

Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

**Avaliação de um sistema descentralizado de
tratamento de esgotos domésticos em escala real
composto por tanque séptico e *wetland* construída
híbrida**

Alexandre Antonio Jacob de Mendonça

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Saúde Pública para
obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Saúde Ambiental

Orientador:

Prof.^o Dr. Marcelo Antunes Nolasco

São Paulo
Novembro de 2015

**Avaliação de um sistema descentralizado de
tratamento de esgotos domésticos em escala real
composto por tanque séptico e *wetland* construída
híbrida**

Alexandre Antonio Jacob de Mendonça

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Saúde Ambiental

Orientador:

Prof.^o Dr. Marcelo Antunes Nolasco

São Paulo
Novembro de 2015

É expressamente proibida a comercialização deste documento tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da tese/dissertação.



Universidade de São Paulo

Janus

ATA DE DEFESA

Aluno: 6134 - 5192602 - 1 / Página 1 de 1

Ata de defesa pública de Dissertação do(a) Senhor(a) Alexandre Antonio Jacob de Mendonça no Programa: Saúde Pública, do(a) Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo.

Aos 06 dias do mês de abril de 2016, no(a) Sala Videoconferência realizou-se a Defesa da Dissertação do(a) Senhor(a) Alexandre Antonio Jacob de Mendonça, apresentada para a obtenção do título de Mestre intitulada:

"Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e wetland construída híbrida"

Após declarada aberta a sessão, o(a) Sr(a) Presidente passa a palavra ao candidato para exposição e a seguir aos examinadores para as devidas arguições que se desenvolvem nos termos regimentais. Em seguida, a Comissão Julgadora proclama o resultado:

Nome dos Participantes da Banca	Função	Sigla da CPG	Resultado
Marcelo Antunes Nolasco	Presidente	EACH - USP	<u>APROVADO</u>
Roque Passos Pivelli	Titular	EP - USP	<u>APROVADO</u>
Regis Nieto	Titular	UPM - Externo	<u>APROVADO</u>

Resultado Final: APROVADO

Parecer da Comissão Julgadora *

Eu, Marilene Rosa Silva Pereira marlene, lavrei a presente ata, que assino juntamente com os(as) Senhores(as). São Paulo, aos 06 dias do mês de abril de 2016.

Roque Passos Pivelli
Roque Passos Pivelli

Regis Nieto
Regis Nieto

Marcelo Antunes Nolasco
Marcelo Antunes Nolasco
Presidente da Comissão Julgadora

* Obs: Se o candidato for reprovado por algum dos membros, o preenchimento do parecer é obrigatório.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, a Deus, por me possibilitar chegar até aqui vivo e com saúde plena.

Aos meus pais, Antonio e Sônia, que são muito mais do que a base de minha família, são meus verdadeiros exemplos de como viver com amor, dignidade e honestidade.

Ao meu irmão, Luís Henrique, pelo apoio na resolução de problemas pessoais de última hora.

Aos meu orientador, Prof.^o Marcelo Antunes Nolasco, pelos ensinamentos, dicas, apoio, atenção, paciência e dedicação a mim prestados. Muito obrigado.

Ao Prof.^o Regis Nieto, pelos esclarecimentos, incentivo, compreensão e suporte durante toda a jornada.

Ao Prof.^o Roque Passos Piveli, pelo auxílio na viabilização do local para construção e implantação da ETE experimental, pela vivência compartilhada durante as aulas das disciplinas ministradas no Depto. de Eng.^a Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica e pela simplicidade, cordialidade, bom humor e humildade ao lidar com seus alunos e orientados.

Aos professores suplentes convidados para as etapas de qualificação e defesa da dissertação, pela disponibilidade e apoio prestados.

A todos os pesquisadores e amigos que ganhei e que compõem o Grupo de Pesquisa em Água, Saneamento e Sustentabilidade – GEPASS da Escola de Artes, Ciências e Humanidades – EACH que participaram e contribuíram comigo durante esses anos, especialmente aos amigos Vitor e Helisson, verdadeiros parceiros, sempre dispostos a ajudar.

À Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB e seu comitê de capacitação pela confiança em mim depositada.

À Sr^a. Maria Inês, ao Sr. Francisco Jorge Ferreira, à Sr^a. Elayse e ao diretor Sr. Carlos Roberto pela viabilização da possibilidade de realizar as análises físico-químicas e microbiológicas nos laboratórios da CETESB e pelo empréstimo de materiais e equipamentos para uso nas campanhas de amostragem.

A todos os técnicos dos laboratórios de Química Inorgânica e de Microbiologia e Parasitologia e da divisão de amostragem que me auxiliaram durante essa importante etapa da pesquisa.

Aos meus colegas de trabalho diário na CETESB, especialmente ao Carlos, à Sandra, ao Paulo Katayama, ao Marcos, ao Luciano, ao Juliano e à Ana Paula, que comigo trocaram suas experiências de vida acadêmica e profissional.

Aos professores do Depto. de Saúde Ambiental e do PPG em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública pelas aulas, ensinamentos e compreensão.

Ao amigo Pedro Daniel, secretário do Depto. de Saúde Ambiental, pela presteza, atenção e cordialidade para comigo e todos os alunos.

Aos funcionários da manutenção da Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica – FCTH e à pesquisadora Izabela, do CIRRA, pelo empréstimo pontual de ferramentas e materiais durante parte da etapa de construção e montagem do experimento.

Às empresas Alpha Proteção Ambiental, Deflor Bioengenharia e Vetiver Brasil, pelas doações de mudas e touceiras de capim Vetiver. Meus sinceros agradecimentos pelo apoio a essa pesquisa científica.

À FINEP, pelo fornecimento de recursos financeiros para a construção e montagem da ETE experimental dentro do projeto RENTED – Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados.

À minha parceira e companheira Adelice, à arquiteta Adriana, e a todos que aqui não foram citados mas que participaram dessa minha empreitada: muito obrigado.

Mendonça AAJ de. Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e *wetland* construída híbrida [dissertação de mestrado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo; 2015.

RESUMO

A concentração demográfica e de sistemas coletivos de esgotamento sanitário dentro do perímetro urbano da maioria dos municípios brasileiros, dificulta a viabilização do fornecimento de serviços de tratamento de esgotos domésticos à habitações e núcleos habitacionais isolados situados em áreas periurbanas e rurais, intensificando os danos provocados pela poluição de origem antrópica ao meio ambiente e à preservação da saúde pública. Para contribuir no equacionamento deste problema, o presente estudo teve por finalidade avaliar uma *wetland* construída híbrida em escala real, composta por uma unidade com fluxo contínuo subsuperficial vertical seguida por uma unidade de fluxo contínuo subsuperficial horizontal, cultivadas com capim Vetiver, para o tratamento de efluente proveniente de tanque séptico. A presente configuração experimental busca uma solução de baixo custo e simplificada para o tratamento descentralizado de esgotos domésticos. A estação experimental de tratamento de esgotos, parte integrante e um dos produtos da Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados – RENTED, foi construída no Centro Tecnológico de Hidráulica – CTH / Escola Politécnica – EPUSP, campus Butantã da USP, em São Paulo. O esgoto bruto foi proveniente do Conjunto Residencial da USP e do restaurante central da Cidade Universitária. As vazões média e máxima de esgoto bruto, respectivamente, de 640L.d⁻¹ e 1600L.d⁻¹, foram aplicadas à entrada do TS de 5.000L e deste escoaram por gravidade à entrada da *wetland* construída híbrida, com TDH total de 2,8d e 1,1d, respectivamente, sob aplicação das vazões média e máxima de projeto. O monitoramento do experimento em campo, incluindo o período inicial de partida, durou 6 meses consecutivos. Foram avaliados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos do esgoto bruto e do efluente do tanque séptico e das câmaras da *wetland* construída híbrida durante 97 dias consecutivos. Os resultados indicaram que tanto as mudas jovens quanto as adultas de capim Vetiver adaptaram-se bem às condições ambientais. As eficiências médias de remoção no efluente final tratado quanto à matéria orgânica carbonácea foram de 96% para DBO_{5,20} e 90% para DQO, 40% para N-total, 23% para N-amoniaco, 60% para P-total, 52% para P-PO₄, 74% para SST, 96% para SSV, 75% para sólidos sedimentáveis, 44% para SDV, 88% para sulfeto total, e 97% para óleos e graxas totais, variando entre 73% e 100%. Cerca de 80% da fração orgânica da matéria nitrogenada presente no esgoto bruto foi removida. A remoção de coliformes termotolerantes foi, em média, de 2 a 3 unidades log, e de *Escherichia Coli*, média de 1 a 3 unidades log; *Giardia sp*, remoção média de 99,995%; *Cryptosporidium sp*, remoção média de 98,7%; Enterovírus, remoção média de 99,6%; e *Ascaris sp*, concentração mínima de 0,10 ovo/L no efluente final tratado. A remoção de sulfetos propiciou a geração de efluente tratado sem odores desagradáveis. A diminuição da vazão aplicada e a elevação do TDH influenciaram positivamente no desempenho do sistema com relação às remoções dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos. Com base no presente estudo, ficou evidente o benefício da associação de *wetlands* construídas com fluxo vertical e horizontal no tratamento de efluente de tanque séptico. O capim Vetiver apresentou bom potencial de utilização em *wetlands*

construídas para tratamento de esgotos domésticos. O sistema experimental de tratamento apresentou flexibilidade operacional, mantendo bom desempenho inclusive nos períodos de sobrecarga. A qualidade do efluente tratado final obtido no presente estudo atende às exigências de lançamento e aos padrões de emissão de efluentes líquidos em corpos d'água e em sistemas públicos de esgotamento sanitário definidos na legislação ambiental federal e do Estado de São Paulo. A tecnologia de *wetlands* construídas híbridas associada ao tratamento de efluentes de tanque séptico apresentou bom potencial para o tratamento descentralizado de esgotos domésticos, inclusive em regiões com pouca disponibilidade de área livre.

Palavras-chave: tratamento de esgoto descentralizado; tecnologias naturais; *wetland* construída híbrida; tanque séptico; capim Vetiver; saneamento sustentável.

Mendonça AAJ de. [Evaluation of a decentralized system of domestic sewage treatment in real scale composed of septic tank and hybrid constructed wetland] [master's dissertation]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo; 2015. Portuguese.

ABSTRACT

The demographic concentration and collective systems of sanitation inside the urban perimeter of most Brazilian municipalities, hampers the feasibility of providing sewage treatment services to domestic dwellings and housing isolated nuclei located in peri-urban and rural areas, intensifying the damage caused by pollution of human origin to the environment and to the preservation of public health. For help in solving this problem, the present study had the purpose to evaluate a hybrid constructed wetland full-scale, composed of a unit with continuous vertical subsurface flow followed by a continuous horizontal subsurface flow unit, grown with Vetiver grass, for the treatment of effluent from septic tank. This experimental search setting a low-cost and simplified solution for decentralized treatment of household sewage. The experimental sewage treatment station, integral and one of the products of the Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados – RENTED, was built on the Centro Tecnológico de Hidráulica – CTH / Escola Politécnica – EPUSP, campus Butantã of USP, in São Paulo. The raw sewage was coming from the residential condominium of the USP and the central restaurant of the University City. The average and maximum flows of raw sewage, respectively, of 640L.d⁻¹ and 1600L.d⁻¹, have been applied to the septic tank input to 5,000L and drained by gravity from the edge of the hybrid constructed wetland with TDH total of 2.8d and 1.1d, respectively, under application of the average and maximum flow rates. Monitoring the experiment in the field, including the early period, lasted 6 months. They were evaluated the physico-chemical and microbiological parameters of raw sewage and effluent from septic tank and the chambers of hybrid constructed wetland during 97 consecutive days. The results indicated that both the young seedlings as the adults of Vetiver grass have adapted well to environmental conditions. The average removal efficiencies in the final treated effluent as to carbonaceous organic matter were 96% for BOD_{5,20} and 90% for COD, 40% for N-total, 23% for N-ammoniacal, 60% for P-total, 52% for P-PO₄, 74% for SST, 96% for SSV, 75% for settleable solids, 44% for SDV, 88% for total sulfide, and 97% for oils and greases totals, ranging from 73% to 100%. About 80% of the organic fraction of nitrogen matter present in the raw sewage has been removed. The thermotolerant coliforms removal was, in average, of 2 to 3 log units, and *Escherichia Coli*, average of 1 to 3 log units; *Giardia sp*, average removal of 99.995%; *Cryptosporidium sp*, average removal of 98.7%; Enterovirus, average removal of 99.6%; and *Ascaris sp*, minimum concentration of 0.10 eggs/L in the final treated effluent. Removal of sulfides allowed the generation of treated effluent without unpleasant odors. The decrease in flow rate applied and the elevation of TDH influenced positively on system performance with respect to removals of chemical-physical and microbiological parameters. Based on this study, it became apparent the association benefit constructed wetlands with vertical and horizontal flow in the treatment of wastewater of septic tank. The Vetiver grass has good potential for use in constructed wetlands for wastewater treatment. The experimental system of treatment presented operational flexibility while maintaining good performance even in periods of overload. The quality of the final treated effluent obtained in this study

meets the requirements and emission standards of liquid effluents in water bodies and in public sanitation systems defined in federal environmental legislation and the State of São Paulo in Brazil. Hybrid constructed wetlands technology associated with the septic tank effluent treatment showed good potential for decentralized domestic wastewater treatment, including in regions with low availability of free area.

