes às unidade plantada e não plantada apresentaram concentrações médias de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de 27 mg/L e 29 mg/L, respectivamente. Como se trata de esgotos brutos, parte do nitrogênio orgânico foi convertida a amônia, pelo processo de amonificação. A comparação da concentração de nitrato no afluente às duas unidades não resultou em diferença significativa (p=0,74), e a concentração média observada em ambos afluentes foi de 0,1 mg de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/L.

**Tabela 5.8** Taxas de NTK aplicadas no sistema de alagados construídos

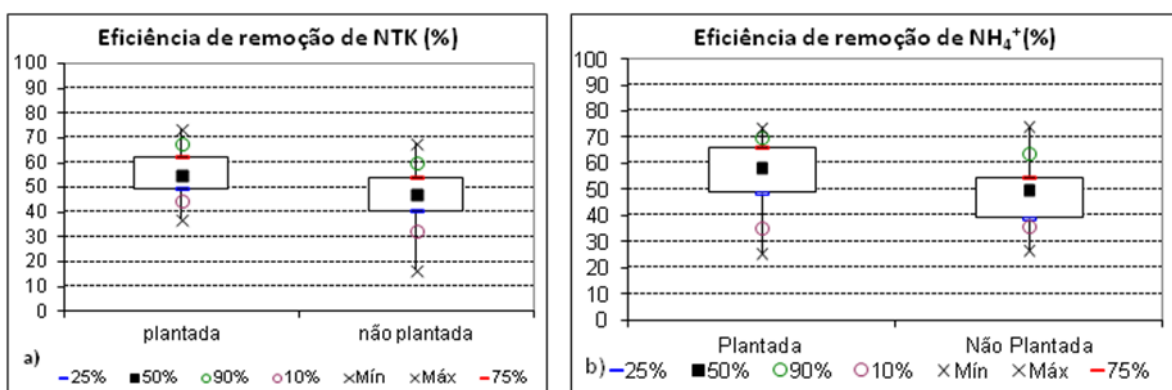
Parâmetro	Taxa de aplicação na unidade plantada (g.m <sup>2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Taxa de aplicação na unidade não plantada (g.m <sup>2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Taxa de aplicação período seco* (g.m <sup>2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Taxa de aplicação período chuvoso* (g.m <sup>2</sup> .d <sup>-1</sup> )
NTK	12	13	13	11

\*média da taxa aplicada nas duas unidades

As estatísticas das concentrações de NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nos efluentes das unidades plantada e não plantada estão apresentadas na TAB. 5.9. Observa-se, no efluente da unidade plantada, valores médios significativamente inferiores de concentrações de NTK (p=0,0007) e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (p=0,001), aos presentes no efluente da unidade não plantada. No alagado construído cultivado com capim tifton 85 a eficiência de remoção de amônia e a de NTK foram superiores às identificadas na unidade plantada. Na comparação com a unidade não plantada, observou-se diferença significativa em relação às eficiências de remoção desses compostos (p=0,01 para nitrogênio amoniacal, e p=0,0053 para NTK) (FIG. 5.17, TAB. 5.10).

**Tabela 5.9:** Resultados das análises estatísticas descritivas das concentrações de NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no efluente das unidades do SAC

Unidade onde foi realizada a amostragem (nº de dados)	Parâmetro	Mínimo (mg/L)	Média (mg/L)	Mediana (mg/L)	Máximo (mg/L)	Percentil 90 (mg/L)	Desvio padrão (mg/L)	Coefficiente de variação
Plantada (28)	NTK	7	14	14	21	17	4	0,26
Não plantada (28)		11	18	18	29	25	5	0,26
Plantada (33)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	5	12	11	32	15	5	0,36
Não plantada (31)		8	15	14	22	20	4	0,24



**Figura 5.17:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das eficiências de remoção de (a) NTK e (b) nitrogênio amoniacal

**Tabela 5.10:** Resultados das análises estatísticas das eficiências de remoção de N-amoniacal e NTK nas unidades do SAC

Unidade onde foi realizada a amostragem (nº de dados)	Parâmetro	Mínima (%)	Média (%)	Mediana (%)	Máximo (%)	Percentil 90 (%)	Desvio padrão (%)	Coefficiente de variação
Plantada (28)	NTK	37	55	55	74	68	10	0,17
Não plantada (28)		16	46	47	68	60	12	0,25
Plantada (33)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	26	56	59	74	70	13	0,2
Não plantada (31)		27	49	50	74	63	11	0,2

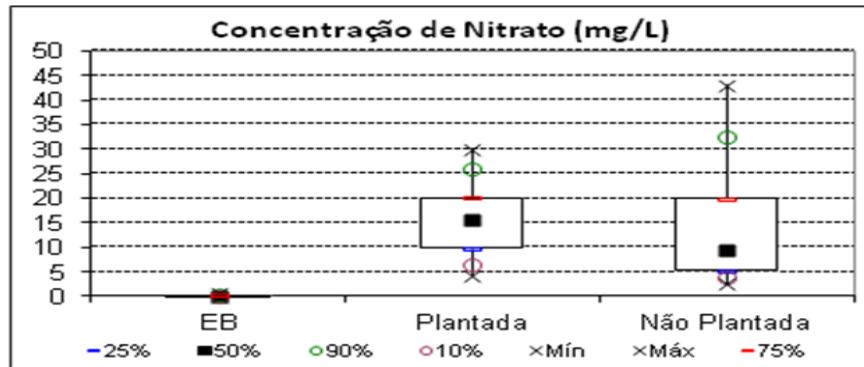
No efluente da unidade plantada foi observada maior concentração média de nitrato, e nessa unidade ocorreu maior consumo de alcalinidade e foram maiores as eficiências de remoção de NTK e nitrogênio amoniacal (TAB. 5.11, FIG. 5.18 e 5.19a). Esses são indícios de ocorrência de maior taxa de nitrificação no alagado construído plantado. A produção média de nitrato correspondeu a 15,8mg/L na unidade plantada, e 13,9mg/L no alagado construído não plantado, mas não observou-se diferença significativa entre os valores de mediana de concentração de nitrato nos efluentes dos alagados construídos ( $p=0,063$ ).

Em média, foram removidos 119mg/L e 115mg/L de alcalinidade na unidade plantada e na não plantada, respectivamente. Segundo Tanner (2001), quando presentes em alagados construídos, as plantas podem ser responsáveis por remover 3-19% do nitrogênio (nas formas de amônia e, principalmente, nitrato). Assim, as plantas podem ter influenciado na maior remoção de amônia no alagado construído cultivado com capim tifton 85 através da absorção desse composto.

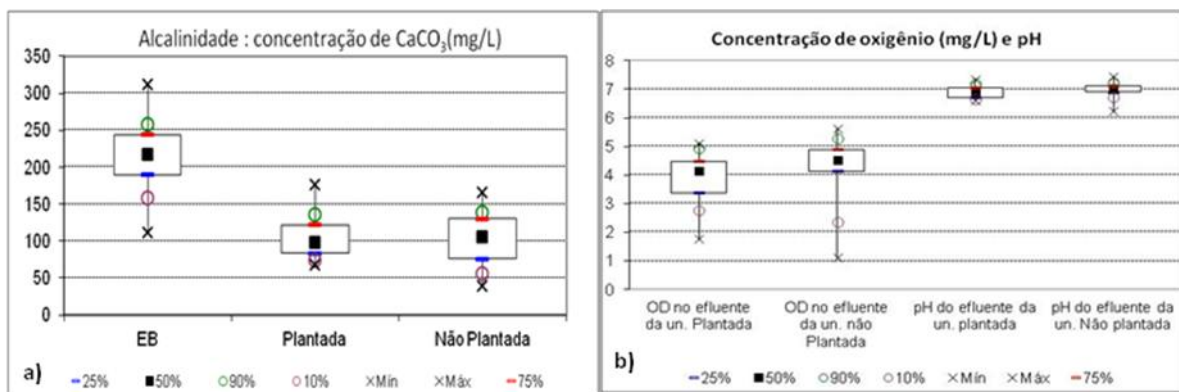
As concentrações de oxigênio dissolvido nos efluentes das unidades apresentaram valores no intervalo de 1,76 mg/L a 5,11 mg/L na unidade plantada (mediana de 4,1mg/L), e de 1,1mg/L a 5,63 mg/L (mediana de 4,5 mg/L) na unidade não plantada (FIG. 5.19b). Observou-se que o pH dos efluentes dessas unidades apresentou valores de média e mediana próximos da neutralidade ( $pH=7,0$ ) (FIG. 5.19b).

**Tabela 5.11:** Resultados das análises estatísticas descritivas das concentrações de  $N-NO_3^-$  no efluente das unidades do SAC

Unidade onde foi realizada a amostragem (n° de dados)	Parâmetro	Mínimo (mg/L)	Média (mg/L)	Mediana (mg/L)	Máximo (mg/L)	Percentil 90 (mg/L)	Desvio padrão (mg/L)	Coefficiente de variação
Plantada (36)	$N-NO_3^-$	4	16	16	30	26	7	0,46
Não plantada (33)		2	14	9	40	32	11	0,82

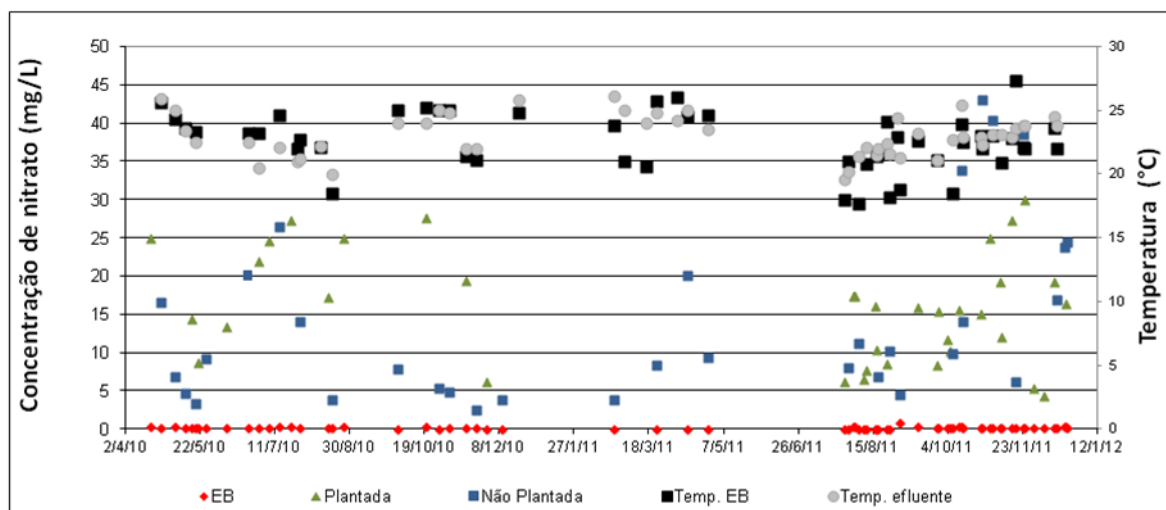


**Figura 5.18:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das concentrações de nitrito



**Figura 5.19:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos da (a) alcalinidade do esgoto bruto e dos efluentes das unidades do SAC e (b) concentrações de OD e pH dos efluentes das unidades

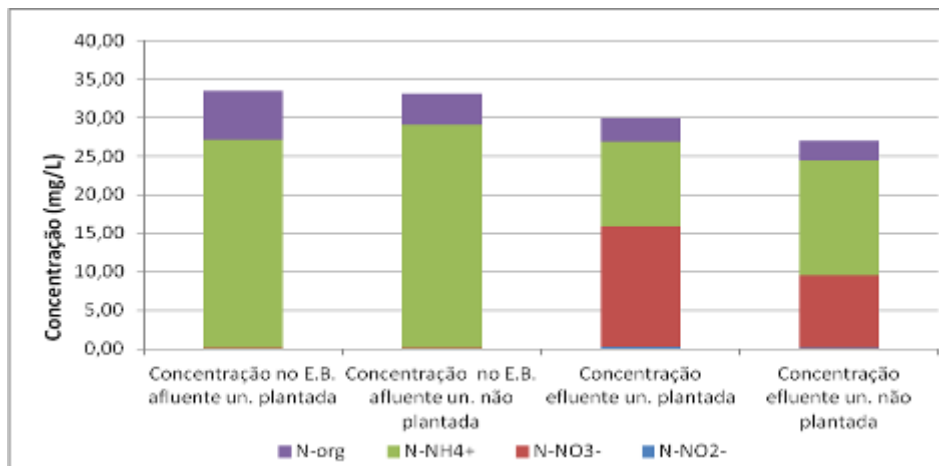
As temperaturas observadas no decorrer do presente estudo apresentaram valores no intervalo de 17°C a 27°C (FIG. 5.20), e assim, associadas às concentrações de oxigênio, aos valores de pH e alcalinidade, contribuíram para a nitrificação nas unidades do SAC.