Keywords: decentralized sewage treatment; natural technologies; hybrid constructed wetland; septic tank; Vetiver grass; sustainable sanitation.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	22
2. OBJETIVOS	24
2.1 OBJETIVO GERAL.....	24
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	24
3. REVISÃO DA LITERATURA	25
3.1 O TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS	25
3.2 TECNOLOGIAS NATURAIS PARA TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS	27
3.3 <i>WETLANDS</i> NATURAIS E CONSTRUÍDAS.....	28
3.3.1 Conceituação e Contextualização	28
3.3.2 Potencial para Aplicação em Países em Desenvolvimento	29
3.4 O TRATAMENTO DE ESGOTOS EM <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS	30
3.4.1 Macrófitas Aquáticas (Plantas Aquáticas)	32
3.4.1.1 Funções das Macrófitas.....	33
3.4.1.2 Critérios de Seleção das Macrófitas	36
3.4.1.3 O Capim Vetiver.....	36
3.4.2 Leito Filtrante, Meio Suporte ou Substrato	39
3.4.3 Mecanismos Atuantes no Processo de Tratamento.....	42
3.4.3.1 Remoção de Matéria Orgânica.....	43
3.4.3.2 Remoção de Sólidos Suspensos.....	44
3.4.3.3 Remoção de Nitrogênio.....	45
3.4.3.4 Remoção de Fósforo.....	50
3.4.3.5 Desinfecção	51
3.4.4 Classificação das <i>Wetlands</i> Construídas.....	52
3.4.4.1 Fluxo ou Escoamento Superficial Horizontal.....	53
3.4.4.2 Fluxo ou Escoamento Subsuperficial Vertical	53
3.4.4.3 Fluxo ou Escoamento Subsuperficial Horizontal	54
3.4.4.4 Sistemas Híbridos	55
3.4.5 Considerações Gerais sobre a Concepção e o Projeto de <i>Wetlands</i> Construídas	56
3.4.5.1 Qualidade do Esgoto Afluente ao Sistema	58

3.4.5.2	Condições Climáticas Locais	59
3.4.5.3	Aspectos Hidráulicos e Hidrológicos	59
3.4.5.4	Leito Filtrante ou Meio Suporte	63
3.4.5.5	Macrófitas Aquáticas (Plantas Aquáticas)	63
3.4.5.6	Constante Cinética (K_{20}) e Taxa de Reação Cinética de Remoção da Matéria Orgânica (K_T)	65
3.4.6	Experiência Brasileira no Tratamento de Águas Residuárias por Meio de <i>Wetlands</i> Construídas	67
3.5	LEGISLAÇÃO BRASILEIRA APLICADA À PRESERVAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS E AO CONTROLE DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS.....	75
4.	MATERIAIS E MÉTODOS	77
4.1	LOCALIZAÇÃO, CONSTRUÇÃO CIVIL E MONTAGEM DO EXPERIMENTO	77
4.2	ESGOTO BRUTO.....	80
4.3	VAZÕES DE ESGOTO E REGIME OPERACIONAL	81
4.4	ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO	82
4.5	TANQUE SÉPTICO	85
4.6	WETLAND CONSTRUÍDA HÍBRIDA	87
4.6.1	Concepção da Câmara de Fluxo Vertical	90
4.6.2	O Meio Filtrante e as Estruturas de Distribuição e Coleta de Esgoto.....	93
4.6.3	Vegetação (Macrófitas Aquáticas).....	100
4.7	MONITORAMENTO DO EXPERIMENTO	104
4.7.1	Período Pré-Operacional.....	104
4.7.2	Plano de Amostragem, Ensaios Laboratoriais e Medições em Campo	104
5.	ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	112
5.1	ADAPTAÇÃO INICIAL E DESENVOLVIMENTO DO CAPIM VETIVER	112
5.2	EVAPOTRANSPIRAÇÃO E PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA.....	118
5.3	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO ESGOTO BRUTO.....	120

5.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DOS EFLUENTES TRATADOS E AVALIAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE POLUENTES.....	122
5.4.1 Temperatura do Esgoto e do Ar	123
5.4.2 pH, Alcalinidade, Acidez e OD	124
5.4.3 DBO _{5,20} e DQO.....	128
5.4.4 Nitrogênio.....	136
5.4.5 Fósforo.....	145
5.4.6 Sólidos	151
5.4.7 Odor, Sulfeto Total e Sulfato Total	157
5.4.8 Óleos e Graxas Totais.....	161
5.4.9 Coliformes Termotolerantes e <i>Escherichia Coli</i>	165
5.4.10 Vírus (Enterovírus), Protozoários (<i>Giardia sp</i> e <i>Cryptosporidium sp</i>) e Helmintos (<i>Ascaris sp</i>).....	171
6. CONCLUSÕES	175
6.1 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS.....	179
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	181
8. ANEXOS	190
CURRÍCULO LATTES	

LISTA DE ANEXOS

ANEXO 1.	Projeto básico da estação experimental de tratamento de esgotos sanitários (plantas e cortes)	191
ANEXO 2.	Projeto básico do tanque séptico (plantas e corte)	194
ANEXO 3.	Memorial de cálculo e dimensionamento hidráulico-sanitário da estação experimental de tratamento de esgotos	195
ANEXO 4.	Plano para coleta, preservação e armazenamento das amostras de águas residuárias (Ensaio Laboratoriais de Parâmetros Físicos e Químicos).....	205
ANEXO 5.	Plano para coleta, preservação e armazenamento das amostras de águas residuárias (Ensaio Laboratoriais de Parâmetros Microbiológicos).....	207
ANEXO 6.	Comprimento das mudas e touceiras por período de medição	208
CURRÍCULO LATTES	209

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Esquema da interação entre planta, substrato e micro-organismos no tratamento de esgotos em <i>wetlands</i> de fluxo subsuperficial	44
Figura 2.	Configurações possíveis de <i>wetlands</i> construídas.....	53
Figura 3.	Vista superior do local da ETE, dentro do CTH na Cidade Universitária, campus Butantã da USP, em São Paulo.....	77
Figura 4.	Poço de sucção	80
Figura 5.	Conjunto moto-bomba, painel elétrico de comando com inversor de frequência em abrigo coberto, tubulações de sucção e recalque	83
Figura 6.	Tubulação de sucção e dispositivo de escorva da bomba	84
Figura 7.	Tubulação de recalque	85
Figura 8.	Vista externa e interna do tanque séptico.....	87
Figura 9.	Vista interna das câmaras de fluxo vertical e horizontal após conclusão parcial dos serviços de construção civil	90
Figura 10.	Prolongamento das paredes da câmara de fluxo vertical.....	91
Figura 11.	Câmara de fluxo vertical totalmente preenchida com brita, sistema de distribuição do esgoto, tubulação de inspeção e vistoria e tubulações de ventilação e respiro	95
Figura 12.	Preenchimento do meio filtrante da câmara de fluxo vertical com a camada de brita Nº 1	95
Figura 13.	Sistema de coleta e drenagem de esgoto da câmara de fluxo vertical e camada de brita Nº 2 junto ao fundo.....	96
Figura 14.	Vistas superior e frontal do sistema de alimentação da câmara de fluxo horizontal	97
Figura 15.	Sistema de coleta de esgoto tratado da câmara de fluxo horizontal.....	98
Figura 16.	Composição das camadas de brita Nº 1 e Nº 2 na câmara de fluxo horizontal	98
Figura 17.	Configuração final do leito filtrante da câmara de fluxo horizontal ...	98
Figura 18.	Trecho aparente do dispositivo de controle do nível da lâmina de esgoto no meio filtrante da câmara de fluxo horizontal	99
Figura 19.	Ponto de descarga do efluente final tratado do experimento	99
Figura 20.	Teste de vazios com água para as britas Nº 1 e Nº 2	100
Figura 21.	Exemplares de mudas e touceiras de capim Vetiver transplantadas para a WC híbrida	101
Figura 22.	Câmaras de fluxo vertical e de fluxo horizontal após o 1º transplântio de mudas e touceiras	102

Figura 23.	Câmaras de fluxo vertical e de fluxo horizontal após 2º transplântio de mudas	102
Figura 24.	Pontos de amostragem e coleta de esgoto.....	105
Figura 25.	Evolução do desenvolvimento e crescimento das mudas e touceiras de capim Vetiver	116
Figura 26.	Evapotranspiração, precipitação pluviométrica e temperatura média do ar durante cada dia de amostragem.....	119
Figura 27.	Temperaturas do esgoto bruto e do efluente das unidades do sistema experimental de tratamento ao longo do período de monitoramento	123
Figura 28.	Temperaturas médias diárias do ar e das amostras de esgoto dos 4 pontos de coleta medidas em campo durante cada dia de amostragem	123
Figura 29.	pH do esgoto bruto e do efluente das unidades do sistema experimental de tratamento ao longo do período total de monitoramento	125
Figura 30.	Alcalinidade total do esgoto bruto e do efluente das unidades do sistema experimental de tratamento ao longo do período total de monitoramento	125
Figura 31.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de $DBO_{5,20}$ no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média	128
Figura 32.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de $DBO_{5,20}$ no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima	129
Figura 33.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de DQO no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média	129
Figura 34.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de DQO no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima	130
Figura 35.	Concentrações de $DBO_{5,20}$ no esgoto bruto e nos efluentes das unidades da ETE experimental ao longo do período de monitoramento	131
Figura 36.	Eficiência global da ETE experimental e das unidades do sistema de tratamento quanto à remoção de $DBO_{5,20}$ ao longo do período de monitoramento.....	131
Figura 37.	Concentrações de DQO no esgoto bruto e nos efluentes das unidades da ETE experimental durante o período de monitoramento	132
Figura 38.	Eficiência global da ETE experimental e das unidades do sistema de tratamento quanto à remoção de DQO ao longo do período de monitoramento.....	132

Figura 39.	Concentrações de N-NTK no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento	136
Figura 40.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de N-amoniaco no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média	136
Figura 41.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de N-amoniaco no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima.....	137
Figura 42.	Concentrações de N-amoniaco no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento	138
Figura 43.	Concentrações de N-NO ₂ no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento	139
Figura 44.	Concentrações de N-NO ₃ no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento	140
Figura 45.	Concentrações de N-total no esgoto bruto e nos efluentes das unidades da ETE durante o período total de monitoramento	141
Figura 46.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de N-total no efluente tratado final da ETE por período de aplicação de vazão ..	141
Figura 47.	Eficiência global da ETE e de cada unidade do sistema experimental quanto à remoção de N-total durante o período total de monitoramento.....	142
Figura 48.	Formas de apresentação do nitrogênio no esgoto bruto e nas unidades da ETE experimental durante o período de aplicação de vazão média	144
Figura 49.	Formas de apresentação do nitrogênio no esgoto bruto e nas unidades da ETE experimental durante o período de aplicação de vazão máxima	144
Figura 50.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de P-total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média	146
Figura 51.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de P-total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima	146
Figura 52.	Série histórica das concentrações de P-total no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento	148
Figura 53.	Concentrações de P-PO ₄ no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento	148

Figura 54.	Eficiência global de remoção de P-total na ETE e nas câmaras da WC Híbrida durante o período total de monitoramento	149
Figura 55.	Concentrações médias da série de sólidos no esgoto bruto e nas unidades da ETE sob aplicação da vazão média.....	152
Figura 56.	Concentrações médias da série de sólidos no esgoto bruto e nas unidades da ETE sob aplicação da vazão máxima.....	152
Figura 57.	Comparação visual da qualidade do esgoto bruto e dos efluentes do TS e da WC Híbrida.....	156
Figura 58.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de sulfeto total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média	158
Figura 59.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de sulfeto total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima.....	158
Figura 60.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de sulfato total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média	160
Figura 61.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de sulfato total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima.....	160
Figura 62.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de óleos e graxas totais no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média	161
Figura 63.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de óleos e graxas totais no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima.....	162
Figura 64.	Concentrações de óleos e graxas totais no esgoto bruto e nos efluentes das unidades da ETE experimental ao longo do período de monitoramento.....	162
Figura 65.	Eficiência global da ETE experimental e das suas unidades constituintes quanto à remoção de óleos e graxas totais ao longo do período de monitoramento.....	163
Figura 66.	Concentrações de coliformes termotolerantes no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período de monitoramento.....	165
Figura 67.	Concentrações de <i>E.Coli</i> no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período de monitoramento	165
Figura 68.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de coliformes termotolerantes no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média.....	166
Figura 69.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de <i>E. Coli</i> no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média	166

Figura 70.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de coliformes termotolerantes no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima.....	167
Figura 71.	Concentrações média, mediana, mínima e máxima de <i>E. Coli</i> no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima	167
Figura 72.	Eficiências global e das unidades do sistema experimental quanto à remoção de coliformes termotolerantes durante o período de monitoramento.....	168
Figura 73.	Eficiências global e das unidades do sistema experimental quanto à remoção de <i>E.Coli</i> durante o período de monitoramento	168
Figura 74.	Concentrações de <i>Giardia sp</i> no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período de monitoramento	171
Figura 75.	Eficiências global e das unidades do sistema experimental quanto à remoção de <i>Giardia sp</i> durante o período de monitoramento	171
Figura 76.	Concentrações de <i>Cryptosporidium sp</i> no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período de monitoramento.....	172
Figura 77.	Eficiências global e das unidades do sistema experimental quanto à remoção de <i>Cryptosporidium sp</i> durante o período de monitoramento	172
Figura 78.	Concentrações de Enterovírus no esgoto bruto e no efluente do sistema experimental durante o período de monitoramento	173
Figura 79.	Concentrações de <i>Ascaris sp</i> no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período de monitoramento	174

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.	Papel desempenhado pelas macrófitas no tratamento de esgoto....	35
Quadro 2.	Mecanismos de remoção dos poluentes constituintes do esgoto.....	42
Quadro 3.	Condições operacionais e parâmetros de projeto sugeridos para a concepção e dimensionamento de <i>wetlands</i> construídas	57
Quadro 4.	População e percentual de habitantes não atendidos pelo sistema coletivo de esgotamento sanitário ou atendidos unicamente por tanque séptico.....	59
Quadro 5.	Indicadores de eficiência na remoção de poluentes em pesquisas realizadas no Brasil nas últimas duas décadas.....	68
Quadro 6.	Relação das atividades e serviços de Engenharia executados durante a construção da ETE experimental em tamanho real.....	78
Quadro 7.	Principais características físicas da <i>wetland</i> construída híbrida.....	88
Quadro 8.	Parâmetros de projeto, características hidráulicas e condições operacionais da <i>wetland</i> construída híbrida.....	88
Quadro 9.	Quantidade e densidade de plantas da WC híbrida.....	103
Quadro 10.	Comprimento médio das mudas e touceiras plantadas na <i>wetland</i> construída híbrida.....	103
Quadro 11.	Parâmetros físicos e químicos quantificados por meio de análises laboratoriais, pontos de coleta e tipo de amostra.....	106
Quadro 12.	Parâmetros microbiológicos quantificados por meio de análises laboratoriais, pontos de coleta e tipo de amostra.....	107
Quadro 13.	Quantidade total de amostras, frequência, tempo total, período e datas de amostragem para os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos.....	107
Quadro 14.	Parâmetros monitorados e medidos em campo em cada um dos pontos de amostragem.....	109
Quadro 15.	Quantidade de touceiras e mudas transplantadas que morreram ou não apresentaram broto verde em cada período de contagem.	112

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Indicadores de eficiência das wetlands construídas monitoradas em Santa Catarina pela EPAGRI e UFSC	71
Tabela 2.	Média de habitantes por domicílio de acordo com o sistema de esgotamento sanitário	81
Tabela 3.	Comprimentos médio, mínimo e máximo e taxas médias de crescimento das mudas e touceiras na câmara de fluxo vertical ...	113
Tabela 4.	Comprimentos médio, mínimo e máximo e taxas médias de crescimento das mudas e touceiras na câmara de fluxo horizontal.....	114
Tabela 5.	Caracterização qualitativa do esgoto bruto utilizado no experimento.....	120

1. INTRODUÇÃO

Os sistemas de tratamento de esgotos são imprescindíveis à manutenção das condições adequadas de saneamento básico e representam uma das mais importantes medidas de preservação da saúde pública e de proteção do meio ambiente dos danos provocados pela poluição de origem antrópica.

Os esgotos costumam ser classificados em dois grupos principais: sanitários e industriais. Os esgotos sanitários são constituídos essencialmente por despejos domésticos, sendo, portanto, sua parcela mais representativa. Os esgotos domésticos são provenientes de residências, edifícios comerciais, instituições ou quaisquer edificações que contenham instalações usuárias de água para fins domésticos: banheiros, cozinha, lavanderia, etc. São compostos basicamente por fezes, urina, água de banho, água de lavagem, detergentes, restos de alimentos e papel (JORDÃO e PESSOA, 2005). Tendo em conta os objetivos deste trabalho de pesquisa, somente serão efetuadas abordagens relacionadas aos esgotos sanitários estritamente domésticos.

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento – PNSB, referente ao ano de 2008, pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) são atendidos ao menos parcialmente por serviço de esgotamento sanitário com rede coletora. Essa situação torna-se ainda mais crítica considerando que o indicador da presença de rede coletora em um determinado município não implica necessariamente no atendimento a todos os domicílios e no tratamento do esgoto coletado (IBGE, 2010).

A presença de rede coletora de esgoto é maior nos municípios mais populosos, com população superior a 500.000 habitantes, e um pouco menor nos municípios com população entre 100.000 e 500.000 habitantes. Com cobertura de 51,8%, abaixo da média nacional de 55,2%, figuram os municípios com menos de 50.000 habitantes, que também não têm sido favorecidos pela transferência de recursos financeiros federais provenientes do Programa de Aceleração do Crescimento – PAC do governo federal para obras de tratamento de esgoto sanitário (SUNTTI e col., 2013). Nessa classe populacional, concentra-se um grande número de municípios preponderantemente rurais e com população mais

dispersa, o que acarreta maior dificuldade para fornecimento dos serviços de coleta de esgoto (IBGE, 2008).

No Brasil, com a elevada concentração demográfica nas áreas urbanas da maioria dos municípios, quase que a totalidade das redes coletoras de esgotos sanitários está implantada dentro de perímetros urbanos. A Pesquisa Nacional de Saneamento – PNSB (IBGE, 2010) ainda indica que apenas 28,5% dos municípios brasileiros possuem sistemas de tratamento de esgotos. Mesmo na Região Sudeste, onde 95,1% dos municípios possuem coleta de esgoto, menos da metade desses (48,4%) o tratam.

Considerando-se o contexto descrito, o presente estudo experimental em escala real pretende contribuir com o avanço do conhecimento em uma abordagem até então pouco explorada e que consiste na utilização de *wetlands* construídas (ou filtros plantados com macrófitas) no tratamento de esgotos domésticos, especialmente de habitações isoladas e núcleos habitacionais – incluindo os de interesse social – situados em áreas periurbanas e rurais desprovidas de serviços públicos coletivos de esgotamento sanitário.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

➤ Avaliação de uma *wetland* construída híbrida em escala real, com fluxo contínuo subsuperficial vertical seguido por fluxo contínuo subsuperficial horizontal, cultivada com capim Vetiver em meio suporte de brita Nº 1 e Nº 2, para tratamento de efluente proveniente de tanque séptico, visando a aplicação do sistema experimental proposto no tratamento descentralizado de esgotos domésticos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterização do esgoto bruto utilizado no experimento, gerado no campus Butantã da USP, em São Paulo.
- Avaliação da capacidade da ETE experimental para remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, sólidos, fósforo, compostos de enxofre (sulfeto e sulfato), odores, óleos e graxas, micro-organismos patogênicos (*Enterovírus*, *Giardia sp*, *Cryptosporidium sp* e *Ascaris sp*) e micro-organismos indicadores de contaminação fecal (coliformes termotolerantes e *E. Coli*), diante das vazões aplicadas (média e máxima ou de pico).
- Avaliação da influência da evapotranspiração e da precipitação pluviométrica locais na qualidade do efluente tratado da *wetland* construída híbrida.
- Avaliação da adaptação após transplântio e do crescimento inicial das mudas e touceiras de capim Vetiver, bem como do potencial de utilização do capim Vetiver no tratamento de esgotos domésticos em *wetlands* construídas.
- Avaliação da qualidade do efluente tratado final da ETE experimental quanto ao atendimento da legislação ambiental federal e do Estado de São Paulo em relação ao lançamento de efluentes líquidos em corpos d'água.
- Avaliação da viabilidade de uso da tecnologia de *wetlands* construídas híbridas como alternativa ao pós-tratamento de efluentes domésticos de tanques sépticos.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 O TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS

Conforme definido na norma técnica NBR 13.969 (ABNT, 1997), entende-se por sistema local ou descentralizado de tratamento de esgotos o sistema de saneamento onde as distâncias entre as fontes geradoras de esgotos, seu tratamento e disposição final são próximas entre si, não necessitando normalmente de rede coletora extensa, coletor-tronco, poços de visita, emissários, estações elevatórias, etc.

As estações “descentralizadas”, segundo a legislação vigente no Brasil, são aquelas com vazão nominal de projeto menor ou igual a 50 L/s ou com capacidade para atendimento de até 30.000 habitantes, a critério do órgão ambiental competente (BRASIL, 2006).

A gestão descentralizada de sistemas de esgotos sanitários pode ser definida como a coleta, o tratamento e a disposição final ou reuso de águas residuárias de residências, comunidades isoladas, bairros, indústrias e instituições públicas próximas ao ponto de geração de esgoto e tem como objetivos principais a proteção da saúde pública, a proteção do meio ambiente da contaminação e degradação humanas e a redução dos custos de tratamento pela retenção dos resíduos líquidos e sólidos próximos à origem, viabilizando seu reuso (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998).

O tratamento descentralizado de esgotos sanitários mostra-se de grande importância para a gestão da qualidade ambiental e merece a mesma atenção dada aos sistemas convencionais de tratamento de esgotos sanitários. Segundo CRITES e TCHOBANOGLIOUS (1998) esta hipótese pode ser comprovada especialmente nas seguintes situações:

- Em locais onde a densidade residencial seja pequena;
- Quando a comunidade não possa arcar com os custos de sistemas convencionais de tratamento de esgotos ou esteja longe dos sistemas de esgotamento existentes;

- Em locais onde a capacidade de sistemas de tratamento de esgotos existentes esteja limitada e não haja condições financeiras para sua expansão;
- Em locais isolados e sob condições ambientais que demandem maior eficiência no tratamento de esgotos;
- Onde constituintes específicos do esgoto fossem mais facilmente neutralizados junto do ponto de sua geração;
- Onde a água limpa para abastecimento humano seja escassa;
- Em locais onde, por questões ambientais, a quantidade de efluente passível de ser descartada no meio ambiente seja limitada;
- Onde o reúso local do esgoto tratado seja possível.

Nos EUA, desde o reconhecimento das entidades públicas na década de 1990 que o completo esgotamento sanitário do país nunca seria possível por razões econômicas e geográficas (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998), o gerenciamento descentralizado das águas residuárias passou a ser considerado como de grande importância para a preservação da qualidade do meio ambiente.

Nas regiões urbanas e periurbanas brasileiras parcialmente atendidas ou totalmente desatendidas pelos serviços públicos de coleta, afastamento e tratamento de esgotos sanitários, especialmente onde predominam populações dispersas (núcleos habitacionais, loteamentos, condomínios, etc.), verifica-se a intensificação das iniciativas favoráveis ao emprego de sistemas descentralizados para tratamento dos esgotos domésticos como alternativa aos sistemas coletivos de grande porte que promovem o tratamento dos esgotos sanitários distante dos pontos geradores das águas residuárias e que são caracterizados pela complexidade operacional e pelos altos gastos de implantação, operação, manutenção e ampliação da capacidade de tratamento para atendimento ao acréscimo das vazões de esgotos brutos ao longo do tempo.

Contudo, é prudente afirmar que não há como se estipular um sistema padronizado, válido e aplicável para quaisquer situações. O sistema de tratamento de esgotos mais indicado para uma determinada condição deverá ser aquele capaz de proporcionar o alcance dos objetivos para o qual foi concebido quanto a sua eficiência sob os pontos de vista técnico e ambiental, com a melhor relação entre

custos e benefícios e maior adequação ao perfil sócio-econômico da comunidade local (ANDRADE NETO, 1994).

Diante do enorme déficit sanitário e do perfil sócio-econômico brasileiro, são imprescindíveis os investimentos no desenvolvimento e teste de tecnologias alternativas que apresentem baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização, alta eficiência e sustentabilidade do sistema ao longo do tempo, voltadas ao tratamento de águas residuárias geradas por núcleos habitacionais e comunidades afastadas dos centros urbanos (SOUSA e CHERNICHARO, 2004).

3.2 TECNOLOGIAS NATURAIS PARA TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS

O mais antigo e conhecido sistema de tratamento em nível primário, utilizado desde o final do século XIX em sistemas descentralizados, é o tanque séptico, também conhecido como fossa séptica. Devido a sua simplicidade construtiva e operacional, no Brasil, o tanque séptico ainda é o sistema de tratamento de esgotos mais utilizado no pré-tratamento local de esgotos gerados em residências individuais ou em conjuntos residenciais (loteamentos e condomínios habitacionais), especialmente em áreas não servidas por sistemas coletivos de esgotamento sanitário (IBGE, 2011).

Como tratamento complementar do efluente de tanque séptico, várias opções podem ser avaliadas. A NBR 13969 (ABNT, 1997) apresenta algumas alternativas técnicas consideradas viáveis para proceder ao tratamento complementar de efluentes de tanque sépticos: filtro aeróbio submerso, valas de filtração, filtro de areia, lodo ativado por batelada, lagoa com plantas aquáticas e filtro anaeróbio de leito fixo com fluxo ascendente, que corresponde à principal opção empregada no Brasil para este fim, seguida pela disposição final do efluente em sumidouro ou valas de infiltração. A citada norma ainda observa que estas são somente opções de tratamento, não impedindo que sejam utilizados outros sistemas alternativos. Os arranjos possíveis são múltiplos, sendo estes definidos em função das características do local a ser implantado.

Nos sistemas mais comuns de tratamento de esgotos, constituídos por tanque séptico seguido por filtro anaeróbio, as remoções de matéria orgânica solúvel e principalmente de nitrogênio, não são efetivas. Quando há o lançamento destes efluentes em corpos d'água, o elevado teor de nutrientes (nitrogênio e fósforo) contribui para a ocorrência de eventos de eutrofização, os quais podem desencadear uma série de processos negativos, como o desenvolvimento de condições anaeróbias no corpo hídrico, mortandade de peixes, além da elevação dos custos para o tratamento da água pela necessidade de remoção destes nutrientes. Desta forma, torna-se necessário e importante a remoção desses componentes do efluente final, juntamente com a matéria orgânica (SUNTTI e col., 2013).

Considerando-se as restrições econômicas da maioria da população brasileira e que os requisitos para disposição final de esgotos tratados no meio ambiente, especialmente em corpos d'água superficiais, estão cada vez mais restritivos, demandando, portanto, sistemas com níveis de eficiência de tratamento mais elevados (secundário e até terciário), a opção pelo estudo e emprego de sistemas naturais para tratamento descentralizado de esgotos deve ser destacada.