**Figura 5.20:** Temperaturas e concentrações de nitrato observadas

A distribuição do nitrogênio em todas as condições avaliadas está representada Na FIG. 5.21. Observa-se que a maior parte do nitrogênio presente no esgoto bruto encontra-se na forma de N-amoniacal. Possivelmente isto está relacionado à ocorrência de amonificação prévia do nitrogênio orgânico, no grande sistema de esgotamento sanitário da bacia do ribeirão Arrudas, em BH/MG, o qual apresenta elevado tempo de retenção dos esgotos. Depois de passar pelos filtros, a concentração de N-amoniacal foi reduzida, ao mesmo tempo em que se observa o aumento da concentração de nitrato, forte indício da ocorrência de nitrificação, em todos os filtros investigados. Considerando os dados obtidos para a série nitrogenada, pode-se afirmar que a nitrificação foi a principal responsável pela remoção da amônia da massa líquida.

Na comparação entre os alagados construídos do SAC, observa-se que a remoção de nitrogênio total (soma de  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  e nitrogênio orgânico) foi maior no alagado construído não plantado. O fato de que o balanço de nitrogênio total (entre entrada e saída) nunca se fechou em zero, é indício da ocorrência de desnitrificação nas unidades. A ocorrência desse processo também é descrita em outros estudos realizados em *wetlands* de escoamento vertical, como os realizados por Platzer *et al.* (2007), Weedon (2010), Zurita *et al.* (2009) e Langergraber *et al.* (2009). A maior desnitrificação na unidade não plantada pode estar associada a criação de mais zonas anóxicas nesse alagado construído do que no plantado, visto que neste último deve ocorrer aporte de oxigênio também através das raízes das plantas.

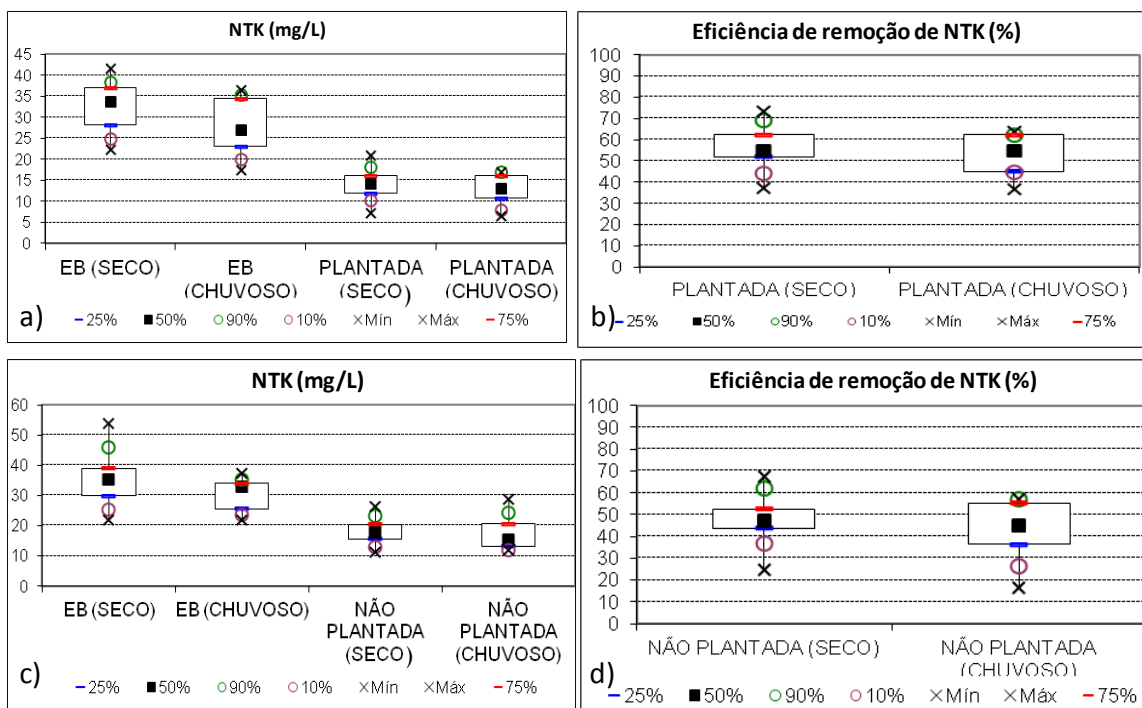


**Figura 5.21:** Distribuição das formas de nitrogênio nos afluentes e efluentes das unidades plantada e não plantada

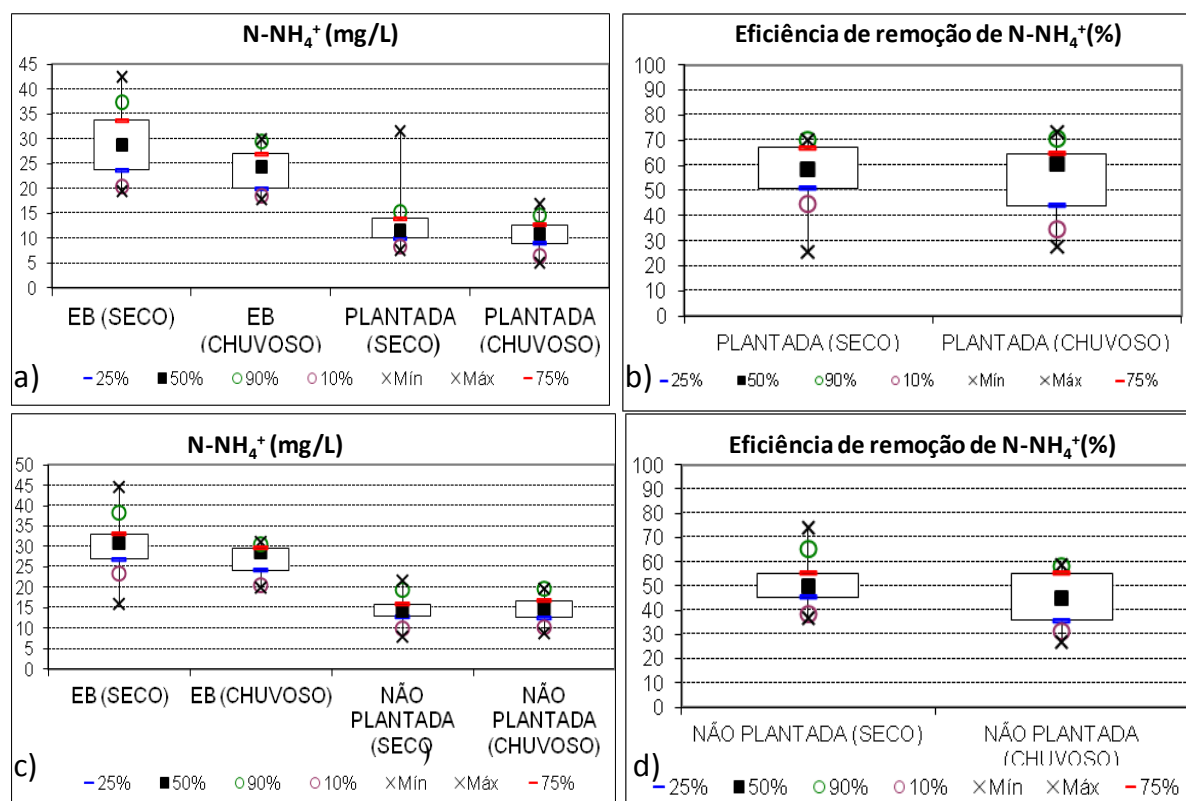
Torrens *et al.* (2009b) compararam a eficiência de remoção de NTK e de nitrogênio amoniacal em sistemas alagados construídos com mesmas configurações, exceto a profundidade (alguns possuíam 25cm de meio filtrante, outros, 65cm). Os autores observaram que nas unidades mais profundas o tempo de detenção hidráulico foi de 6h, enquanto nas mais rasas foi de 3h. Nas unidades que apresentaram os maiores tempos de detenção hidráulica foram identificadas as melhores eficiências de remoção de NTK e nitrogênio amoniacal, visto que nessas foi propiciado maior tempo de contato entre os compostos e as bactérias.

Molle *et al.* (2006) observaram que, unidades que operam recebendo maior volume de água residuária em cada batelada, e com maiores intervalos entre elas, propiciam o aporte de maior quantidade de oxigênio, o que contribui para as aumentar a nitrificação.

Os valores de fatores que interferem na nitrificação (temperatura, concentração de oxigênio, pH e alcalinidade) obtidos nas coletas do período seco foram comparados com os registrados no período chuvoso, e observou-se diferença significativa apenas em relação à temperatura do efluente das unidades. Na estação chuvosa as temperaturas foram significativamente maiores ( $p= 0,007$ ) e estiveram com 2°C a mais do que no período seco. Entretanto, esse aumento de temperatura não resultou na elevação das taxas de nitrificação das unidades do SAC, e as concentrações efluentes de NTK e amônia, e as eficiências de remoção desses compostos, não foram significativamente diferentes no período seco e no chuvoso (FIG.5.22 e FIG. 5.23).



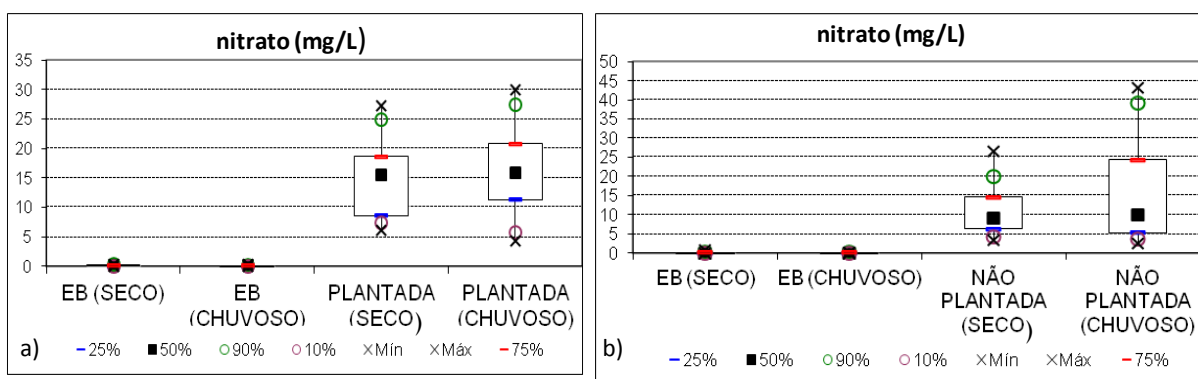
**Figura 5.22:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das (a e b) concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção de NTK na unidade plantada, (c e d) concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção de NTK na unidade não plantada



**Figura 5.23:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das (a e b) concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção de NTK na unidade plantada, (c e d) concentrações afluentes e efluentes e eficiências de remoção de NTK na unidade não plantada



Na FIG. 5.24 são apresentados gráficos box-plot resultantes para as concentrações de nitrato nos alagados construídos, nos períodos seco e chuvoso. Também não foi identificada diferença significativa em relação à concentração de nitrato produzida, em ambas as unidades, nas duas estações analisadas. Prochaska *et al.* (2007) avaliaram a influência da sazonalidade no desempenho de alagados construídos de escoamento vertical e fluxo intermitente que recebiam água residuária com média de 0,02mg/L ( $\pm 0,008$ ) de nitrato e 49mg/L ( $\pm 1,47$ ) de NT. Os autores observaram a ocorrência de maior produção de nitrato (média de 42mg/L) no verão, quando as temperaturas da água residuária aplicada a unidade avaliada apresentou valores superiores a 20°C. No inverno, a temperatura do afluente variou entre 5-15°C, sendo observadas concentrações médias de 37mg/L. Segundo Cooper *et al.* (1996), a temperatura mínima para a produção de nitrato é de 4-5°C.



**Figura 5.24:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das a) concentrações afluentes e efluentes de nitrato na unidade plantada, e b) concentrações afluentes e efluentes de nitrato na unidade não plantada

### 5.2.2.2 Fósforo Total

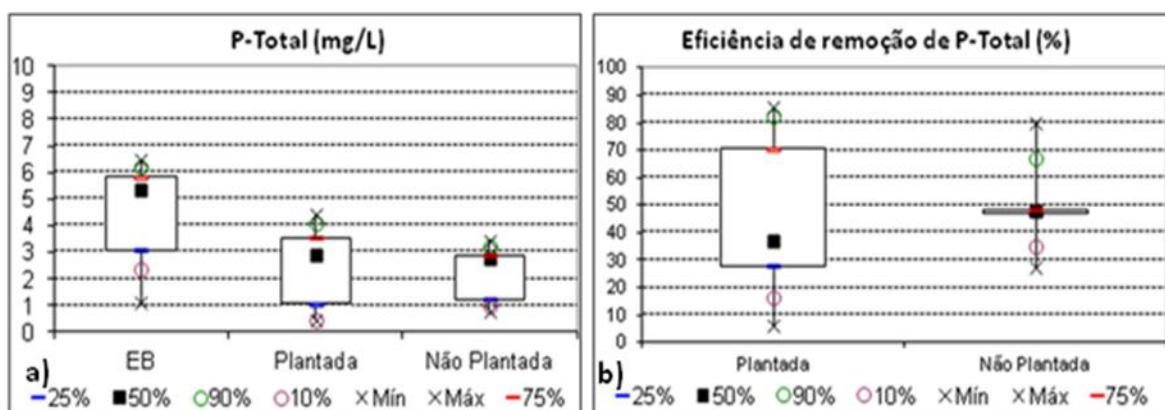
Devido a erros identificados em etapas empregadas nas análises de concentração de fósforo total, os resultados obtidos no período de julho a outubro de 2011 foram descartados. Assim, os dados apresentados na dissertação são referentes aos resultados das análises realizadas em novembro e dezembro de 2011, o que inviabilizou a avaliação da influência da sazonalidade na remoção e concentração do fósforo total. As concentrações médias de fósforo observadas no esgoto doméstico afluente às duas unidades apresentaram valores correspondentes ao da faixa típica descrita na literatura de 4 a 15mg de P-Total/L (conforme descrito em von Sperling (2005)).

Os resultados das análises estatísticas descritivas das concentrações de fósforo total estão apresentados (TAB. 5.12). Observou-se, no esgoto bruto afluente à unidade plantada,

concentrações médias de fósforo total de 4,2 mg/L (mediana 4,2 mg/L), enquanto no afluente da unidade não plantada os valores identificados foram de 4,9 mg/L (mediana 5,5 mg/L). A comparação entre as concentrações desse composto nos efluentes da unidade plantada e não plantada, não resultou em diferença significativa ( $p=0,37$ ). Observou-se maior variação na eficiência de remoção de fósforo total na unidade plantada (FIG. 5.25), mas apesar disso, não se identificou diferença significativa entre as eficiências de remoção das duas unidades do SAC ( $p=0,46$ ). As médias de remoção de fósforo foram de 45% e 50%, nos alagados construídos plantado e não plantado, respectivamente.

**Tabela 5.12:** Resultados das análises estatísticas descritivas de concentração de fósforo total

Ponto de amostragem (n° de dados)	Parâmetro	Mínimo (mg/L)	Média (mg/L)	Mediana (mg/L)	Máximo (mg/L)	Percentil 90 (mg/L)	Desvio padrão (mg/L)	Coefficiente de variação
Esgoto bruto (11)	P-total	1,1	4,5	5,3	6,5	6,1	1,8	0,40
Unidade plantada do SAC (6)	P-total	0,5	2,5	2,9	4,4	4,2	1,7	0,67
Unidade não plantada do SAC (5)	P-total	0,8	2,2	2,8	3,4	3,1	1,1	0,51



**Figura 5.25:** Box-plot com as medianas, percentis (10% e 90%), e valores mínimos e máximos das (a) concentrações de fósforo total e (b) eficiência de remoção de fósforo total

Prochaska *et al.* (2007) avaliaram o desempenho de alagados construídos de escoamento vertical e fluxo intermitente, com meio filtrante de areia ou areia + dolomita, que operaram com diferentes taxas de aplicação hidráulica ( $0,08$  a  $0,17\text{m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ). Esses autores observaram eficiência de 39% a 64% de remoção de orto-fosfato nas unidades, as quais

recebiam água residuária com média de 8,18 mg de orto-fosfato/L, mas não detectaram maior remoção no solo de areia + dolomita, apesar de Arias *et al.* (2001) terem mostrado que a presença de minerais como o cálcio no meio filtrante pode contribuir para a maior precipitação de fósforo.

Diferentemente do fósforo orgânico, o fósforo na sua forma dissolvida (orto-fosfato) encontra-se diretamente disponível para absorção pelas plantas e adsorção no leito filtrante. Assim, os mecanismos responsáveis pela remoção de fósforo total (orgânico + dissolvido) avaliado nos alagados construídos do presente estudo, podem estar relacionados, além da remoção do ortofosfato, à sedimentação de sólidos que possuem fósforo orgânico em sua constituição. Segundo Prochaska *et al.* (2007) e Vymazal (1998), a adsorção do fósforo dissolvido nas partículas do leito filtrante, bem como a absorção desse íon pelas plantas, ocorre até que se atinja a saturação dos sítios de adsorção do meio filtrante e da absorção pelas plantas. Assim, esses mecanismos não contribuem para que seja mantida a remoção de fósforo, por um longo período. Esse fato acarretou no aumento da concentração de fósforo no efluente do SAC avaliado por Prochaska *et al.* (2007), após 8 meses de estudo.

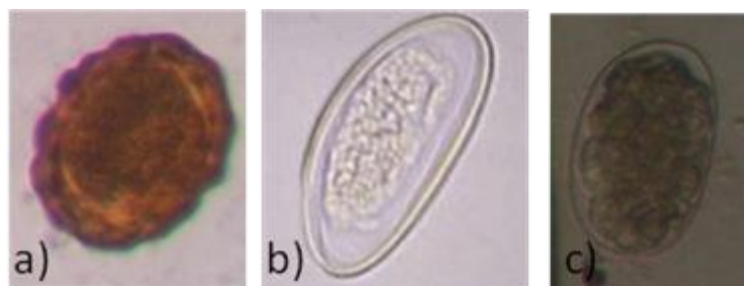
### **5.2.3 Remoção de ovos de helmintos e de bactérias indicadoras de contaminação fecal**

A medida de tendência central da concentração dos organismos em estudo foi adotada considerando as ordens de magnitude de suas variações (VON SPERLING, 2001). Como as concentrações de coliformes totais e *E. coli* apresentaram uma grande variação, e um único valor extremamente elevado aumentaria significativamente a média aritmética, optou-se como medida de tendência central para microrganismos a média geométrica. A medida de tendência central adotada para helmintos, considerando que houve uma variação menor em sua ordem de magnitude, foi a média aritmética. Para os cálculos de eficiência de remoção das bactérias indicadoras de contaminação fecal e de ovos de helmintos, utilizou-se a média aritmética obtida a partir dos resultados de concentração obtidos nas análises do esgoto bruto e dos efluentes das unidades do Sistema de Alagados Construídos.

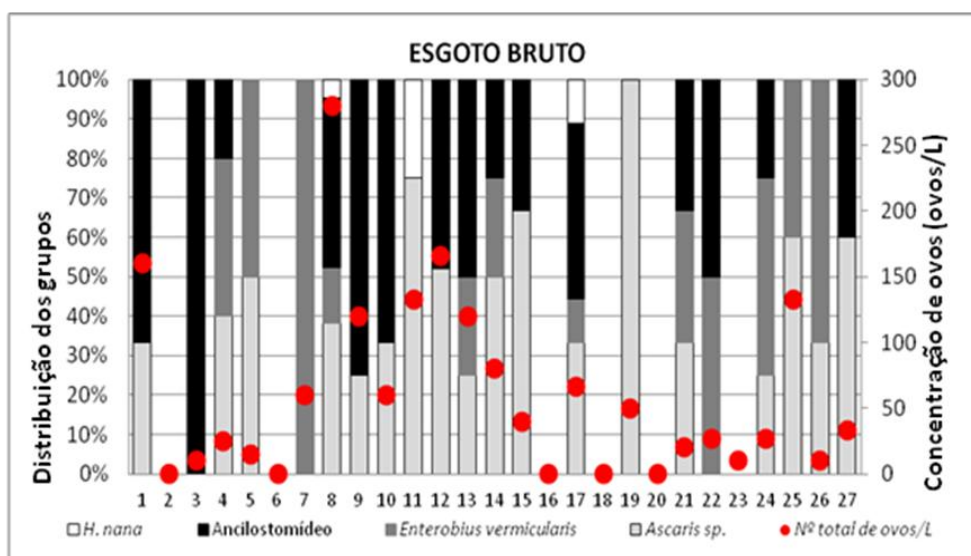
#### **5.2.3.1 Ovos de helmintos**

Os ovos de *Ascaris* sp. (FIG. 5.26a), de *Enterobius vermicularis* (FIG. 5.26b) e de Ancilostomídeos (FIG. 5.26c) foram os encontrados com maior frequência nas amostras de esgoto bruto. Nessas, as concentrações de ovos de helmintos variaram de 0 a 280 ovos/L

(média de 61 ovos/L) (FIG. 5.27). Na TAB. 5.13 são apresentadas as estatísticas descritivas de concentrações de ovos de helmintos observadas nas amostras coletadas do esgoto e das unidades do SAC.



**Figura 5.26:** Registros fotográficos de exemplares dos ovos encontrados com maior frequência: a) *Ascaris* sp., b) *Enterobius vermicularis*, c) Ancilostomídeo

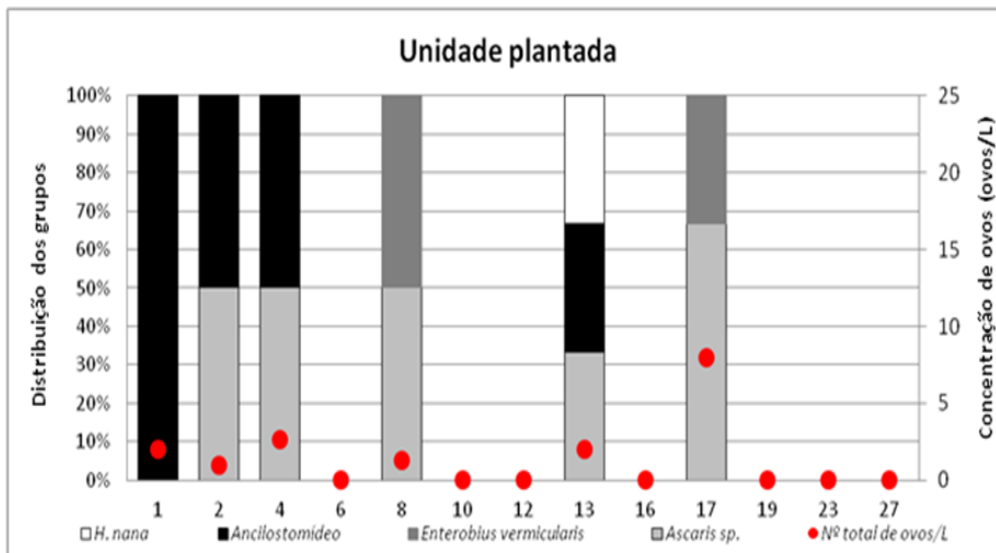


**Figura 5.27:** Gráfico da concentração e da distribuição de cada grupo de ovos de helmintos nas amostras de esgoto bruto