Os sistemas naturais de tratamento de esgotos são constituídos por processos que dependem fundamentalmente de mecanismos naturais para alcançar a finalidade pretendida não sofrendo prejuízo pela ausência de equipamentos mecanizados ou de fontes externas de energia. Na maioria dos casos, essa concepção resulta em menores custos de implantação e operação do sistema e implica na redução de gastos com energia em relação às alternativas mecanizadas (REED e col., 1995).

3.3 WETLANDS NATURAIS E CONSTRUÍDAS

3.3.1 Conceituação e Contextualização

Wetlands naturais ou terras úmidas naturais são áreas de terra inundadas ou saturadas durante grande parte ou todo o ano (pântanos, brejos, etc.) onde o nível de água superficial ou subterrânea mantém-se próximo à superfície,

permitindo o desenvolvimento de uma vegetação adaptada à regiões de solo saturado. (KIVAISI, 2001; REED e col., 1995).

Wetlands construídas, terra úmidas construídas, leitos ou filtros cultivados ou plantados com macrófitas, leitos vegetados, banhados artificiais e alagados superficiais são algumas das inúmeras denominações utilizadas para designar sistemas de tratamento de esgotos concebidos e construídos pela interferência humana, constituídos por tanques, lagoas ou canais rasos com profundidade inferior a 1 metro, preenchidos por um substrato poroso e inerte (areia, cascalho, pedra ou solo) – onde há a formação de biofilme e o crescimento de uma população variada de micro-organismos – e cultivado com macrófitas aquáticas em que, de maneira natural e sob condições ambientais adequadas, ocorre o tratamento dos esgotos por processos biológicos, químicos e físicos. As lagoas e canais rasos usualmente possuem uma camada impermeável de argila ou membrana sintética e os tanques podem ser pré-fabricados com material sintético impermeável. Há ainda estruturas para controlar a direção do fluxo, o tempo de detenção hidráulica e o nível d'água (VON SPERLING e col., 2009)

3.3.2 Potencial para Aplicação em Países em Desenvolvimento

Apesar de haver inúmeros sistemas de *wetland's* construídas sendo usados na Europa, resultado de pesquisas desenvolvidas nas duas últimas décadas (COOPER, 2009), a taxa de adoção desta tecnologia em sistemas de tratamento de esgotos em regiões tropicais ainda é baixa. Seu potencial de aplicação em países em desenvolvimento é enorme, considerando-se que a maioria destes localiza-se em regiões de clima quente subtropical e tropical onde a produtividade e a atividade biológicas são elevadas e favorecem a elevação do desempenho.

3.4 O TRATAMENTO DE ESGOTOS EM *WETLANDS* CONSTRUÍDAS

Apesar de serem conhecidas inúmeras concepções diferentes de sistemas de tratamento de esgotos, uma estação de tratamento nem sempre é viável economicamente, fato que exige o estudo e a implementação de novas alternativas, a fim de se obter uma tecnologia capaz de relacionar favoravelmente o custo e o benefício, tanto para o meio ambiente quanto para a sociedade (UCKER e col., 2012).

Entre as soluções disponíveis atualmente, evidenciam-se os sistemas naturais de tratamento de esgotos, os quais se baseiam na capacidade de ciclagem dos elementos contidos nos esgotos em ecossistemas naturais, sem o fornecimento de qualquer fonte de energia induzida para acelerar os processos bioquímicos que ocorrem de forma espontânea (SEZERINO, 2006).

Dentre as tecnologias naturais de tratamento de esgotos para sistemas de pequeno porte, com melhor custo-benefício e maior eficiência (REED e col., 1995) enquadram-se as *wetlands* construídas, também conhecidas como filtros plantados com macrófitas, alagados construídos ou terras úmidas construídas, fundamentalmente pela possibilidade de geração de um efluente tratado com qualidade semelhante (nível secundário) ou até melhor (nível terciário) que o efluente produzido em sistemas equivalentes de tratamento de grande porte (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998). Além da redução e remoção das matérias orgânica e inorgânica do esgoto, esses sistemas apresentam maior eficiência na redução de nutrientes e patógenos dos esgotos antes de seu lançamento em corpos d'água.

As pesquisas realizadas durante as duas últimas décadas propiciaram o acúmulo de grande quantidade de informações sobre o desempenho desses sistemas. Do ponto de vista prático, as *wetlands* construídas oferecem uma conjuntura mais favorável ao tratamento de esgotos do que as *wetlands* naturais. As *wetlands* construídas podem ser concebidas para otimizar o desempenho dos processos de remoção de $DBO_{5,20}$, DQO e nutrientes e para maximizar o controle sobre a vegetação e as condições hidráulicas no sistema (VIMAZAL, 2009).

Os sistemas de tratamento de águas residuárias por meio de *wetlands* estão entre os menos onerosos quanto à operação e manutenção. O

aproveitamento pelas plantas de formas naturais de energia existentes na natureza, como a energia solar e a eólica, para transformação de poluentes do esgoto nos nutrientes necessários à manutenção de uma alta produtividade biológica permite um consumo mínimo de combustíveis fósseis e de energia (aproximadamente $0,1 \text{ KW} \times \text{h} / \text{m}^3$) para se alcançar os objetivos do tratamento além de baixos gastos com obras de terra, tubulações e dispositivos de recalque ou bombeamento de esgoto (KADLEC, 2009).

Wetlands têm sido usadas para purificação da água em diversas partes do mundo desde a década de 1950 e de maneira mais intensa a partir da década de 1990, notadamente na Alemanha, França, Reino Unido, Nova Zelândia e EUA. Os ecossistemas *wetland* têm características especiais que os fazem particularmente adequados à purificação de águas residuárias (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999):

- São sistemas semi-aquáticos que normalmente contém grande quantidade de água. A inundação causada pela adição de esgoto representa uma situação normal ao sistema.
- Por ter partes do meio filtrante aeróbias e anóxicas, a degradação da matéria orgânica utiliza vias especiais utilizando outros receptores de elétrons além do oxigênio: o nitrato, o sulfato e o ferro.
- Apresentam grande produtividade e a vegetação emergente, que pode atingir elevada altura, é capaz de captar nutrientes para favorecer seu crescimento.

Comparada a sistemas convencionais de tratamento de esgotos, a *wetland* baseia-se em uma tecnologia mais econômica e de operação e manutenção mais simples. Não há necessidade de uso de produtos químicos e apenas uma quantidade mínima de combustível fóssil pode ser requerida, passível de ser mantido por mão-de-obra pouco especializada (SOLANO e col., 2004). Apresenta potencial de aplicação em residências familiares isoladas e situadas em loteamentos e condomínios habitacionais, aproveitando para sua instalação as áreas obrigatórias reservadas a equipamentos públicos, e em áreas rurais, que normalmente apresentam pouca limitação de área, insolação suficiente e fluxo regular de efluente (PULGA, 2011). Normalmente são empregadas para tratamento em nível secundário e até mesmo terciário. Alternativamente, podem ser usadas

como tratamento primário nas situações em que são o único tipo de tratamento disponível; contudo, nesses casos tem-se verificado efeitos tóxicos sobre as plantas pelo alto carregamento orgânico afluyente (SOLANO e col., 2004).

O pré-tratamento do esgoto bruto é aconselhável antes de sua descarga na *wetland* para evitarem-se transtornos causados pela sobrecarga de sólidos e aumento de demanda de oxigênio pelo recebimento de esgoto bruto ou de esgoto inadequadamente tratado em nível primário.

Embora o uso de tanques sépticos seja comum no tratamento de esgotos residenciais e de pequenas comunidades, sua tecnologia é limitada quanto à capacidade e às condições locais. Esse processo não permite o controle do nitrogênio, o que pode provocar a contaminação de águas subterrâneas (solos argilosos, pedras e altos níveis do lençol freático podem impedir eficazmente essa infiltração). Nesses casos, a adição de uma *wetland* de fluxo subsuperficial após o tanque séptico e precedendo o lançamento final no meio ambiente pode compensar as condições inadequadas de infiltração no solo, e promover um grande nível de controle do nitrogênio. O tratamento pode ser concebido de modo que o efluente tratado na *wetland* tenha condições de ser descarregado em águas superficiais. (KADLEC, 2009).

3.4.1 Macrófitas Aquáticas (Plantas Aquáticas)

Macrófita aquática é a denominação genérica, embora amplamente encontrada na literatura científica internacional, utilizada para caracterizar plantas vasculares, que crescem em ambientes aquáticos e em solos alagados ou saturados por água independente do aspecto taxonômico (ESTEVES, 1988) e que são indispensáveis nesse tipo de ecossistema (BRIX, 1997). As macrófitas podem ser subclassificadas em plantas flutuantes, emergentes e submersas. As macrófitas emergentes enraizadas serão objeto do presente estudo..

3.4.1.1 Funções das Macrófitas

A presença das plantas em sistemas *wetlands* é essencial. A zona de suas raízes representa a principal fonte de oxigênio em *wetlands* de fluxo subsuperficial e a presença das folhas, caules, raízes, rizomas e da biomassa residual regula o escoamento da água e possibilita o contato entre o líquido e a comunidade microbiana. As partes submersas das plantas servem como substrato para a aderência, suporte e desenvolvimento de micro-organismos de grande influência na eficácia do tratamento (REED e col., 1995; KADLEC, 2009).

As funções mais importantes das macrófitas no processo de tratamento de esgotos por *wetlands* estão relacionadas na sequência (BRIX, 1997; REED e col., 1995; MARQUES, 1999; KADLEC, 2009):

- a) Captação e remoção de nutrientes e outros constituintes dos esgotos e fornecimento de um meio suporte para aderência e ação da comunidade microbiana e crescimento do biofilme.

Os rizomas, zona de raízes e colmos funcionam como meio suporte para o crescimento de bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas, além de protozoários, actinomicetos e outros micro-organismos responsáveis pela decomposição biológica da matéria orgânica do esgoto.

- b) Transferência de oxigênio para a rizosfera

Os solos de *wetlands* naturais e construídas que permanecem submersos ou alagados por longos períodos de tempo, dependendo de aspectos como profundidade do leito filtrante e da lâmina líquida, fluxo hidráulico, entre outros, podem encontrar-se sob condições anaeróbias. Ao incorporarem o ar contendo oxigênio e outros gases pelas folhas e o transferirem para os rizomas e zona de raízes por meio das aerênquimas, as macrófitas permitem que o substrato, nos locais vizinhos à região dos rizomas e zona de raízes, permaneçam sob condições aeróbias, favorecendo o crescimento dos micro-organismos aderidos aos rizomas e zonas de raízes e os mecanismos de degradação biológica aeróbia e anóxica do esgoto nestes locais, bem como o crescimento de bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos às plantas. Além disso, as macrófitas podem facilitar a liberação à atmosfera de gases presentes no meio líquido como

metano, dióxido de carbono, óxido de nitrogênio e gás sulfídrico (REED e col., 1995; BRIX, 1997) .

Há estudos que indicam que a maioria do oxigênio transferido pela planta aos rizomas e zona de raízes é consumido em seu próprio metabolismo celular para permanecer viva durante condições normais de estresse, condição tal que reduz a taxa de transferência de oxigênio liberado à rizosfera, em torno de $0,02\text{gO}_2/\text{m}^2$ de área superficial do leito×dia, segundo Brix e Schierup (1990) e Wu e col. (2001) citados por KADLEC (2009)....

- c) Favorecimento de condições adequadas para o processo físico de filtração e retenção de sólidos.

A presença dos rizomas e raízes possibilita a redução na velocidade do escoamento e a melhor distribuição da água residuária, aumentando o tempo de contato entre a água e as raízes das plantas e trazendo melhores condições para a sedimentação dos sólidos em suspensão.

Nas *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial horizontal, o escoamento do líquido pelo leito é planejado para ser subsuperficial através da criação de canais pelos rizomas e pelas raízes vivas e mortas, assim como através dos poros do meio filtrante. Com o crescimento das raízes e rizomas, as partículas de solo vão se desprendendo. Quando as raízes e os rizomas morrem e apodrecem, elas deixam para trás poros e canais tubulares (macro poros) que são considerados como responsáveis pelo incremento e estabilização da condutividade hidráulica do solo (Kickuth, 1981, citado por BRIX, 1997).

- d) Valorização estética do sistema de tratamento e criação de *habitat* para vida selvagem

Um importante diferencial positivo no emprego de *wetlands* construídas para tratamento de esgotos domésticos refere-se ao potencial econômico, paisagístico e ambiental das macrófitas. Os leitos cultivados com macrófitas ornamentais podem ser vistos como objeto decorativo, por ter uma aparência mais agradável e podendo ser incorporada à paisagem local, facilitando também sua aceitação diante dos membros mais resistentes de cada comunidade. A incorporação da estação de tratamento à paisagem local deixa o sistema mais agradável e harmônico, favorecendo a consolidação do sistema *wetland* ao longo

do tempo em decorrência do possível e provável crescimento do interesse da comunidade na sua correta operação e manutenção (Konnerup e col., 2009, citados por CAMPOS e TEIXEIRA FILHO, 2013). Além disso, a presença das plantas é também capaz de atrair a presença de pássaros e pequenos animais porque possibilita a criação de ambiente (*habitat*) atraente para essas espécies (MATOS, 2013). O Quadro 1 a seguir procura resumir o papel desempenhado pelas principais partes integrantes da biomassa de uma macrófita, em relação à lâmina líquida, em sistemas de tratamento de esgotos através de *wetlands* construídos.