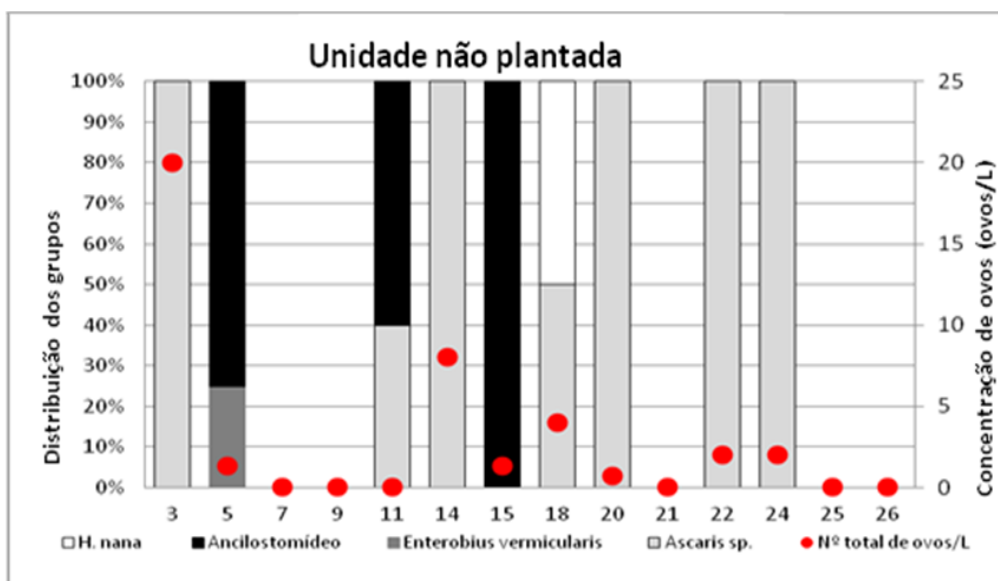
**Tabela 5.13:** Resultados das análises estatísticas descritivas de concentração de ovos de helmintos

Ponto de amostragem (nº de dados)	Parâmetro	Mínimo (mg/L)	Média (mg/L)	Mediana (mg/L)	Máximo (mg/L)	Percentil 90	Desvio padrão	Coefficiente de variação
Esgoto bruto (27)	Ovos de helmintos	0	61	33	280	144	68	1,1
Efluente da unidade plantada do SAC (13)	Ovos de helmintos	0	1	0	8	3	2	1,7
Efluente da unidade não plantada do SAC (14)	Ovos de helmintos	0	4	1	20	9	6	1,6

Observou-se, em média, menor concentração de ovos de helmintos no efluente da unidade plantada. Nos efluentes de ambas as unidades do sistema de alagados construídos, ovos de *Ascaris* sp. e de Ancilostomídeos foram os encontrados em maior quantidade (FIG. 5.28 e FIG. 5.29).



**Figura 5.28:** Gráfico da concentração e da distribuição de cada grupo de ovos de helmintos nas amostras de efluente da unidade plantada



**Figura 5.29:** Gráfico da concentração e da distribuição de cada grupo de ovos de helmintos nas amostras de efluente da unidade não plantada

Nos efluentes das unidades plantada e não plantada o número médio de ovos encontrados foi de 1 ovo/L e 4 ovos/L, respectivamente. Na maioria das amostras dos efluentes dessas

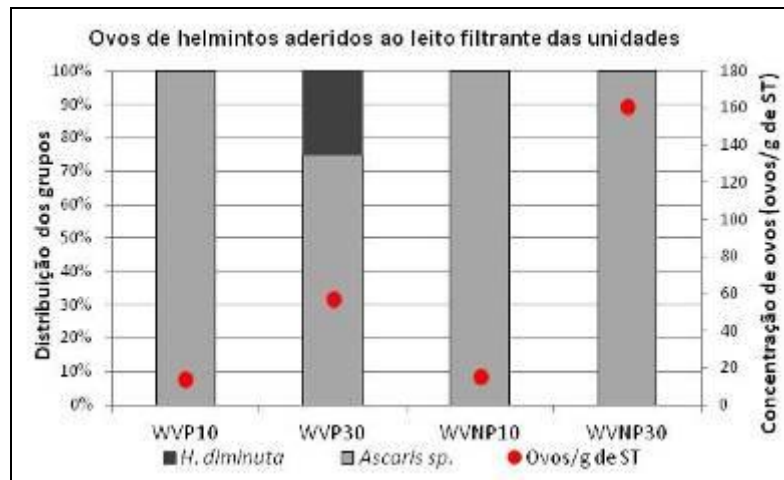
unidades, a concentração de ovos foi baixa, e em 21 dos 27 dias analisados, observou-se elevada eficiência de remoção. Na unidade plantada, a eficiência média de remoção de ovos de helmintos foi de 97% e na unidade não plantada, de 96%. Observou-se a remoção de 100% dos ovos que entraram no sistema em 39% das amostras analisadas na unidade plantada e em 36% das avaliadas na unidade não plantada. Em 5 dos dias analisados foram identificadas eficiências negativas de remoção e no 16º dia de amostragem não foram observados ovos de helmintos no afluente e no efluente da unidade não plantada. Há que se destacar, no entanto, que a contagem “zero” não garante que o efluente final das unidades do sistema de alagados construídos esteja completamente livre de ovos de helmintos, tendo em vista que, com a metodologia de quantificação utilizada (BAILENGER modificado, por Ayres & Mara (1996)), os ovos que apresentam densidade superior à da solução de sulfato de zinco (com densidade de 1,18), utilizada na análise, não são recuperados.

Koottatep *et al.* (2001), Koottatep *et al.* (2004) e Kengne *et al.* (2010) estudaram a remoção de ovos de helmintos em SACs de escoamento vertical, os quais foram construídos para tratar efluente de tanque séptico com elevadas concentrações desses organismos (em média de 80 a 10.000 ovos/L). Os materiais filtrantes utilizados nesses SACs foram areia (Kengne *et al.*, 2010), e areia+cascalho (Koottatep *et al.* (2001), Koottatep *et al.* (2004)), os quais apresentam porosidade (30-40%) menor do que a das britas 0, 1 e 3 utilizadas no SAC da ETE-Arrudas. Koottatep *et al.* (2001), Koottatep *et al.* (2004) e Kengne *et al.* (2010) não observaram ovos de helmintos nos efluentes das unidades, o que indica que nesses SACs a eficiência de remoção foi maior do que no avaliado na presente pesquisa. Esse fato está relacionado à menor porosidade nos meios utilizados nas SACs empregadas para tratar efluente de tanque séptico. Assim, essas SACs, devem operar com menores velocidades da água residuária afluente e maiores tempos de detenção, o que contribui para maior sedimentação e interceptação dos ovos.

Nas avaliações exploratórias do conteúdo de ovos no substrato aderido à brita do meio filtrante das unidades plantada e não plantada, foram identificadas elevadas densidades de ovos. A concentração de ovos de helmintos foi maior na profundidade de 30cm do que na de 10cm, em ambas unidades, conforme apresentado na TAB. 5.14. Estavam presentes nas amostras ovos de *Ascaris* sp. e de *Hymnolepsis diminuta* (FIG. 5.30).

**Tabela 5.14:** Concentração de ovos de helmintos retidos no leito filtrante das unidades do SAC

Unidade onde a amostra foi coletada (profundidade)	Concentração de ovos (ovos/g de ST)
Unidade Plantada (10cm)	14
Unidade Plantada (30cm)	57
Unidade Não Plantada (10cm)	15
Unidade Não Plantada (30cm)	160



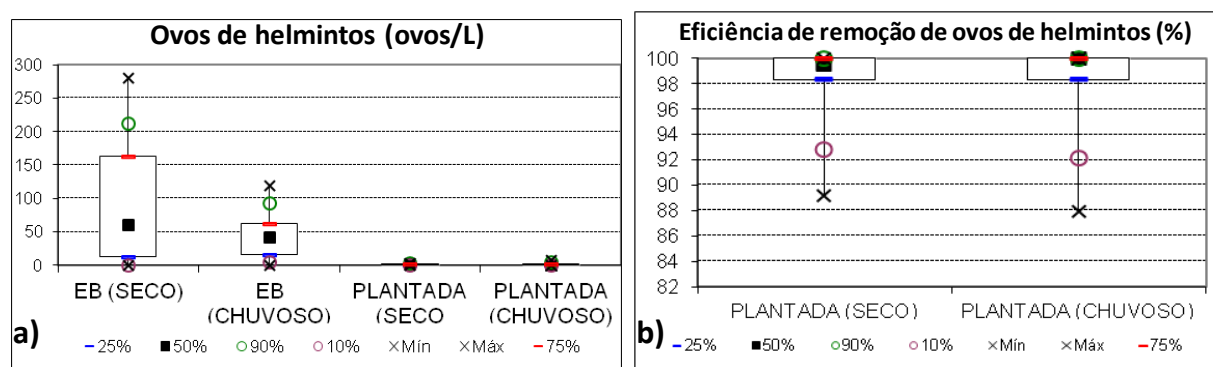
**Figura 5.30:** Gráfico da concentração e da distribuição de cada grupo de ovos de helmintos nas amostras de substrato

Ovos de helmintos retidos no meio filtrante foram também observados nos estudos de Kengne *et al.* (2010) e Koottatep *et al.* (2004). As concentrações medias identificadas por Kengne *et al.* (2010) foram de 79 ovos/g ST sendo destes, 73% correspondentes à *Ascaris sp.* Koottatep *et al.* (2004) identificaram maior concentração de ovos de helmintos em menores profundidades dos leitos filtrantes em operação (80 a 127 ovos a 15cm da superfície do filtro, e 33 a 40 ovos a 45cm). Essa diferença em relação aos resultados observados no presente estudo, pode ser atrelado ao fato de os primeiros centímetros do meio filtrante das unidades avaliadas por Koottatep *et al.* (2004) ser composto por material (areia) com granulometria menor do que a presente nas unidades do SAC da ETE-Arrudas.

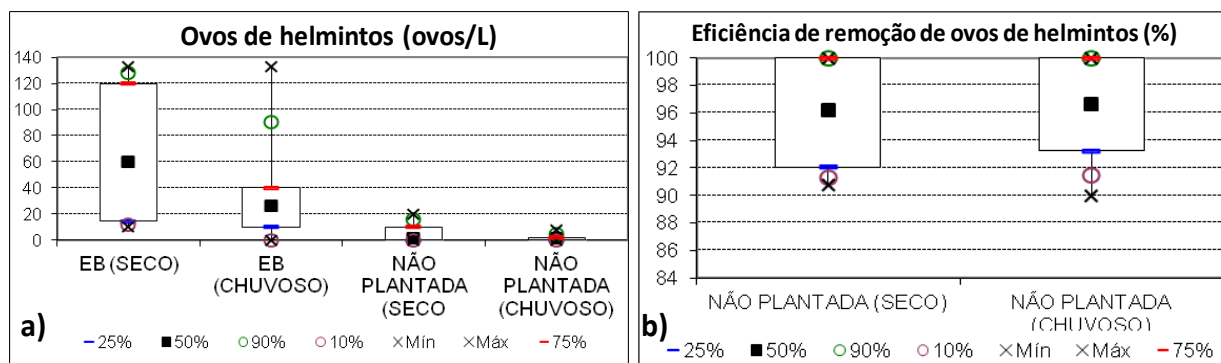
A sazonalidade não influenciou na concentração de ovos de helmintos afluentes ao sistema de alagados construídos (FIGs. 31a e 32a). Além disso, as eficiências de remoção (FIGs. 5.31b e 22b) e as concentrações efluentes desses organismos foram similares no período seco e

chuvoso (FIGs. 5.31a e 32a). Esses resultados estão de acordo com o observado por Kengne *et al.* (2010) e Koottatep *et al.* (2004), que identificaram 100% de remoção de ovos de helmintos em todas as amostras coletadas em sistemas de alagados construídos monitorados ao longo de um ano (KENGNE *et al.*, 2010) e sete anos (KOOTTATEP *et al.*, 2004).

Na comparação das medianas entre os afluentes, e entre os efluentes das unidades plantada e não plantada, entre os afluentes, e entre os efluentes das unidades nos período seco e chuvoso, não foram evidenciadas diferenças significativas. O mesmo ocorreu para a comparação das eficiências das unidades, e das obtidas nos diferentes períodos.



**Figura 5.31:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das (a) concentrações e (b) eficiência de remoção de ovos de helmintos observados na unidade plantada



**Figura 5.32:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das (a) concentrações e (b) eficiência de remoção de ovos de helmintos observados na unidade não plantada

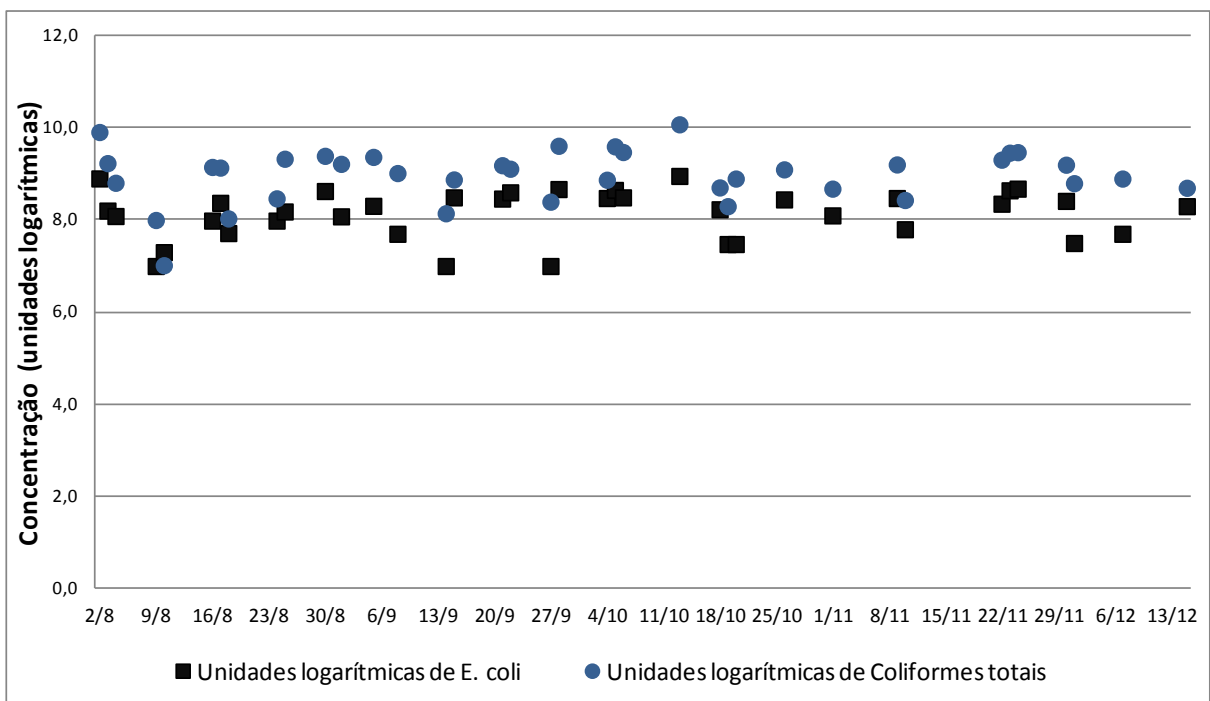
### 5.2.3.2 Bactérias indicadoras de contaminação fecal

Ao longo dos meses de estudos (agosto a dezembro de 2011) foram observadas no esgoto bruto elevadas concentrações de bactérias indicadoras de contaminação fecal (FIG. 5.33). As médias geométricas de concentração de *E.coli* foram de  $1,33 \times 10^8$  NMP/100mL, e as de

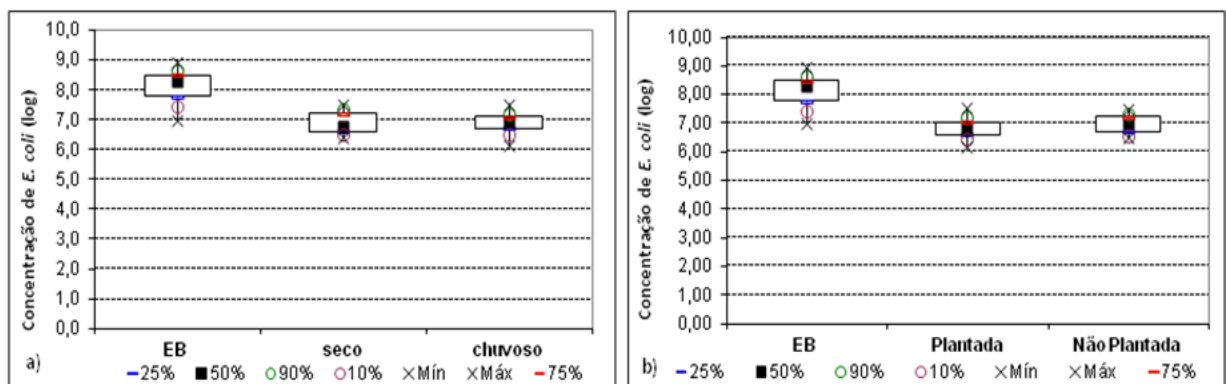


Coliformes totais apresentaram valores de  $1,30 \times 10^9$  NMP /100mL. A partir dos gráficos Box-Plot presentes na FIG. 5.34, é possível identificar pequena diferença entre os valores máximo e mínimo de *E. coli* no esgoto bruto, e observa-se que as faixas de valores encontradas estão dentro das típicas referenciadas na literatura (de  $10^6$ - $10^9$  org./100mL) (VON SPERLING, 2005).

Não se observou diferença significativa entre a concentração de *E. coli* e Coliformes totais encontradas no esgoto bruto afluente à unidade plantada e na não plantada, bem como na comparação da eficiência entre as duas unidades também não foi identificada diferença significativa (TAB. 5.15).



**Figura 5.33:** Concentração de coliformes totais e *E. coli* no esgoto bruto



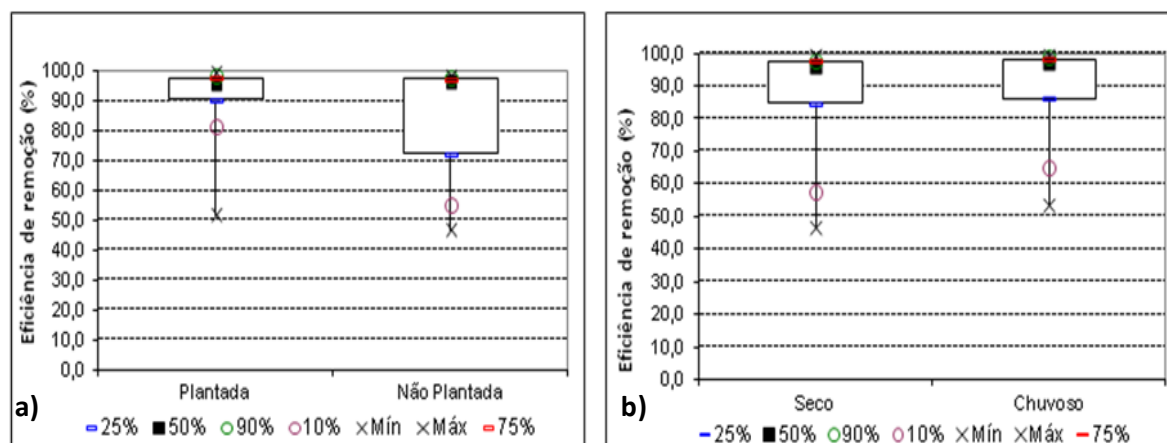
**Figura 5.34:** Box-plot com as medianas, percentis (10% e 90%), e valores mínimos e máximos das concentrações de *E. coli*

Nos dois períodos analisados, e nas unidades plantada e não plantada, a remoção de *Escherichia coli* e de Coliformes totais variou entre 1 a 2 unidades logarítmicas. Eficiências de remoção desses organismos na ordem de 0,5 a 2 unidades logarítmicas foram observadas por Zurita *et al.* (2009), Torrens *et al.* (2009a) e Arias *et al.* (2003). Na unidade plantada, a eficiência média de remoção de *E. coli* apresentou valor de 90%, mínimo de 52% e máximo de 99,7% (FIG. 5.35a). Já na unidade não plantada, em média 84,7% das bactérias *E. coli* afluentes foram removidas, sendo a eficiência mínima correspondente a 47% e a máxima a 98% (FIG. 5.35a). A eficiência média de remoção de *E. coli* no período seco foi de 87,2% e variou entre 47 e 99,7% (FIG. 5.35b). No período chuvoso observou-se eficiência média de remoção com valor de 89%, com eficiência mínima de 53,3% e máxima de 99,5% (FIG. 5.35b). No entanto, deve-se lembrar que a análise da sazonalidade, neste caso, foi prejudicada pelo fato de a amostragem ter sido feita apenas ao longo de cinco meses.

A presença de plantas e/ou a temperatura não influenciaram a remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal no presente estudo e nos avaliados na literatura, de Zurita *et al.* (2009), Torrens *et al.* (2009a) e Arias *et al.* (2003). Através dos resultados apresentados por Stevik *et al.* (1999) e Sleytr *et al.* (2007), observa-se que o principal fator que contribui para o aumento da eficiência de remoção desses microrganismos nos alagados construídos de escoamento vertical são a porosidade do meio filtrante, a capacidade de adsorção dos grãos do meio filtrante e o tempo de detenção hidráulica. As maiores eficiências de remoção de *E. coli* foram identificadas nos alagados construídos de escoamento vertical, com meio filtrante constituído de carvão ativado, estudados por Stevik *et al.* (1999). Esses alagados construídos possuíam meio filtrante com 80cm de profundidade, foram operados com TAH de 0,025m/d, e receberam água residuária com  $10^8$ -  $10^9$  NMP de *E. coli*/ 100mL. Os autores não identificaram a presença de *E. coli* no efluente dessas unidades, as quais apresentaram assim, eficiência de remoção de 100%.

**Tabela 5.15:** Resultados das análises estatísticas realizadas com dados de concentração e eficiência de remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal

Parâmetros (Nº de dados) comparados		Resultado teste estatístico Mann-Whitney
Concentração de <i>E. coli</i> afluyente na unidade plantada (22)	Concentração de <i>E. coli</i> afluyente na unidade não plantada (16)	0,84
Unidades log de <i>E. coli</i> removidas na unidade plantada (22)	Unidades log de <i>E. coli</i> removidas na unidade não plantada (16)	0,53
Concentração de <i>E. coli</i> afluyente no período seco (20)	Concentração de <i>E. coli</i> afluyente no período chuvoso (18)	0,25
Unidades log de <i>E. coli</i> removidas no período seco (20)	Unidades log de <i>E. coli</i> removidas no período chuvoso (18)	0,15
Concentração de coliformes totais afluyente na unidade plantada (22)	Concentração de coliformes totais afluyente na unidade não plantada (16)	0,77
Unidades log de coliformes totais removidas na unidade plantada (22)	Unidades log de coliformes totais removidas na unidade não plantada (16)	0,64
Concentração de coliformes totais afluyente no período seco (20)	Concentração de coliformes totais afluyente no período chuvoso (18)	0,79
Unidades log de coliformes totais removidas no período seco (20)	Unidades log de coliformes totais removidas no período chuvoso (18)	0,20



**Figura 5.35:** Box-plot com as medianas, percentis (10%, 25%, 75% e 90%), e valores mínimos e máximos das eficiências de remoção de *E. coli*

Os dados de concentração média de *E. coli* encontrados no esgoto bruto e no efluente das unidades, bem como de taxa de aplicação hidráulica foram utilizados para cálculo do coeficiente de remoção de *E. coli*. Foram observados valores similares em todas as condições analisadas, conforme pode ser observado na TAB. 5.16.