Quadro 1. Papel desempenhado pelas macrófitas no tratamento de esgoto

Parte constituinte da macrófita	Papel no processo de tratamento de esgoto
Tecidos aéreos (acima da superfície)	Atenuação da luminosidade → redução do crescimento de fitoplâncton (micro-organismo fotossintético flutuante)
	Influência no microclima → isolamento térmico durante o inverno
	Redução da velocidade do vento → minimização do risco de ressuspensão
	Embelezamento estético e paisagístico
	Armazenamento de nutrientes
Tecidos submersos (em contato com o esgoto)	Filtração de detritos maiores
	Redução da velocidade do fluxo de esgoto → aumento da taxa de sedimentação e redução do risco de ressuspensão
	Fornecimento de área para aderência de micro-organismos
	Liberação de oxigênio pela fotossíntese → favorecimento da degradação aeróbia da matéria orgânica
	Remoção de nutrientes
Rizomas e raízes em contato com o substrato	Estabilização da superfície do substrato → redução da erosão
	Prevenção de colmatação do substrato em sistemas de fluxo vertical
	Liberação de oxigênio → favorecimento da degradação aeróbia da matéria orgânica e da nitrificação
	Remoção de nutrientes
	Liberação de antibióticos

Fonte: Adaptado de BRIX (1997)

3.4.1.2 Critérios de Seleção das Macrófitas

A escolha da espécie vegetal é um dos critérios mais influentes no sucesso do tratamento de águas residuárias em sistemas *wetlands* construídos. Fundamentalmente, deve ser baseada no tipo e características químicas da água residuária a ser tratada; na carga orgânica a ser aplicada; na época do ano em que será cultivada e em aspectos econômicos. As macrófitas aquáticas nativas são espécies com vocação natural para cultivo em *wetlands* construídas (MARQUES, 1999)..

Os resultados de uma pesquisa realizada no Brasil e relatada por Freitas (2006), apontam um melhor desempenho agrônomico das plantas em um sistema *wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal policultivado com *alternantera* no primeiro terço, *taboa* no segundo e *tifton 85* no terceiro terço. Tal fato indica a possibilidade de se obter vantagens com o policultivo de macrófitas em relação à monocultura .

O policultivo com espécies de plantas decorativas, como a *Canna flacida* e a íris amarela (*Iris pseudocorus*), já foi realizado em várias *wetlands* de fluxo subsuperficial horizontal nos EUA (KADLEC, 2009). Contudo, essas e outras espécies de plantas ornamentais, formadas por tecidos leves e frágeis que apresentam rápida decomposição no meio líquido após a conclusão do ciclo de definhamento e morte de suas estruturas situadas acima da superfície do leito, podem reduzir a eficiência do sistema de tratamento devido ao aumento nas cargas de DBO_{5,20} e nitrogênio no efluente tratado.

3.4.1.3 O Capim Vetiver

O capim Vetiver pertence à família *Poaceae* (*Gramineae*) e foi inicialmente classificado como uma das espécies do gênero *Vetiveria*, ficando conhecido popularmente e no mundo científico como *Vetiveria zizanioides* (L.) Nash, e posteriormente reclassificado como *Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty, gênero com mais de 40 espécies identificadas.

O Vetiver é uma planta herbácea, uma gramínea perene que ocorre sobretudo nos climas tropical e subtropical. Tem porte médio e colmos eretos e resistentes, chegando a atingir cerca de 1,5m a 2m de altura quando adulta, com folhas de 2cm de largura junto à base e extremidade pontiaguda. Seu desenvolvimento máximo se dá em condições de maior exposição solar, não resistindo ao sombreamento excessivo. Possui raízes densas, profundas (podem penetrar até 5 m de profundidade) e resistentes, com uma força de tração equivalente a 1/6 do aço doce, ou seja, poderia-se afirmar que 6 raízes com o diâmetro de um arame teriam a mesma resistência à tensão que o arame de aço. É uma planta estéril, que se reproduz somente por mudas, e por isso não se comporta como uma espécie invasora, podendo ser usada em diferentes biomas sem a preocupação de se tornar uma praga.

Tem grande resistência à pragas e doenças, não havendo a necessidade de controle das mesmas. Tolerância a condições extremas tais como solos alcalinos (básicos), sódicos, salinos ou ácidos (pH de 3 a 12); temperaturas de 15°C a 60° C; altitudes com variação desde 0m até 2800m; períodos prolongados de seca e inundações; fogo, geada e pisoteio de animais, já que sua coroa fica abaixo da superfície do solo; e altas concentrações de metais pesados como o cobre, o chumbo, o zinco, o cádmio, o mercúrio, o níquel, o cromo e outros elementos (UCKER e ALMEIDA, 2013; LUQUE, 2014).

É uma planta originária da Índia, cultivada há mais de 3 séculos, e está presente em mais de 120 países no mundo onde tem sido usada para delimitar fronteira de terrenos, fabricação de perfumes e tratamentos terapêuticos e estéticos a partir da extração do óleo das folhas e aproveitamento das raízes aromatizadas, repelente de insetos, confecção de produtos artesanais como tapetes e cestas, montagem de arranjos florais, forros e coberturas de edificações rurais, entre outros usos (CHAVES, 2013).

A utilização em uma WC de uma espécie de macrófita com raízes compridas, como é o caso do capim Vetiver, possibilita, entre outros benefícios, que os micro-sítios aeróbios formados na rizosfera alcancem camadas mais profundas do substrato em relação à superfície da lâmina líquida e que a perda de eficiência na remoção de fósforo em substratos saturados, causada pela liberação do fósforo adsorvido pelo meio filtrante, possa ser minimizada pela sua absorção nas raízes e rizomas (UCKER e col., 2012).

Em estudo realizado na China (YAO e col., 2011), no qual 6 espécies de macrófitas foram expostas a duas soluções, uma com nutrientes e outra com esgoto artificial, o capim Vetiver foi apontado como a espécie que apresentou a maior tolerância e o maior potencial de transferência de oxigênio ao solo ou substrato e a maior capacidade de transformação e remoção de nutrientes, e seu uso foi recomendado para tratamento de esgotos domésticos e de águas residuárias ricas em nutrientes.

No Brasil, o capim Vetiver tem sido mais utilizado para controle da erosão, atirantamento de solo, estabilização de encostas e taludes em estradas e recuperação de áreas degradadas e contaminadas, porém ainda de maneira restrita. Outros usos identificados são a formação de barreiras vivas para retenção de sedimentos e proteção de margens de cursos d'água e a produção de perfumaria (CHAVES, 2013).

As principais virtudes do capim Vetiver destacadas na literatura científica estão descritas resumidamente a seguir:

- Considerável potencial para absorção e retenção de poluentes do esgoto doméstico, destacadamente nitrogênio e fósforo;
- Valorização estética do sistema de tratamento, podendo ser incorporado ao paisagismo local formando cercas vivas ou jardins e facilitando sua aceitação pela comunidade;
- Disponibilidade para aquisição comercial a preços viáveis;
- Facilidade de manejo, poda e colheita, com custos anuais de operação e manutenção muito reduzidos;
- Planta perene, não invasora, com crescimento rápido, e de fácil controle durante seu desenvolvimento, pois não produz rizomas ou estolões, já que suas raízes são estéreis;
- Tolerância e resistência a: secas prolongadas e altos índices pluviométricos, permanência em ambientes saturados e até submersa, fogo, geada, pastoreio e pisoteio, variações de temperatura e pH, presença de sais dissolvidos e até de substâncias tóxicas, alumínio, manganês e metais pesados como arsênio, cádmio, cromo, níquel, chumbo, mercúrio selênio e zinco (estes últimos se presentes em solos contaminados que componham o meio filtrante da *wetland*

construída, já que sua presença é pouco provável em esgotos domésticos);

- Não serve como hospedeira ou intermediária de pragas e doenças, sendo muito resistente a elas e dispensando o controle das mesmas;
- Em regiões carentes ou com padrão de ocupação tipicamente rural, as folhas podem ser usadas como forro ou cobertura de construções, assim como no artesanato de tapetes e cestos com valor comercial;
- As raízes densas, profundas e resistentes possibilitam o grampeamento e a estabilização do solo de encostas e taludes; a recuperação de regiões erodidas e degradadas; e a retenção parcial de sedimentos e águas pluviais superficiais;
- Capacidade de sequestro de carbono incorporado ao solo.

3.4.2 Leito Filtrante, Meio Suporte ou Substrato

O conhecimento dos materiais a serem utilizados no leito filtrante de uma *wetland* é essencial. O substrato tem a função de auxiliar os processos de filtração da água residuária e de formação do biofilme, além servir como meio de sustentação para as macrófitas (PHILIPPI e col., 2007). Em *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial, os espaços vazios do substrato funcionam como canais de escoamento do esgoto (MARQUES, 1999; REED e col., 1995).

A porosidade (relação entre o volume de vazios e o volume total de uma amostra de solo) e a permeabilidade (varia conforme a condutividade hidráulica saturada) do material são os principais fatores influentes no escoamento do líquido pelo meio filtrante. A condutividade hidráulica saturada do solo é essencial para qualquer estudo que envolva o movimento da água no solo, seja para avaliar a própria dinâmica da água, seja para avaliar o transporte de elementos químicos, nutrientes e defensivos agrícolas, bem como seus impactos potenciais ao ambiente. É um dos principais parâmetros usados na determinação da capacidade de drenagem do solo (quanto maior a condutividade hidráulica maior a permeabilidade) e pode ser determinada por métodos de campo e de laboratório (TÁVORA COSTA, 2011).

Diversos substratos podem ser utilizados para o plantio e o desenvolvimento de macrófitas, tais como resíduos orgânicos (palha de arroz, casca de árvores), resíduos de mineração de carvão, lodo, argila, areia, silte, cascalho e argila expandida. Os substratos constituídos por material de menores dimensões (textura fina) possuem grande potencial para remoção de fósforo; contudo devido à sua baixa a moderada permeabilidade, ocorre a limitação da capacidade hidráulica do sistema (MARQUES, 1999).

A colmatação é um fenômeno que reduz a migração de poluentes no meio filtrante. Em *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial horizontal, este fenômeno deve ser considerado na fase de sua concepção e projeto para evitar o problema de inundação do leito filtrante, já que a condutividade hidráulica é extremamente sensível à porosidade do meio. Para exemplificar, a redução de um terço do espaço ocupado pelos poros provoca a redução de até dez vezes no valor da condutividade hidráulica.

Os mecanismos que causam a colmatação do meio nesse tipo de sistema são: a deposição de sólidos suspensos inertes (minerais) na zona de entrada ou alimentação da *wetland*; o acúmulo de material orgânico refratário (resistente à degradação microbiológica) na zona de entrada ou alimentação da *wetland*; a deposição de precipitados químicos insolúveis sobre o leito filtrante; a taxa de carregamento de matéria orgânica, dissolvida e particulada, que estimula o crescimento do biofilme microbiano no meio filtrante e o desenvolvimento das raízes das plantas que passam a ocupar o volume dos poros no interior do leito filtrante.

Ainda não há conhecimento sobre métodos precisos para estimativa e previsão da colmatação de leitos filtrantes de *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial horizontal. Mecanismos atuantes no curto prazo estão relacionados ao desenvolvimento das raízes das plantas, ao carregamento de matéria orgânica e às dimensões das partículas do meio filtrante. Na Europa e nos EUA, é crescente a ideia de que a colmatação seja um fenômeno inevitável e, portanto, que a limpeza e remoção planejadas e regulares do material do leito situado na zona de entrada devam fazer parte da rotina de operação desses sistemas. Por outro lado, há aqueles que acreditam que tal rotina de operação possa ser evitada através da diminuição da taxa de carregamento e da concessão de períodos de repouso ao

sistema para que o mesmo consiga reestabelecer suas condições iniciais de operação (KADLEC, 2009).

No caso de *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial vertical, os principais mecanismos que induzem a colmatação do meio filtrante são: deposição e filtração de partículas orgânicas e inorgânicas que adentram ao sistema, levando ao bloqueio dos poros, especialmente próximo à superfície; produção de biomassa devido ao crescimento de micro-organismos e ocupação dos poros do solo, dadas as condições favoráveis criadas pelo esgoto doméstico ou municipal; precipitação química nos poros, formando, por exemplo, o carbonato de cálcio, presença e crescimento das raízes e compactação do maciço filtrante (LANGERGRABER e col., 2003).

A matéria orgânica pode ser rapidamente removida dos poros dependendo da velocidade de ocorrência dos processos de decomposição, fato que não se repete com a matéria inorgânica. Quanto menor o tamanho das partículas do material filtrante mais rapidamente pode ocorrer a colmatação. Na prática, as raízes e o biofilme são responsáveis pelo bloqueio parcial dos poros; o acúmulo de sólidos nos poros é considerado o principal mecanismo de colmatação nesse tipo de sistema (KADLEC, 2009).

SEZERINO (2006) realizou ensaios laboratoriais com possíveis materiais de preenchimento do meio filtrante em *wetlands* – areia e brita – para identificar seus potenciais de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos quando submetidos a diferentes cargas orgânicas aplicadas e para avaliar a dinâmica da condutividade hidráulica associada com as cargas de sólidos suspensos afluentes. A areia mostrou-se ser um material com grande potencial de aplicação como maciço filtrante em *wetlands*, apesar da dificuldade de ser encontrada para comercialização com as características semelhantes àquelas preconizadas na norma técnica NBR 13969/97. Contudo, por geralmente não apresentarem minerais como o ferro, o cálcio e o alumínio em sua composição, apresentam a desvantagem de não possibilitar a adsorção do ortofosfato reativo presente nos efluentes. Já a brita apresentou, comparativamente, menor desempenho na remoção de DQO e SS, além de elevados valores de condutividade hidráulica (13 m/h), tornando-se uma desvantagem perante a formação de biofilme, dada a grande possibilidade de cisalhamento deste biofilme com a elevada velocidade de percolação do efluente pelos poros do meio filtrante.