**Tabela 5.16:** Constante de remoção de *E. coli* nas diferentes condições estudadas

	Unidade Plantada	Unidade Não plantada	Período seco	Período chuvoso
Coeficiente de remoção de bactérias K (m/d)	1,24	1,19	1,20	1,23

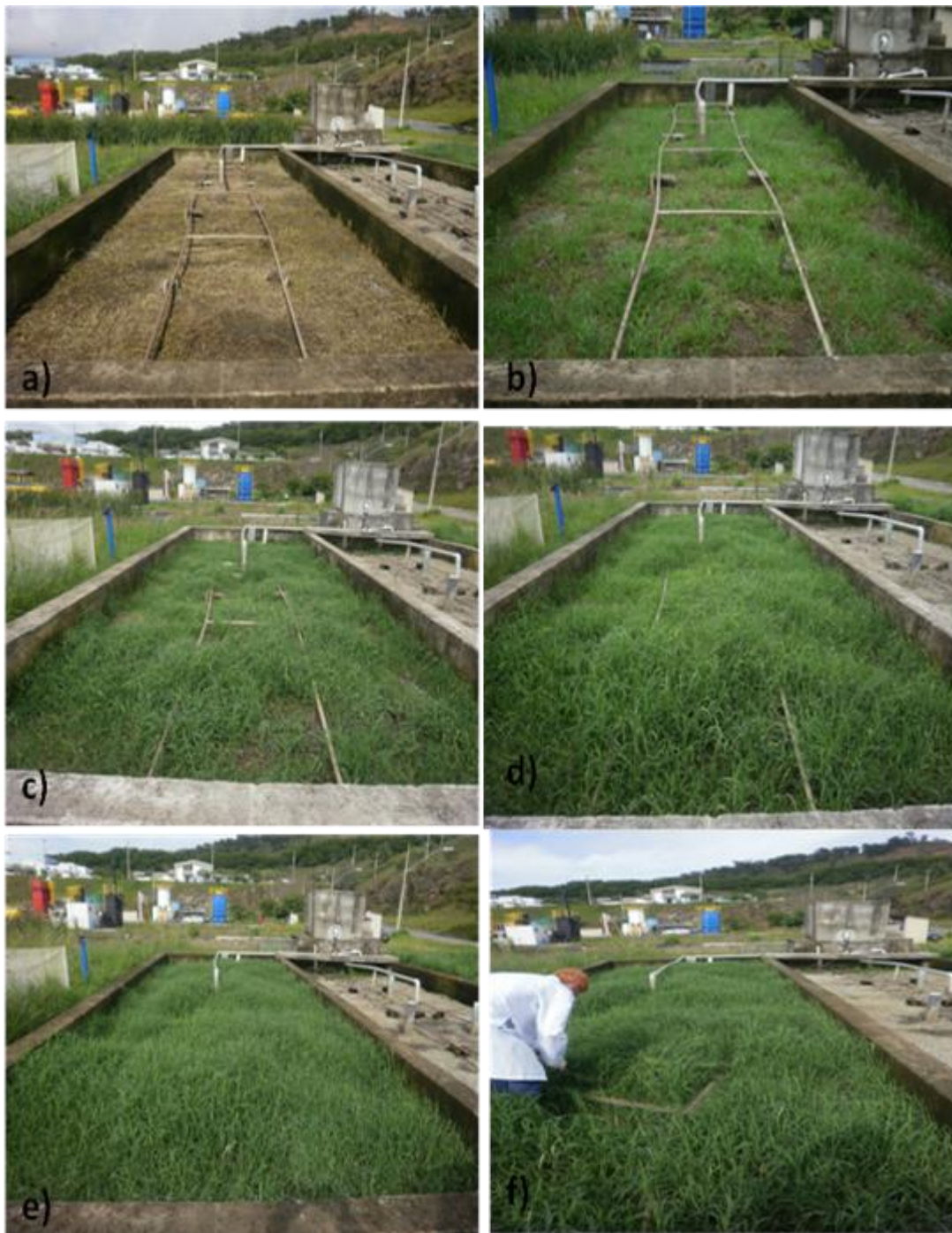
Arias *et al.* (2003) analisou um sistema de tratamento de esgoto doméstico, composto pelas seguintes unidades construídas e operadas em série:

tanque de sedimentação → alagado construído (A) de escoamento vertical de 1m de profundidade e área de 5m<sup>2</sup>, preenchido com 0,8m de brita (0-2mm de diâmetro) e camada de drenagem de 0,2m de cascalho (8-16mm) → três filtros de calcita → alagado construído (B) de escoamento vertical de 1m de profundidade e área de 10m<sup>2</sup>, preenchido com 0,8m de brita (0-2mm de diâmetro) e camada de drenagem de 0,2m de cascalho (8-16mm).

O sistema recebeu afluente com concentrações de coliformes totais de 10<sup>7</sup> UFC/100mL. A primeira unidade de alagado construído (A) foi operada com TAH de 0,52 a 1,37 m.d<sup>-1</sup>, enquanto na segunda (B), a TAH foi de 0,26 a 0,69 m.d<sup>-1</sup>. O alagado construído A removeu 1,7 unidades logarítmicas de coliformes totais e apresentou k=3,2 m/d, e o alagado construído B removeu 0,5 a 1,1 unid. logarítmicas, tendo sido observado k= 0,58 m/d.

### **5.3 Produtividade e capacidade de extração de fósforo e nitrogênio pelo Capim Tifton 85**

O crescimento do capim tifton 85 cultivado na SAC plantada foi acompanhado ao longo de 30 dias. Esse período constituiu-se do intervalo de tempo entre o dia 21/11/2011 (no qual foi realizada uma poda) até o dia 21/12/2011 (data da amostragem de exemplares dessa planta para análises de produtividade e capacidade de extração nitrogênio e fósforo). A FIG. 36 apresenta, em sequência, registros fotográficos realizados semanalmente, ao longo dos 30 dias. Observou-se o aumento homogêneo do capim tifton 85 em toda a unidade durante o tempo de monitoramento, não detectou-se stress fisiológico, e as plantas apresentaram morfologia semelhante as características típicas descritas por ALVIM *et al.* (1998).



**Figura 5.36:** Unidade plantada. a) 1ª semana de monitoramento, b) 2ª semana de monitoramento, c) 3ª semana de monitoramento, d) 4ª semana de monitoramento, e-f) 5ª semana de monitoramento, a qual correspondeu à semana da amostragem do capim tifton 85 (foto f)

Os exemplares de capim tifton 85 não floresceram ao longo das 4 semanas, e nesse período observou-se o crescimento, em pequena quantidade, de outras espécies de vegetais no SAC (FIG. 5.37).



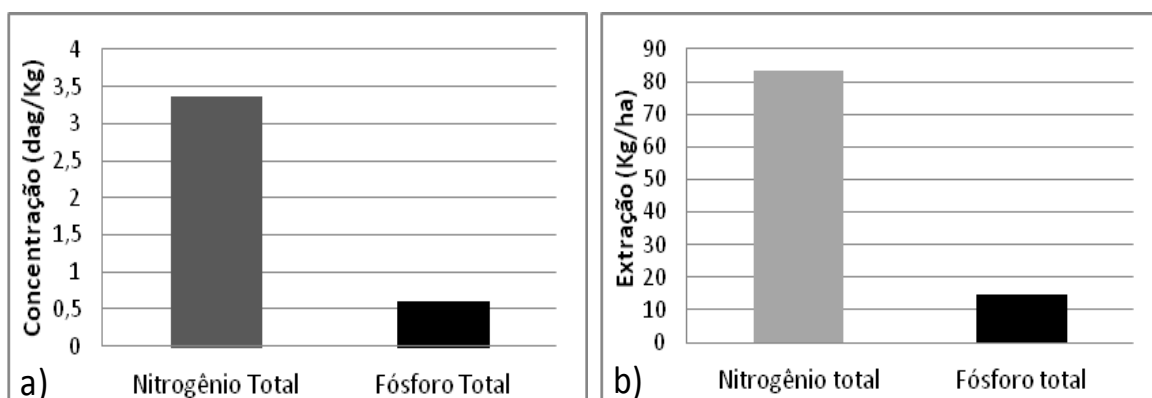


**Figura 5.37:** Presença de outras espécies de plantas ( indicadas nos círculos vermelhos) na unidade cultivada com capim tifton 85

A partir da biomassa coletada, calculou-se a produtividade média mensal do capim tifton 85, a qual resultou em 0,245 kg de matéria seca/m<sup>2</sup> (2,45 ton. de matéria seca/ha). A partir desse valor, estima-se que a produtividade anual do capim tifton 85 no alagado construído seja de 2kg de matéria seca/m<sup>2</sup>.ano (29,4 ton. de matéria seca/ha.ano). O sistema de alagados construídos de escoamento vertical estudado por Kengne *et al* (2010), recebeu efluente de tanque séptico com 1000mg NTK/L do afluente. Dentre as unidades do sistema, em três cultivou-se *Cyperus papyrus* e nas outras três, *Echinochloa pyramidalis*. A produtividade média dessas plantas foi de 7 kg de matéria seca/m<sup>2</sup>.ano, valor superior ao da produtividade do capim tifton 85, possivelmente em função da maior disponibilidade de nutrientes fornecido para essas macrófitas. Em estudos sobre a capacidade de extração de nutrientes por Capim tifton 85 em alagados construídos de escoamento horizontal, Matos *et al.* (2009), detectaram elevada produtividade dessa planta (20-35 ton. de matéria seca/ha.ano). Esse resultado pode estar associado ao fato de o alagado construído avaliado por esses autores ter sido operado com fluxo contínuo (0,8m<sup>3</sup>/d), propiciando melhor condição para o crescimento da planta.

As concentrações médias de nitrogênio e de fósforo na biomassa, e a capacidade de extração desses nutrientes estão apresentadas nas FIG.5.38. Tendo em vista que, durante o intervalo de 30 dias entre a poda e as coletas, a unidade plantada recebeu esgoto por 10 dias, a massa de N-total aplicada nesse período foi comparada com a massa de N-total removida pelo capim tifton 85. Dos 3,61 kg de N aplicados em 30 dias através do esgoto, 0,23 kg foram removidos pelo capim tifton 85 (o que corresponde a aproximadamente 6,4% do total aplicado). Assim,

observa-se que o capim tifton 85 contribui para a extração de pequena fração do nitrogênio afluyente.



**Figura 5.38:** Resultados de (a) concentração de nitrogênio total e fósforo total na massa foliar do capim tifton 85, e (b) Quantidade de Nitrogênio total e Fósforo total extraídos em 1 mês

Matos *et al.* (2010) estudaram a produtividade e extração de nutrientes por capim tifton 85 cultivado em alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal. Os autores observaram que a concentração média de N-total foi de  $3,46 \text{ dag kg}^{-1}$  do capim tifton 85, e a taxa de absorção foi de  $123 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ .

No presente estudo, a absorção estimada de N-total pelo capim tifton 85 foi de  $93 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ . A concentração média de P-total na parte aérea do capim tifton 85 foi de  $0,6 \text{ dag kg}^{-1}$ , e a estimativa de extração pelo capim tifton 85 ficou na faixa de  $15 \text{ kg ha}^{-1}$ . O capim tifton 85 foi responsável por remover apenas 0,74% da massa de P-total afluyente na unidade plantada, no período de 1 mês. Os valores de concentração e capacidade de extração de P-total no capim tifton 85 foram próximos dos observados por Matos *et al.* (2010), que detectaram concentração  $0,36 \text{ dag}$  de P-total por kg, e a extração de P-total de  $15,7$  a  $37,8 \text{ kg ha}^{-1}$ , no capim tifton 85 cultivado em sistema de alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal. Ressalta-se que no presente estudo as análises bromatológicas e os cálculos de produtividade do capim tifton 85 foram realizados a partir da parte aérea da planta e de apenas uma coleta. Assim, não foi possível determinar qual a frequência de podas que poderia favorecer o aumento da absorção de nutrientes, e qual é a quantidade total de nutrientes removidos pela planta. Segundo Alvim *et al.* (1998), cortes frequentes resultam em menor produção de matéria seca, porém, de maior valor nutritivo (com maior conteúdo de nutrientes) do que cortes menos frequentes, que proporcionam produções mais elevadas de matéria seca, porém de qualidade inferior.

## 5.4 Síntese de resultados obtidos no presente estudo

A seguir, na TAB. 5.17, é apresentado um quadro com a síntese dos resultados das comparações realizadas no presente estudo.

**Tabela 5.17:** Resumo dos resultados observados no presente estudo no SAC de escoamento vertical

Parâmetro avaliado	Comparações*		
	Entre a unidade plantada e a não plantada	Entre o período seco e o chuvoso na unidade plantada	Entre o período seco e o chuvoso na unidade não plantada
DQO – Concentração efluente	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Há diferença significativa – menor concentração efluente no período chuvoso
DQO – Eficiência de remoção	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
DBO <sub>5</sub> – Concentração efluente	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
DBO <sub>5</sub> – Eficiência de remoção	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Há diferença significativa – maior remoção no período chuvoso
SST – Concentração efluente	Há diferença significativa – menor concentração efluente no SAC plantado	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
SST – Eficiência de remoção	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
NTK – Concentração efluente	Há diferença significativa – menor concentração efluente no SAC plantado	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
NTK – Eficiência de remoção	Há diferença significativa – maior remoção no SAC plantado	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> – Concentração efluente	Há diferença significativa – menor concentração efluente no SAC plantado	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> – Eficiência de remoção	Há diferença significativa – maior remoção no SAC plantado	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Concentração efluente	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Eficiência de remoção	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
P-Total – Concentração efluente	Não há diferença significativa	N. A.**	N. A.**
P-Total – Eficiência de remoção	Não há diferença significativa	N. A.**	N. A.**
<i>E. coli</i> – Concentração efluente	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
<i>E. coli</i> – Eficiência de remoção	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
Ovos de Helmintos – Concentração efluente	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa
Ovos de Helmintos – Eficiência de remoção	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa	Não há diferença significativa

\* Realizadas a partir do teste U de Mann-Whitney, no qual foi empregado nível de significância igual a 5%.

\*\* N. A.: não avaliado



## 6 CONCLUSÕES

O presente estudo buscou investigar o desempenho de unidades de um sistema de alagados construídos projetado segundo o modelo Francês, o qual encontra-se difundido na França, visto que apresenta elevadas eficiências de remoção de poluentes, requer baixo custo de construção, tem pouca manutenção e baixa produção de lodo, dispensa unidades de pré-tratamento do esgoto e de tratamento de lodo e não necessita de disposição final do lodo. Tendo em vista a presença de parasitas e outros organismos patogênicos no esgoto bruto, principalmente em países em desenvolvimento como o Brasil, optou-se por avaliar a remoção de ovos de helmintos e de bactérias indicadoras de contaminação fecal nas unidades do SAC. Além disso, buscou-se compreender a influência do clima e das plantas no desempenho do SAC, tendo em vista que esses podem interferir em processos envolvidos na remoção de poluentes, bem como nas condições operacionais do sistema.

Cada unidade do sistema de alagados construídos estudado neste trabalho recebeu esgoto bruto semanalmente por 2,5 dias, com taxas médias de aplicação hidráulica de 0,36 m/d. A frequência de alimentação correspondeu a 12 bateladas diárias (de 940 L do esgoto, cada). As concentrações de matéria orgânica, sólidos, nitrogênio e fósforo identificadas na água residuária, corresponderam aos valores tipicamente identificados nos esgoto bruto.

Observou-se que o capim tifton 85 apresentou papel secundário na remoção de nitrogênio e fósforo. Essa planta foi responsável pela absorção de apenas 0,74% e 6,3% do fósforo total afluente e do nitrogênio total afluente, respectivamente. Entretanto, o capim tifton 85 pode ter contribuído para a manutenção de temperaturas mais estáveis no interior da unidade plantada, e com isso, não foi observada diferença significativa na remoção de poluentes, ovos de helmintos e bactérias nas duas estações avaliadas. Já na unidade plantada, identificaram-se menores eficiências de remoção de  $DBO_5$  e maiores concentrações de DQO no efluente no período seco (com menores temperaturas). As plantas podem ter contribuído indiretamente também para a maior oxigenação do leito filtrante e/ou maior área para crescimento de bactérias nitrificantes, o que poderia justificar as significativamente maiores remoções de NTK e amônia no alagado construído plantado e para a maior produção de nitrato nessa unidade.

Os percentuais de atendimento à legislação do estado de Minas Gerais, DN COPAM/CERH nº 01 de 2008, em termos de eficiência de remoção de matéria orgânica foram elevados nas duas unidades (84,5% para DQO e 89,5% para DBO<sub>5</sub>). O percentual de atendimento ao limite de concentração de SST efluente determinada nessa normativa foi superior na unidade plantada (98% de atendimento na plantada e 77% na não plantada). Esse resultado é reflexo do fato de que as concentrações de SST no efluente da unidade plantada apresentaram valores significativamente menores do que as do efluente do alagado construído não plantado.

Os resultados obtidos para remoção de ovos de helmintos não apresentaram diferença significativa na comparação entre as unidades estudadas. A forma de operação e o meio filtrante favoreceram a interceptação e sedimentação dos ovos afluentes, sendo identificadas na unidade plantada eficiências médias de remoção de ovos de helmintos de 97% e na unidade não plantada, de 96%, e elevadas concentrações de ovos no interior das unidades do SAC. Observou-se a remoção de 100% dos ovos que entraram no sistema em 39% das amostras analisadas na unidade plantada e em 36% das avaliadas na unidade não plantada. Em 5 dos 27 dias analisados foram identificadas eficiências negativas de remoção e no 16º dia de amostragem não foram observados ovos de helmintos no afluente e no efluente da unidade não plantada.

A remoção de bactérias indicadoras de contaminação fecal foi baixa nas duas unidades, e com isso foram observadas concentrações de 7 e 6 unidades logarítmicas de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente, no efluente. A remoção de 1-2 unidades log dessas bactérias foi identificada no SAC, e coincide com os valores observados em outras unidades de alagados construídos de escoamento vertical, visto que é pequeno o tempo que o líquido permanece no interior do meio filtrante desses sistemas, além de as bactérias estarem protegidas dos raios ultravioletas.

Os resultados obtidos de eficiência de remoção de matéria orgânica, de concentrações de SST e nitrogênio amoniacal efluentes indicam a viabilidade de aplicação dessa tecnologia, baseada no Sistema Francês, para tratamento de esgoto nas condições brasileiras. O reuso do efluente na agricultura de vegetais consumidos crus, de cereais, culturas industriais, culturas forrageiras, nas pastagens e no cultivo de árvores não pode ser recomendado devido à presença de  $\geq 1$  ovo de helminto/L de efluente (acima do limite estabelecido pela OMS) de amostras coletadas no SAC.

Diversos estudos discorrem sobre a influência da frequência de aplicação e do volume de esgoto aplicado por batelada, no desempenho de alagados construídos de escoamento vertical com alimentação em pulso. A operação das unidades, de modo que elas recebam menores volumes por batelada, acarreta no maior tempo de detenção hidráulico e favorece a maior remoção de *E. coli* e de matéria orgânica.

## 7 RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista os resultados observados na presente pesquisa, são realizadas algumas recomendações para estudos futuros:

1. Propõe-se que seja realizada a verificação dos volumes de água residuária afluyente e efluente nos dias de coleta de amostras direcionadas para análises físico-químicas, a fim de: (1) se determinar a massa dos poluentes afluyente e efluente a cada unidade, (2) avaliar a possível diluição de DQO, DBO e demais poluentes no efluente das unidades no período chuvoso;
2. Avaliação mais detalhada e em longo prazo da remoção de fósforo nas unidades do sistema;
3. Verificação da capacidade de introdução de oxigênio pelas plantas no interior da unidade e sua real influência na remoção de nitrogênio amoniacal;
4. Avaliação da comunidade de bactérias presentes no rizoma dos exemplares de capim tifton 85;
5. Investigação da influência da realização de diferentes frequências de poda do capim tifton 85 na capacidade de extração de nutrientes e produtividade da planta;
6. Avaliação da viabilidade da biomassa vegetal para alimentação animal;
7. Emprego de bateladas com menores volumes e realizadas com intervalos de tempo menores dos que os empregados nesse estudo, a fim de aumentar o tempo de detenção hidráulica;
8. Utilização de taxas de aplicação diferentes, bem como de cargas orgânicas mais elevadas para avaliar a capacidade de tais sistemas em suportarem condições extremas, e as consequências no desempenho do sistema.
9. Avaliação detalhada dos processos microbiológicos de remoção de nitrogênio (remoção por bactérias Annamox, desnitrificação heterotrófica, e desnitrificação autotrófica) que ocorrem nas unidades do SAC.

## 8 REFERÊNCIAS

- ALLEN, L.H.J. Mechanisms and rates of O<sub>2</sub> transfer to and through submerged rhizomes and roots via aerenchyma. *Soil and Crop Science Society of Florida Proceedings*. v. 56, p.41-54. 1997.
- ALVIM, M.J.; BOTREL, M.A.; MARTINS, C.E.; CÓSER, A.C.; REZENDE, R.; VILELA, D. Efeito de doses de N e do intervalo entre cortes sobre a produção de matéria seca e teor de proteína bruta do tifton 85. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 35., Botucatu, 1998. *Anais*. Botucatu : Sociedade Brasileira de Zootecnia, 1998. p.492-494.
- AERMC. AGENCE DE L'EAU RHÔNE MÉDITERRANÉE CORSE. *Epuración des eaux usées urbaines par infiltration percolation: état de l'art et étude de cas*. Paris: Office International de l'Eau, 2003
- AERMC. AGENCE DE L'EAU R.M.C. Épuración dès eaux usees domestiques par filtres plantes dès macrophytes, recomendations techniques pour La conception et la realization. Lyon, 2005, 45p.
- APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed.. Washington: APHA,1998. 1325p.
- ARIAS, C.A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Water Research*, v.35, n.5, p.1159-1168, 2001.
- ARIAS, C. A.; CABELLO, A.; BRIX, H.; JOHANSEN, N.-H. Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. *Water Science and technology*. v. 48, n.5, p. 35 – 41, 2003
- ARMSTRONG, W., ARMSTRONG, J., BECKETT, P.M., JUSTIN, S.H.F.W., 1991. Convective gás flows in wetland plant aeration. In: Jackson, M.B., Lambers, H. (Eds.), *Plant Life under Oxygen Deprivation*. SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands, p. 283-302.
- AUSTIN, D. C.; LOHAN, E.; VERNON, E. *Nitrification and denitrification in a tidal vertical flow wetland pilot*. Proceedings, WEDTEC 2003 National Conference, 76<sup>th</sup>. Annual conference and Exhibition; Water Environment Federation: Alexandria, Virginia.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; NASCIMENTO, L. E.; CARVALHO, G. R. M.; SILVA, C. V. *Coliformes como indicadores da qualidade da água: alcance e limitações*. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre. 2000. 12p.

BASTOS, G. S. M. *Ação da eficiência de radiação gama na desinfecção de esgoto doméstico bruto e de esgoto tratado em reator UASB*. 2006. 116f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. 2006.

BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? Original Research Article. *Science of The Total Environment*, v.407, n. 13-15, p.3923-3930, 2009.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

BRIX, H. Do macrophyte play a role in constructed wetlands? *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p11-17, 1997.

CAMPOS, A. P. *Enriquecimento e caracterização de bactérias anammox para a remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes*. 2011. 141 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. 2011.

CHERNICHARO, C. A. de L. *Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. Edta: Segrac Ltda, Belo Horizonte. 2001. 118p.

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.

COTA, R. *Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto*. 2011. 215f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. 2011.

CORAUCCI FILHO, B.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; NOUR, E. A.; ANDREOLI, F. N.; SOUZA, H. N.; MONTEGGIA, L. O.; SPERLING, M. V.; LUCAS FILHO, M.; AISSE, M. M.; FIGUEIREDO, R. F.; STEFANUTTI, R. *Tecnologia de tratamento de águas residuárias no solo: infiltração rápida, irrigação e escoamento superficial*.

In: CAMPOS, J. R. (Coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: ABES, 1999. p. 357 – 403.

CUNHA, C. DE A. G. da. *Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas*. 2006, 174p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2006.

DORNELAS, F. L. *Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. 2008. 115p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. 2008.

DRIZO, A.; FROST, C. A.; GRACE, J.; SMITH, K. A. Phisico-chemical screening of phosphate removing substrates for use in constructed wetlands systems. *Water Research*, v.12, p.3595-3602,1999.

DRUMOND, L. C. D; ZANINI, J. R.; AGUIAR, A. P. A.; RODRIGUES, G. P., FERNANDES, A. L. T. Produção de matéria seca em pastagem de tifton 85 irrigada com diferentes doses de dejetos líquidos de suíno. *Engenharia Agrícola*, v. 26, n. 2, p. 426-433. 2006.