3.4.3 Mecanismos Atuantes no Processo de Tratamento

Os sistemas de tratamento *wetland* são capazes de reduzir ou remover efetivamente altos níveis de poluentes em águas residuárias como matéria orgânica e inorgânica, solúvel e particulada, e nitrogênio, além de fósforo, patógenos, metais e traços de compostos orgânicos prioritários. A redução é realizada por diversos mecanismos de tratamento incluindo sedimentação, filtração, precipitação e adsorção químicas, interações microbianas e absorção pela vegetação. Por se tratarem de mecanismos complexos e ainda não totalmente conhecidos, verifica-se a necessidade de apoio aos estudos sobre os processos que ocorrem em sistemas *wetland*, especialmente quanto ao acúmulo, à liberação e à redução de nutrientes (KIVAISI, 2001).

As condições hidrológicas locais, a vegetação e o solo são apontados como os principais fatores que influenciam a qualidade da água em *wetlands*. O ciclo hidrológico é o principal desses fatores e também influencia no tipo de vegetação a ser adotada, na atividade microbiana e no ciclo de nutrientes no solo. As plantas (macrófitas) desempenham um papel importante na retirada de nutrientes. Os micro-organismos têm uma função central na transformação bioquímica de nutrientes e na remoção de compostos orgânicos tóxicos (KIVAISI, 2001). O Quadro 2 discrimina, resumidamente, os possíveis mecanismos atuantes em *wetlands* na remoção dos poluentes constituintes do esgoto.

Quadro 2. Mecanismos de remoção dos poluentes constituintes do esgoto

Constituinte do esgoto	Mecanismo de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação Filtração
Matéria orgânica solúvel	Degradação biológica aeróbia e anaeróbia
Nitrogênio	Utilização pela planta Amonificação Nitrificação e desnitrificação biológicas
Fósforo	Adsorção Utilização pela planta Adsorção e troca de cátions

Constituinte do esgoto	Mecanismo de remoção
Patógenos	Predação Morte natural Irradiação UV
Metais	Complexação, precipitação Absorção pela planta Oxidação e redução bioquímicas Sedimentação Filtração

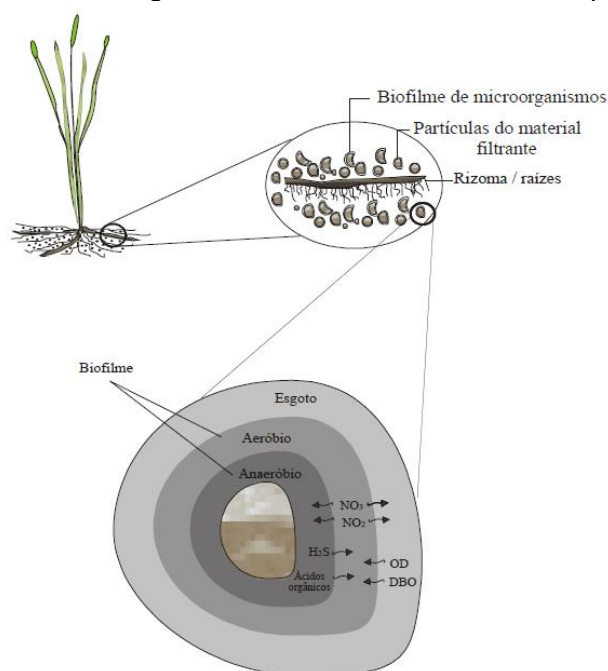
Fonte: Adaptado de PHILIPPI e SEZERINO (2004)

3.4.3.1 Remoção de Matéria Orgânica

A remoção de matéria orgânica sedimentável é muito rápida em todos os tipos de *wetlands* e deve-se às condições de repouso em sistemas de fluxo superficial e à sedimentação e filtração em sistemas de fluxo subsuperficial. Ocorre através da decomposição aeróbia e anaeróbia, dependendo da disponibilidade ou não de oxigênio no ponto de deposição (REED e col., 1995).

A matéria orgânica remanescente, dissolvida ou em estado coloidal, é removida pela comunidade microbiana. Esta atividade biológica pode ser aeróbia tanto nas áreas vizinhas à lâmina líquida, no caso de *wetlands* de fluxo superficial, como nas camadas mais externas de biofilme que se desenvolve aderido às partículas constituintes do material leito filtrante em pequenos locais vizinhos à zona de rizomas e raízes, no caso de *wetlands* de fluxo subsuperficial (REED e col., 1995). A Figura 1 procura ilustrar esse mecanismo.

Figura 1. Esquema da interação entre planta, substrato e micro-organismos no tratamento de esgotos em *wetlands* de fluxo subsuperficial



Fonte: PHILIPPI e SEZERINO (2004)

Em regiões de clima quente e altas temperaturas, a matéria orgânica é removida rapidamente nos primeiros dias e pode ser correlacionada à reação de primeira ordem de reatores com fluxo tipo pistão. Contudo, a remoção da matéria orgânica residual gerada pela decomposição das partes envelhecidas e enfraquecidas da planta sobre o leito ou lâmina líquida é limitada e incompleta (REED e col., 1995).

3.4.3.2 Remoção de Sólidos Suspensos

A remoção de sólidos suspensos é muito rápida e eficiente tanto em *wetlands* de fluxo superficial quanto em *wetlands* de fluxo subsuperficial. Contudo, não é recomendável a aplicação de grandes cargas de sólidos afluentes na zona de entrada da *wetland*, como normalmente ocorre em *wetlands* que recebem esgotos brutos e efluentes de lagoas facultativas com elevada concentração de algas (REED e col., 1995).

No trecho inicial de sistemas de fluxo superficial pode ocorrer o perecimento de espécies de plantas com menor capacidade de transferência de oxigênio para a zona de raízes, bem como a liberação de amônia ao meio líquido e o acúmulo de bancos de lodo (REED e col., 1995).

Em *wetlands* de fluxo subsuperficial, a colmatação dos poros do meio filtrante, prejudicando o escoamento do esgoto, pode ser uma preocupação. O mecanismo de distribuição subsuperficial do esgoto afluente deve ser eficaz no sentido de evitar altas concentrações de sólidos na região de entrada da *wetland*. A colmatação do leito pode reduzir a condutividade hidráulica no meio e até ocasionar o escoamento superficial, afetando o desempenho do sistema (REED e col., 1995).

3.4.3.3 Remoção de Nitrogênio

Em sistemas *wetlands*, o nitrogênio pode sofrer várias transformações: ser assimilado pelas plantas - preferencialmente como íon amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), ser lixiviado para o fundo da unidade, ser liberado como gás para a atmosfera (*stripping*) e sair com o efluente, normalmente na forma dissolvida (VON SPERLING e col., 2009).

O nitrogênio que adentra os sistemas *wetland* pode se apresentar sob a forma de nitrogênio orgânico, amônia (íon amônio ou amônia dissolvida na fase gasosa), nitrito e nitrato. A temperatura e a disponibilidade de oxigênio são fatores importantes na conversão biológica dessas formas de nitrogênio e devem ser consideradas no projeto de sistemas *wetland* (REED e col., 1995).

Dentro de uma *wetland* de fluxo subsuperficial, o ciclo do nitrogênio e sua remoção envolvem os mecanismos de translocação e transformação do nitrogênio, incluindo sua sedimentação (e ressuspensão), difusão da forma dissolvida, decomposição de restos de plantas e outros resíduos, adsorção e dessorção de nitrogênio solúvel pelas partículas do meio, migração de organismos, assimilação através da biota da *wetland* (NH_4 e NO_3^-), liberação pelas sementes, amonificação (ou mineralização: $\text{N}_{\text{org}} > \text{NH}_4^+$), volatilização da amônia ($\text{NH}_4^+ > \text{NH}_3$ gás), reações de nitrificação e desnitrificação mediadas por bactérias e fixação de nitrogênio (N_2 e gases $\text{N}_2\text{O} > \text{N}_{\text{org}}$) (VON SPERLING e col., 2009).

O nitrogênio orgânico que adentra à *wetland* está normalmente associado ao material particulado (algas, resíduos, solos e sedimentos) e aos sólidos orgânicos dissolvidos de uma *wetland*. Porém, este nitrogênio orgânico não é assimilado prontamente pelas plantas aquáticas, devendo ser convertido a íon amônio e/ou nitrato através de conversões múltiplas que requerem tempos de reação longos (KADLEC, KNIGHT, 1996, citados por VON SPERLING e col., 2009). A remoção inicial do material particulado geralmente é rápida, sendo que a maior parte do nitrogênio orgânico sofre decomposição ou mineralização, liberando amônia à água (REED e col., 1995).

A nitrificação biológica seguida pela desnitrificação é uma das vias de remoção da amônia em *wetlands* construídas de fluxo superficial e subsuperficial. A disponibilidade de oxigênio está relacionada à eficiência da difusão do ar atmosférico, em *wetlands* de fluxo superficial, e à penetração das raízes no leito e à eficiência da planta na transferência de oxigênio, no caso de *wetlands* de fluxo subsuperficial (REED e col., 1995).

A presença da vegetação e de um leito filtrante com profundidade adequada à penetração das raízes e proporcional ao crescimento delas são condições importantes para a nitrificação em *wetlands* de fluxo subsuperficial horizontal. Nas regiões submersas no interior do substrato, situadas abaixo da zona de raízes, predominam as condições anaeróbias e a nitrificação biológica não é possível (REED e col., 1995). Contudo, em ambientes sem oxigênio dissolvido e com disponibilidade de nitrito, a oxidação do íon amônio (NH_4^+) pode ser realizada por bactérias autotróficas anóxicas *anammox* capazes de converter ambos, amônia e nitrito, à nitrogênio molecular (N_2), que se desprende da fase líquida (VAN HAANDEL e col., 2014).

Em *wetlands* de fluxo subsuperficial vertical, é maior a possibilidade de ocorrência da completa nitrificação biológica, devido às condições aeróbias no interior do substrato criadas pela penetração e dispersão de oxigênio do ar pelos poros do meio filtrante (fenômenos definidos como convecção e difusão de oxigênio) durante o regime intermitente de aplicação do esgoto no leito, ou seja, entre as bateladas. Essa situação permite a manutenção do meio filtrante insaturado e provavelmente aeróbio (VON SPERLING e col., 2009).

PLATZER (1998) sugere uma metodologia para dimensionamento de *wetlands* de fluxo subsuperficial vertical para favorecer a nitrificação biológica,

baseada no balanço de oxigênio no meio. Para a ocorrência da nitrificação, a concentração de oxigênio que entra no sistema através da difusão e convecção deve ser superior à demanda do mesmo para a remoção da matéria orgânica (em termos de $\text{DBO}_{5,20}$ ou DQO) e da matéria nitrogenada (em termos de nitrogênio total Kjeldahl).

O transporte de oxigênio por convecção ocorre quando há diferença (gradiente) de pressões de ar no meio filtrante. Em *wetlands* de fluxo subsuperficial vertical, o vácuo criado pela infiltração de água no solo é equalizado pela sucção de ar para o interior do solo. Se o tempo entre o início da aplicação de esgoto e a completa infiltração for curto, o volume aplicado é igual ao volume de ar que adentra o meio filtrante. Como o ar contém aproximadamente 300 mg O_2/L de ar, o oxigênio que entra no meio pode ser calculado pela multiplicação do volume de esgoto aplicado pela concentração de oxigênio no ar, conforme equação descrita a seguir (PLATZER, 1998):

$$\text{O}_2 (\text{convecção}) = \frac{0,3 \text{ g O}_2}{\text{L}} \times V_a \times 1.000 \text{ L/m}^3$$

Onde:

V_a = volume diário de esgoto aplicado (m^3/d)

Segundo PLATZER (1998), a quantidade de oxigênio transportado por difusão para o meio varia conforme o tipo de solo utilizado e pode ser estimada pelo produto da taxa de transferência de oxigênio por unidade de área e tempo ($1 \text{ gO}_2/\text{m}^2 \times \text{h}$) pela área superficial da *wetland* e pelo tempo útil de entrada de oxigênio no sistema, conforme apresentado na equação a seguir. O tempo útil de entrada de oxigênio no sistema é definido a partir do número de alimentações de despejo, levando-se em conta que, após 1,5 h da alimentação, não há entrada de oxigênio por difusão.

$$\text{O}_2 (\text{difusão}) = \frac{1 \text{ g O}_2}{\text{h} \times \text{m}^2} \times A \times (24 - 1,5 \times N)$$

Onde:

A = área superficial do leito filtrante (m^2);

N = quantidade diária de bateladas (número de alimentações com esgoto)

Para a estimativa da demanda de oxigênio visando a remoção da matéria orgânica e a nitrificação, PLATZER (1998) propõe que:

- a taxa de consumo de oxigênio para decomposição da matéria orgânica seja de 0,7 g O₂/ g DQO afluente, considerando de 85% a eficiência na remoção de DQO;
- a taxa de consumo de oxigênio para nitrificação seja de 4,3 g O₂/ g NTK afluente; e
- a recuperação de oxigênio seja de 2,9 g O₂/ g NO₃, considerando-se 10% a eficiência na desnitrificação.

Assim, a demanda de oxigênio pode ser estimada pela seguinte equação:

$$\text{Demanda } O_2 = (0,85 \times 0,7 \times DQO_{afl}) + (4,3 \times NTK_{afl}) - (0,1 \times 2,9 \times NTK_{afl})$$

Onde:

DQO_{afl} = concentração de DQO do esgoto afluente;

NTK_{afl} = concentração de NTK do esgoto afluente.