DUNN, A. J. 2001. The Development of a predictive model for the removal of helminth eggs during rapid sand filtration. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil - University of Southampton, *Apud HINDIYEH (1995). Enumeration and survival studies on helminth eggs in relation to treatment of anaerobic and aerobic sludges in Jordan*. Tese (Doutorado em Engenharia ambiental). Newcastle upon Tyne. England-UK.

ESTEVEZ, F. A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP. 572p. 1998.

EVANGELISTA, A. R., RESENDE, A. V., AMARAL, P. N. C. Produção de feno de gramíneas. *Fragicultura e pastagens: temas em evidência/ Editado por Antônio Ricardo Evangelista, et al. Núcleo de estudos em fragicultura*. Lavras: Editora UFLA, 2005. p. 247-276.

FUNASA, Fundação Nacional de Saúde. *Manual prático de análise de água*. 3ª ed. rev. – Brasília, 2009, 144p.

GERARDI, M. J. *Wastewater Bacteria*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 2006, 267p. Gonçalves, R. H. (coordenador). *Desinfecção de efluentes sanitários*. Rio de Janeiro : ABES, RiMa, 2003. 438 p.

GONÇALVES, R. F. 2003. *Desinfecção de efluentes sanitários*. Rio de Janeiro : ABES, RiMa, 2003. 435 p.

HERITAGE, A; PISTILLO, P.; SHARMA, K. P.; LANTZKE, I. R. Treatment of primary-settled urban sewage in pilot-scale vertical flow wetland filters: comparison of four emergent macrophyte species over a 12 month period. *Water Science and technology*, v. 32, n. 3, p. 295-304, 1995.

HOFFMANN, H., PLATZER, C., VON MÜNCH, E., WINKER, M. Technology Review of Constructed Wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Eschborn, Germany.39p. 2011.

HUA, G. F.; ZHU, W.; ZHAO, L. F.; HUANG, J. Y. Clogging pattern in vertical-flow constructed wetlands: Insight from a laboratory study. *Journal of Hazardous Materials*, v. 180, p. 668–674, 2010.

HUSSAR, G. J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. 2001. 133p. Dissertação (mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2001.

IBGE. Plano Nacional de Saneamento Básico. Disponível em: [http://biblioteca.ibge.gov.br/instrumentos\\_de\\_coleta\\_detalhes.php.documento=554](http://biblioteca.ibge.gov.br/instrumentos_de_coleta_detalhes.php.documento=554). Acesso em: 10 de maio de 2011

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

JUWARKAR, A. S.; OKE, B.; JUWARKAR, A.; PATNAIK, S. M. Domestic Wastewater Treatment through Constructed Wetland in India. *Water Science & Technology*, v. 32, nº 3, pp 291–294. 1995.

KADLEC, R.H. & WALLACE, S. *Treatment wetlands*. 2ª ed. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2008. 1016 p.



- KADLEC, R.H. & KNIGHT, R.L. 1996. Treatments Wetlands. In: *Wetland Design: Subsurface-flow Wetlands*. Boca Raton, Lewis Publishers, p. 642-643. 1996.
- KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 9, p. 238-247, 2009.
- KENGNE, I. M. ; DODANE, P. H.; AKOA, A. ; KONÉ, D. Vertical-flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries. *Desalination*, v. 248, n. 1-3, p. 291-297, 2010.
- KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N.T.K.; HEINSS, U.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. Potentials of vertical-flow constructed wetlands for septage treatment in tropical regions. *Advances in Water and Wastewater Treatment Technology*, p. 315–323, 2001.
- KOOTTATEP, T.; SURINKU, N.; POLPRASERT, C.; KAMAL, A.S.M.; KONÉ, D.; MONTANGERO, A.; HEINSS, U.; STRAUSS, M. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: lessons learnt from seven years of operation. *Water Science & Technology*. v. 51, n.9, p. 119–126, 2004.
- LANGERGRABER, G. LEROCH, K.; PRESSL, A.; SLEYTR, K.; ROHROFER, R.; HABERL, R. High-ratenitrogenremoval in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. *Desalination*, v. 246, n.1–3, p. 55–68, 2009.
- LUCIO, P. S.; DE TOSCANO, E. M. M.; DE ABREU, M. L. Caracterização de séries climatológicas pontuais *via* análise canônica de correspondência. Estudo de caso: Belo Horizonte–MG (Brasil). *Brazilian Journal of Geophysics*, v. 17, n.2-3, p. 193-207, 1999.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. S.; OLIVEIRA de S. A. *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. Piracicaba: 2 edição. Potafos, 1997. 319 p.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Amby-Água*, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. DA S.; BRASIL, M.; BORGES, A. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições REDOX de sistemas alagados construídos. *Eng. Agric. Jaboticabal*, v.30, n. 3, p. 518-526, 2010.

METCALF & EDDY, Inc. "Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse". McGraw-Hill International Editions, 3rd ed., New York, 1991.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 5 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.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science & Technology*, v.51, n.9, p.11-21, 2005.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; Grasmick, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, v.40, n.3, p.606-612, 2006.

NEVES, D. P. *Parasitologia Humana*. 11º Ed. Atheneus. Rio de Janeiro. 2004, 494p.

OLIJNYK, D. P. *Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos*. 2008. 112 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

PAGANINI, W. S. *Disposição de esgotos no solo: escoamento à superfície*. São Paulo: Fundo Editorial da AESABESP, 1997. 231 p.

PENIDO, R. *Avaliação hidráulica de leitos de fluxo vertical plantados e não plantado em escala de demonstração*. 2009.117f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.

PHILIPPI, L. S. & SEZERINO, P.L. *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas*. Florianópolis, Santa Catarina. Ed do autor. 2004. 144p.

PINHEIRO, M. M. G.; BAPTISTA, M. B. Análise regional de frequência e distribuição temporal das tempestades na Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.3, n.4, p.73-88, 1998.

PLATZER, C. MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds - mechanisms, parameters, consequences and solutions? *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p. 175-181, 1997.

PLATZER, C.; SENF, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W.; COSTA, R. H. R. Dimensionamento de *wetland* de fluxo vertical com nitrificação – Adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL, 24., 2007. Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: ABES, 2007.

PROCHASKA, C. A., ZOUBOLIS, A. I., ESKRIDGE, K. M. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecological Engineering*, v. 31, n. 1, p. 57-66, 2007.

PRÜSS, A.; KAY, D.; FEWTRELL, L.; BARTRAM, J. Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level. *Environmental Health Perspectives*, v. 110, n° 5, 2002.

QUEIROZ, F. A.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. P.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, A. F. características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Engenharia na Agricultura*, v.12, n° 2, p. 77-90, 2004.

REDDY, K. R. & DE BUSK, T. A. State of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Water Science and Technology*, v.19, n. 10, p. 61-79, 1987.

RUAN, X.; XUE, Y.; WU, J., NI, L., SUN, M., ZHANG, X. Treatment of polluted river water using pilot-scale constructed wetlands. *Bull Environ Contam Toxicol.*, v. 76, n. 1, p.90-97, 2006.

SALATI, E., SALATI, E. F, SALATI, E. *Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas*. Instituto Terramax LTDA. 2009. 23p.

SANTOS, R. M. F. *Pós-tratamento de esgoto: sistema sequencial de leitos cultivados (constructed wetlands) vertical e horizontal*. 2009. 180p. Dissertação ( Mestrado em

Engenharia Agrícola, na área de concentração Água e Solo – Desenvolvimento Tecnológico e Impacto sobre os Recursos Naturais) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2009.

SCHWAGER A.; BOLLER M. Transport phenomena in intermittent filters. *Water Science and Technology*, v. 35, nº 6, p. 13-20, 1997.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; WICHERN, M.; LINDENBLATT, C.; PHILIPPI, L. S. Simulação da nitrificação em filtros plantados com macrófitas (vertical flow constructed wetlands). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005. Campo Grande. *Anais...* Campo Grande: ABES, 2005.

SEZERINO, P. *Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical*. 2006. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

SILVA, R. V. M. M. Composição química bromatológica do capim Tifton 85 e sua relação com os teores de clorofila. 2009, 50f. Dissertação (Mestrado em ciências)- Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2009.

SILVA, S. C. *“Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos*. 2007. 205 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2007.

SORRELL, B. K. & ARMSTRONG, W. On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants. *Journal of Ecology*, v. 82, nº 1, p. 177-183, 1994.

SLYTER, K.; TIETZ, A.; LANGERGRABER, G.; HABERL, R. Investigation of bacterial removal during filtration process in constructed wetlands. *Science of the total Environmental*, v. 380, n. 1-3, p. 173-180, 2007.

STEFANUTTI, R.; MATTIAZZO, M. E.; CORAUCCI FILHO, B.; NOUR, E. A. A.; FIGUEIREDO, R. F. Comportamento de duas forrageiras sob diferentes taxas de aplicação de esgotos sanitários utilizando o método do escoamento superficial. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola*. 28p. 1999, Pelotas, Anais... Pelotas: UFPEL, 1999.

STEVIK, T. A.; Aa, K; AUSLAND, G.; HANSSSEN, J, F. Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. *Water Research*, v. 38, n. 6, p. 1355-1367, 2004.

STEVIK T. K., AUSLAND G., HANSSSEN J. F. , JENSSEN P., D. The influence of physical and chemical factors on the transport of *E .coli* through biological filters for wastewater purification. *Water Research*, v. 33, n. 18, p. 3701-3706, 1999.

STOTTMEISTER, U.; WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R.A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v.22, n.1-2, p. 93-117, 2003.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*, v.44, n.11-12, p.9-17, 2001.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. *Desalination*, v. 246, n.1-3, p. 169-178, 2009a.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent filters treating pond effluent. *Water Research*, v. 43, n. 7, p.1851-1858, 2009b.

VACCA, G.; WAND, H.; NIKOLAUSZ, M.; KUSCHK, P.; KÄSTNER, M. Effect of plants and filter materials on bacterial removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Research*, v. 39, n. 7, p. 1361-1373, 2005.

VILELA, D. & ALVIM, M.J. Manejo de pastagens do gênero *Cynodon*: introdução, caracterização e evolução do uso no Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM: MANEJO DE PASTAGEM DE TIFTON, COAST-CROSS E ESTRELA, 1998. Piracicaba. *Anais...* Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz, 1998. p.23-54.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento biológico das águas residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos*. v.2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG, 1996, 243p.

VON SPERLING, M. Coliformes e pH - médias aritméticas, médias geométricas e medianas. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Org.). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. 1 ed. Rio de Janeiro: PROSAB/ABES, 2001, p. 279-331.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos* v.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG. 2005, 452p.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos*. 2ª ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2006. 211 p.

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; HABERL, R.; PERFLER, R.; LABER, J. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. eds J. Vymazal, H. Brix, P. Cooper, M. B. Green and R. Haberl, pp. 17-66. Back- huys Publisher, Leiden, The Netherlands. 1998.

VYMAZAL, J. Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: A Review. *Journal of Environmental Science and Health*, v. 40, p.1355–1367, 2005.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2006.

WEEDON, C. A Decade of compact vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*. v. 62, n. 12, p. 2790-2800, 2010.

WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; SOTTMEISTER, U. Oxygen release by roots of *Typha latifolia* and *Juncus effuses* in laboratory hydroponic system. *Acta Biotechnologica*. v. 22, n. 1-2, p. 209-216, 2002.

WHO. *Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture*. Geneva. p. 1-76, 1989.

WOŹNIAK, R.; DITTMER, U.; WELKER, A. Interactions of oxygen concentration and retention of pollutants in vertical flow constructed wetlands for CSO treatment. *Water Science and Technology*, v. 56, n. 3, p. 31-38, 2007.

ZAHO, Y. J.; LIU, B.; ZHANG, W. G.; OUYANG, Y.; AN, S. Q. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage. *Bioresource Technology*, v. 101, n° 6, p. 1693–1700, 2010.

ZERBINI, A., M. *Identificação e análise de viabilidade de ovos de helmintos em um sistema de tratamento de esgotos domésticos constituído de reatores anaeróbios e rampas de escoamento superficial*. 2000. 157f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais. 2000.

ZURITA, F.; ANDA, J. DE; BELMONTC, M.A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. v. 35, n.5, p. 861–869, 2009.