A remoção de amônia também depende da temperatura sendo menos eficaz durante os períodos do ano com clima frio. A alcalinidade também é necessária para a nitrificação biológica. Normalmente, os esgotos sanitários têm alcalinidade suficiente, porém, para se ter altos níveis de remoção da amônia pode ser requerida a suplementação da alcalinidade. Aproximadamente metade da alcalinidade consumida durante a nitrificação biológica pode ser recuperada pela desnitrificação (redução do nitrato produzido a nitrogênio gasoso) (REED e col., 1995).

A remoção de nitrato pela desnitrificação biológica requer condições anóxicas, fonte suficiente de carbono orgânico e condições de temperatura adequadas. Devido à remoção da grande parte do carbono orgânico antes da etapa de nitrificação biológica, a suplementação do sistema com fontes externas de carbono rapidamente biodegradável - como o metanol - torna-se necessária; contudo, essa prática não é economicamente vantajosa no caso de sistemas *wetland*. Assim, a principal fonte de carbono orgânico deve provir dos detritos

orgânicos (tecidos) das plantas e de organismos naturalmente presentes na camada bentônica (REED e col., 1995).

A desnitrificação normalmente é uma etapa mais rápida e natural em sistemas de fluxo subsuperficial devido ao fato de que os detritos orgânicos das plantas já estão presentes no meio líquido e, assim, mais facilmente suscetíveis à decomposição, fato que não ocorre em sistemas *wetlands* de fluxo subsuperficial, onde os detritos orgânicos das plantas permanecem no topo do leito filtrante, acima da lâmina líquida (REED e col., 1995).

Outra forma importante de remoção de nitrogênio refere-se à assimilação, que consiste na captação (pelas raízes, caules e folhas das plantas presentes no ambiente aquático) e na transformação do nitrogênio inorgânico em nitrogênio orgânico pelas macrófitas para incorporação na sua biomassa (tecidos das plantas) (BODIN, 2013), já que todas as macrófitas requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução (BRIX, 1997). Este processo implica na conversão de formas inorgânicas do nitrogênio a compostos orgânicos que servem de reserva para as células e para os tecidos das plantas (VON SPERLING e col., 2009). Para UCKER e col. (2012), aproximadamente 74% da remoção do nitrogênio amoniacal pode ser associada a uma assimilação por parte das plantas.

As duas formas de nitrogênio geralmente utilizadas pelas macrófitas são a amônia e o nitrato. A amônia, por ser mais eficiente energeticamente do que o nitrato, se torna a fonte preferencial das plantas (BODIN, 2013). Em ambientes onde o nitrato é predominante, no entanto, ele será a maior fonte de nitrogênio passível de assimilação (Kadlec, Knight, 1996, citados por VON SPERLING e col., 2009); contudo, a taxa de assimilação de nitrato pelas plantas é reduzida em ambientes onde a concentração de íon amônio é elevada (BODIN, 2013).

Em sistemas submetidos a baixas cargas afluentes, o nitrogênio assimilado pode ser removido do sistema através da poda das plantas. Caso esta não seja realizada, a maior parte do nitrogênio anteriormente incorporado à biomassa retornará ao meio devido à morte e decomposição de seus tecidos (VON SPERLING e col., 2009; BRIX, 1997).

A importância da utilização de plantas em *wetlands* construídas para a remoção de nutrientes pode ser comprovada, no Brasil, em estudos recentes do Prosab com *wetlands* de fluxo subsuperficial tratando efluente de reator UASB,

onde o desempenho da unidade plantada com macrófitas foi superior ao da unidade não plantada (VON SPERLING e col., 2009).

3.4.3.4 Remoção de Fósforo

A capacidade das *wetlands* removerem fósforo é limitada, em comparação com a sua capacidade de remoção de nitrogênio, já que não há nenhum mecanismo que promova a liberação definitiva de fósforo nestes sistemas semelhante à desnitrificação. Dessa forma, o acúmulo de fósforo em *wetlands* é maior do que o de nitrogênio (VON SPERLING e col., 2009).

Os mecanismos primários de remoção do fósforo são a adsorção, a complexação, a precipitação e a assimilação. O fósforo particulado é removido por filtração e sedimentação. Sousa e col. (2004) citados por UCKER e col. (2012) salientam que para a remoção específica de fósforo, o tipo de vegetação e a composição química do material suporte podem ter interferência significativa. Em *wetlands*, a eficiência na remoção do fósforo é influenciada pelo contato entre a água residuária e o material do leito filtrante. Ao longo do período inicial de operação (primeiro e segundo anos), a eficiência do sistema na remoção de fósforo pode ser elevada devido à adsorção na superfície de contato do material do leito e à retirada pelas plantas durante a fase inicial de seu crescimento e de expansão de sua cobertura (tecidos superiores).

A incorporação do fósforo nos tecidos das macrófitas seguida de poda proporciona a remoção do sistema de aproximadamente 30 a 150 kg de fósforo / m²×ano (BRIX, 1997). A poda das plantas em sistemas *wetlands* com fluxo subsuperficial e baixa carga afluente de fósforo podem propiciar remoções de fósforo da ordem de 40% (VYMAZAL, 2004, citado por KADLEC, 2009). A longo prazo, quando o sistema atinge o equilíbrio, apesar da retirada de fósforo pela planta e pelos demais micro-organismos vivos continuar a ocorrer para manutenção do rápido crescimento de sua biomassa, a eficiência na remoção de fósforo tende a sofrer uma redução devido à decomposição dos tecidos mortos das plantas e à liberação e retorno ao meio líquido do fósforo anteriormente retirado pelas plantas e incorporado pelos micro-organismos (REED e col., 1995; VON SPERLING e col., 2009).

Os mecanismos que envolvem a retenção do fósforo no meio filtrante (armazenamento nos sedimentos, no meio líquido, nas plantas e no biofilme) dependem de condições ambientais como potencial redox, pH e temperatura. Em condições de baixo potencial redox, o fósforo é liberado pelos sedimentos e pelo meio filtrante na coluna líquida, e pode deixar a *wetland* pelo efluente final, se a condição anaeróbia não for revertida. Por se tratar de uma reação endotérmica, sob menores temperaturas a capacidade de adsorção do material do leito é prejudicada (KADLEC, 2009).

As reações de adsorção e precipitação do fósforo ocorrem quando há no material filtrante a presença de minerais como cálcio (Ca), alumínio (Al), ferro (Fe) (ARIAS e col., 2001, citados por VON SPERLING e col., 2009) e magnésio (Mg) (KADLEC 2009). Estas reações são controladas pela interação entre o pH e o potencial redox do material do substrato com os minerais presentes no mesmo, bem como pela área superficial dos grãos (DRIZO e col., 1999; COOPER e col., 1996, citados por VON SPERLING e col., 2009).

A adsorção do fósforo tende a aumentar na presença de substrato com grãos finos, já que estes possuem grandes áreas superficiais. A desvantagem é que estes materiais geralmente oferecem baixa condutividade hidráulica ao meio, condição que favorece a colmatação do material filtrante (DRIZO e col., 1999, citados por VON SPERLING e col., 2009).

3.4.3.5 Desinfecção

As tecnologias naturais de tratamento têm bom potencial para a redução de populações de patógenos entéricos como bactérias, vírus, protozoários, helmintos e fungos, em virtude da manutenção de condições ambientais adversas à sobrevivência desses organismos e que favorecem, e aceleram, sua morte natural (KADLEC, 2009). Do ponto de vista da proteção à saúde pública e do potencial de transmissão de doenças ao ser humano pela poluição hídrica, a *Escherichia Coli*, ainda tem sido utilizada como o principal organismo indicador de contaminação fecal da água..

Em sistemas *wetland*, a remoção de patógenos ocorre devido à combinação de mecanismos físicos (filtração, agregação ou fixação no biofilme

aderido nas macrófitas, sedimentação e ação dos raios solares ultravioleta), químicos (oxidação, adsorção da matéria orgânica e exposição às toxinas liberadas pela vegetação e por outros micro-organismos) e biológicos (morte natural, predação por protozoários e parasitas e ataque de bactérias e vírus bacteriófagos)) (VON SPERLING, 2005).

Ainda hoje os mecanismos de remoção de patógenos do esgoto por *wetlands* não são totalmente conhecidos. O potencial desses sistemas já foi há muito identificado quando SEIDEL (1971, 1972, 1973 a, b) citada por STOTTMEISTER (2003) verificou que *wetlands* cultivadas com algumas espécies de macrófitas apresentavam melhor eficiência e mais rápida remoção de *Escherichia Coli* que filtros não plantados. Através desse estudo, a pesquisadora também revelou que a eficiência na remoção de patógenos em *wetlands* também pode ser influenciada pela espécie de planta cultivada (as espécies *Mentha aquatica*, *Alisma plantago* e *J. effusus* foram as que se mostraram mais eficientes).

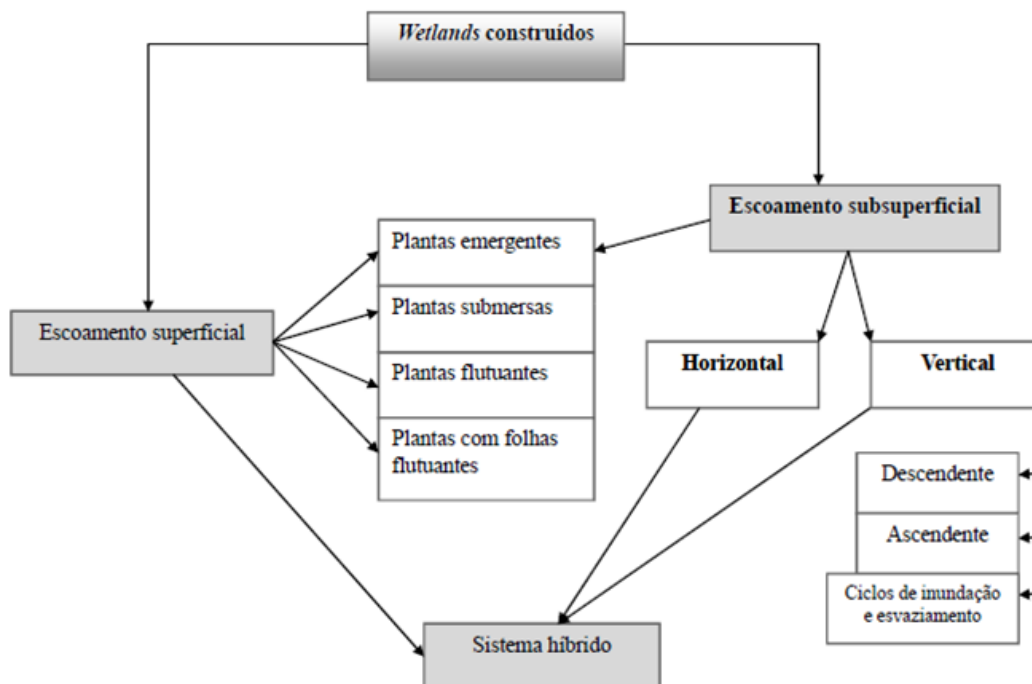
A avaliação de 5 *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial horizontal na República Tcheca - local onde estudos sobre esse sistema de tratamento são executados desde o início da década de 1.970 - indicou que a eficiência na retenção de coliformes fecais foi superior a de sistemas convencionais (OTTOVÁ e col., 1997).

3.4.4 Classificação das *Wetlands* Construídas

As *wetlands* construídas podem ser classificadas quanto ao nível da lâmina líquida em relação à superfície do substrato (fluxo superficial ou subsuperficial – este com a lâmina líquida situada a uma profundidade média de 15 a 20 centímetros abaixo da superfície do substrato) e quanto à direção do fluxo (vertical ascendente ou descendente, horizontal e misto).

A Figura 2 apresenta um esquema genérico com algumas das possibilidades de uso de sistemas de *wetlands* construídas, sendo que as configurações mais comuns serão descritas de maneira mais detalhada nos itens a seguir.

Figura 2. Configurações possíveis de *wetlands* construídas



Fonte: VIMAZAL e KROEPFELOVA (2008)

3.4.4.1 Fluxo ou Escoamento Superficial Horizontal

O esgoto é tratado pelos processos de sedimentação, filtração, oxidação biológica, adsorção e precipitação. Pela semelhança com ecossistemas naturais, é possível a presença de insetos, moluscos, peixes, anfíbios, répteis, pássaros e mamíferos.

3.4.4.2 Fluxo ou Escoamento Subsuperficial Vertical

O tratamento ocorre a partir da percolação do esgoto pelo meio filtrante e através da zona de raízes das plantas. No fundo do meio filtrante há uma série de dutos que recolhem o esgoto tratado. A operação pode assemelhar-se à rotina de um filtro intermitente, com ciclos de dosagem na superfície e drenagem pelo fundo, diferindo, portanto, da concepção convencional de wetlands com fluxo contínuo. Sendo a dosagem intermitente, o fluxo ocorre normalmente em meio não saturado.

Após a dosagem, o meio volta a ser insaturado e provavelmente aeróbio. Caso sejam utilizados mais de um leito em paralelo, um deles poderá receber as bateladas durante um ou mais dias, enquanto os outros permanecem em repouso, o que permite a ocorrência da digestão e secagem do lodo na superfície e a manutenção das condições aeróbias no leito (VON SPERLING e col., 2009).

A altura ou profundidade do meio filtrante normalmente situa-se entre 50 cm e 80 cm (KADLEC, 2009). São sistemas com boa eficiência na transferência de oxigênio possibilitando a nitrificação da amônia, principalmente nos primeiros 15cm do meio filtrante a partir de sua superfície (Felde e Kunst, 1997, Kayser e Kunst, 2005, citados por SEZERINO, 2006) e permitindo sua aplicação no tratamento de efluentes com grande concentração de nitrogênio, como ocorre nos esgotos municipais e domésticos, nos lixiviados de aterro sanitário e no processamento de alimentos. Caso seja de interesse, também podem ser projetadas para operar eficientemente como unidade de desaguamento e digestão complementar de lodo, podendo alcançar teor de sólidos da ordem de 35% a 45% (KADLEC, 2009).

3.4.4.3 Fluxo ou Escoamento Subsuperficial Horizontal

Esse tipo de *wetland* construída difere-se das *wetlands* naturais porque não há água livre na superfície. Contêm um leito de pequenas pedras, cascalho, areia ou solo que serve como meio de sustentação para o crescimento de plantas aquáticas que são nele plantadas. O nível d'água permanece abaixo da superfície do leito e o esgoto esco horizontalmente em contato com as raízes e os rizomas das plantas, onde se desenvolve o biofilme bacteriano. Os gêneros de plantas comumente utilizados têm sido: *Typha*, *Juncos*, *Scirpus*, *Carex* e *Phragmites*. A altura do meio situa-se entre 0,50 m e 0,60 m, e a altura da lâmina d'água dentro do meio, entre 0,40 m e 0,50m. O leito deve ter uma granulometria tal que permita o fluxo contínuo do esgoto, sem ocorrência de entupimento (colmatação do meio). (VON SPERLING e col., 2009).

Nos últimos anos, surgiram estudos de sistemas *wetland* de fluxo subsuperficial horizontal focados na avaliação da possibilidade de remoção de poluentes especiais como fármacos e disruptores endócrinos (VYMAZAL, 2009).

Um ponto fundamental a ser avaliado durante a fase de projeto refere-se à necessidade de se evitar a colmatação precoce do leito filtrante (KADLEC, 2009).

3.4.4.4 Sistemas Híbridos

Os tipos de sistemas de *wetlands* construídas, fundamentalmente definidos pela profundidade e direção do fluxo de esgoto, podem ser combinados para elevar a eficiência do tratamento. Esses sistemas podem ser chamados de híbridos. Essa combinação depende principalmente dos objetivos almejados com o processo de tratamento, ou seja, dos poluentes a serem removidos da água residuária (VYMAZAL, 2009).

Em *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial horizontal, devido à carência de oxigênio no meio filtrante, a nitrificação é muito lenta. A combinação desse tipo de sistema com *wetlands* construídas de fluxo vertical, em tese, possibilita a elevação da eficiência na conversão e remoção de amônia, já que as *wetlands* verticais, por terem maior capacidade de transferência de oxigênio ao meio filtrante, proporcionam melhores condições para a nitrificação. Consequentemente, aumenta-se a chance de ocorrência da desnitrificação biológica (remoção da amônia convertida a nitrito e posteriormente a nitrato na forma de nitrogênio gasoso) (VYMAZAL, 2009).

Os sistemas híbridos, inicialmente estudados na Europa em meados da década de 1960 (REED e col., 1995), e que têm despertado grande interesse científico a partir do início deste século (PHILIPPI e SEZERINO, 2004), procuram aproveitar e combinar os benefícios de *wetlands* de fluxo vertical e horizontal visando à melhoria de seu desempenho, especialmente quanto à remoção de nitrogênio (COOPER, 1998).

Além disso, podem proporcionar a redução da área necessária ao leito filtrante e a minimização de problemas operacionais, como a colmatação do substrato (COOPER, 1998). Essa configuração têm se apresentado como opção vantajosa para ser aplicada em pequenas comunidades, uma vez que o sistema é de fácil operação e manutenção, baixo custo energético e possibilita a remoção de nitrogênio e fósforo (SUNTTI e col., 2013).

Pode-se dizer que existem duas concepções básicas de sistemas híbridos de *wetlands* construídas.

Na primeira, a unidade de fluxo horizontal precede a de fluxo vertical, e ocorre a recirculação do efluente da unidade vertical para a unidade horizontal. Dessa forma, a matéria orgânica carbonácea é removida na unidade horizontal, não causando prejuízos à nitrificação, que ocorre na unidade vertical. A recirculação do efluente para a unidade horizontal possibilita a desnitrificação do nitrato gerado na unidade vertical.

A segunda concepção é caracterizada pela inversão das unidades, de forma que a fase vertical preceda a fase horizontal. Para uma melhor eficiência, é necessária a implantação de mais de uma unidade para cada fase do tratamento. Através dessa combinação, além da remoção de $DBO_{5,20}$ e SST, é possível a ocorrência da completa nitrificação da amônia na unidade vertical e a remoção de relevantes concentrações de nitrato (desnitrificação parcial) na unidade horizontal, diminuindo, conseqüentemente, a carga de nitrogênio total no efluente tratado e gerando condições para a sua disposição final em corpos d'águas superficiais (COOPER, 1998). A figura 10 apresenta o esquema em planta de uma *wetland* construída híbrida composta por uma unidade de fluxo vertical seguida por uma unidade de fluxo horizontal, com destaque para as tubulações de distribuição e coleta de esgoto.

3.4.5 Considerações Gerais sobre a Concepção e o Projeto de *Wetlands* Construídas

Segundo (TCHOBANOGLIOUS e col., 1991; CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998; CORAUCCI FILHO e col., 2001), as condições operacionais e os critérios normalmente utilizados nas etapas de concepção e projeto de *wetlands* construídas são:

- tempo de detenção hidráulica;
- área superficial do leito filtrante;
- altura da lâmina líquida ou altura do substrato submerso;
- profundidade do meio filtrante;
- taxa de carregamento hidráulico,

- taxa de carregamento de matéria orgânica; e
- taxa de carregamento de sólidos.

Apesar da existência de várias pesquisas concluídas sobre o assunto no Brasil e no exterior, ainda não é possível correlacionar, com margem aceitável de erro, aspectos como vazão de trabalho, área superficial do leito e tipo de meio suporte com a eficiência a ser alcançada em sistemas de tratamento por meio de *wetlands* construídas (REED e col., 1995; VALENTIM, 2003). Possíveis justificativas para a dificuldade de definição da faixa de variação dos considerados parâmetros de projeto, especialmente no Brasil, podem estar no fato de ainda serem poucos os sistemas em tamanho real avaliados continuamente e durante longo período de tempo – fato também recorrente no caso de sistemas acompanhados por pesquisadores no âmbito universitário e acadêmico – e à dificuldade de comparação dos resultados dos estudos existentes em virtude das diferentes metodologias e parâmetros de controle adotados (VALENTIM, 2003).

No Quadro 3 são apresentados os parâmetros de projeto mais comuns passíveis de serem usados na concepção de *wetlands* construídas e alguns exemplos dos valores e das faixas de variação dos mesmos relatados em estudos anteriores.

Quadro 3. Condições operacionais e parâmetros de projeto sugeridos para a concepção e dimensionamento de *wetlands* construídas

Parâmetro	Fluxo	Fonte ou Referência			
		(1)	(2)	(3)	(4)
Tempo de detenção hidráulica (dia)	Superficial	4 a 15	2 a 5 (DBO) 7 a 14 (N)	5 a 14	5 a 14
	Subsup.	4 a 15	3 a 4 (DBO) 6 a 10 (N)	2 a 7	2 a 7
Área superficial necessária do leito filtrante (m ² /m ³ ×dia)	Superficial	21,4 a 71,6	5,3 a 10,7	20 a 140	–
	Subsup.	21,4 a 71,6	–	10 a 70	33
Relação Comprimento:Largura	Superficial	≥ 10:1	2:1 a 4:1	2:1 a 10:1	2:1 a 10:1
	Subsup.	–	–	0,25:1 a 5:1	0,25:1 a 5:1
Profundidade do leito filtrante (cm)	Superficial	–	–	10 a 50	–
	Subsup.	–	45 a 76	10 a 100	–
Altura da lâmina líquida (cm)	Superficial	9 a 61	6 a 46	–	10 a 50
	Subsup.	30 a 75	30 a 61	–	10 a 100

Parâmetro	Fluxo	Fonte ou Referência			
		(1)	(2)	(3)	(4)
Taxa de aplicação hidráulica superficial (L/m ² ×dia ou mm/dia)	Superficial	14 a 47	–	7 a 60	7 a 60
	Subsup.	14 a 47	–	2 a 30	2 a 30
Taxa de aplicação de carga orgânica (g DBO/m ² ×dia)	Superficial	< 6,7	<11,2	8	8
	Subsup.	< 6,7	<11,2	7,5	7,5
Taxa de aplicação de sólidos (g SS/m ² ×dia)	Superficial	–	–	–	–
	Subsup.	–	39	–	–
Controle de vetores	Superficial	Sim	Sim	Sim	Sim
	Subsup.	Não	Não	Não	Não
Necessidade de poda	Superficial	Sim	3 a 5 anos	–	3 a 5 anos
	Subsup.	Não	Não	–	3 a 5 anos

Fonte:

- (1) TCHOBANOGLIOUS e col. (1991)
- (2) CRITES e TCHOBANOGLIOUS (1998)
- (3) CORAUCCI FILHO e col. (2001)
- (4) VALENTIM (2003)

As características hidráulicas, a vegetação e o leito filtrante podem ser considerados os principais fatores que influenciam na qualidade final da água no tratamento por *wetlands* construídas (KIVAISI, 2001). Alguns aspectos importantes sobre esse tema são abordados nos itens a seguir.

3.4.5.1 Qualidade do Esgoto Afluente ao Sistema

É recomendável que o esgoto afluente a sistemas de *wetlands* seja, no mínimo, um efluente de tratamento primário (VON SPERLING, 2005).

Existem diversos sistemas de tratamento primário passíveis de uso como tanques sépticos, tanques Imhoff, tratamento primário convencional e tratamento anaeróbio (MARQUES, 1999). O tanque séptico (ver Quadro 4) corresponde à alternativa de tratamento primário mais utilizada no Brasil e também no Estado de São Paulo, especialmente em regiões urbanas desprovidas de sistema coletivo de esgotamento sanitário e em regiões rurais, chegando a atender aproximadamente 48% da população rural brasileira (IBGE, 2011).

Quadro 4. População e percentual de habitantes não atendidos pelo sistema coletivo de esgotamento sanitário ou atendidos unicamente por tanque séptico

Esgotamento sanitário	Federação	Estado de São Paulo	Município de São Paulo
Sem rede geral de esgoto ou pluvial	89.435.037 hab. (47,2%)	5.804.846 hab. (14,2%)	1.036.184 hab. (9,3%)
Tanque séptico	22.190.838 hab. (11,7%)	2.011.514 hab. (4,9%)	207.400 hab. (1,9%)

Fonte: IBGE (2011)

3.4.5.2 Condições Climáticas Locais

As atividades físicas e bioquímicas que ocorrem nos sistemas de tratamento por meio de *wetlands*, responsáveis pela remoção de carga orgânica, nitrificação e desnitrificação, são influenciadas pelas condições climáticas locais, especialmente a temperatura. (REED e col., 1995).

Em *wetlands* construídas cultivadas com macrófitas emergentes, a evapotranspiração pode ser estimada como sendo de 1,3 a 3,5 vezes superior à taxa de evaporação de uma superfície d'água livre adjacente. Para efeito de projeto, pode-se adotá-la como a metade da taxa de evaporação obtida em um tanque de evaporação situado próximo ao local de implantação da *wetland* (MARQUES, 1999).

3.4.5.3 Aspectos Hidráulicos e Hidrológicos

O projeto hidráulico de sistemas de *wetlands* construídas é fundamental à obtenção do desempenho esperado, sendo comum o emprego da lei de Darcy nos sistemas com fluxo subsuperficial para descrever e simular as condições hidráulicas e o regime de escoamento em meios porosos. Contudo, devido às limitações físicas dos sistemas de escoamento em meios porosos, algumas condicionantes devem ser atendidas para favorecer a manutenção do fluxo laminar, constante e uniforme,

sem turbulências, durante a vida útil do sistema, tais como o emprego de meio filtrante homogêneo, evitando-se partículas grosseiras (de grandes dimensões) para minimizar curto-circuitos no escoamento em reatores que operam com grandes gradientes hidráulicos (perdas de carga) ou que sofrem por falhas construtivas, e a inclusão da precipitação, da evapotranspiração e da infiltração no balanço hídrico do sistema (REED e col., 1995).

a) Gradiente Hidráulico e Condutividade Hidráulica

O coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica de uma unidade de área do suporte (K_s , em m/dia), perpendicular à direção do fluxo, pode ser obtido pela equação obtida a partir da Lei de Darcy (TCHOBANOGLIOUS e col., 1991; CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998; MARQUES, 1999):

$$K_s = \frac{Q}{A_c \times i}$$

Onde:

Q = vazão que percola pelo meio por unidade de tempo (m³/dia)

Ac = **d** × **w**, sendo: **Ac** = área da seção transversal do leito da *wetland*, perpendicular à direção do fluxo (m²); **d** = profundidade do leito (m) e **w** = largura do leito (m).

i = declividade do leito ou gradiente hidráulico, ou seja, o quociente entre a carga hidráulica aplicada sobre o meio e a distância do meio pela qual essa carga se dissipa. Trata-se de fração decimal, podendo ser assumida como igual a 0,001 para leitos de fundo plano.

A velocidade do fluxo de esgoto através da seção transversal do meio filtrante também deve ser verificada para evitar a ruptura da estrutura formada entre o meio filtrante, os rizomas e a zona de raízes, e assegurar um tempo de contato suficiente entre o esgoto e o biofilme para realização do tratamento. Pode ser

obtida pela relação entre a vazão (Q) que atravessa o sistema por unidade de tempo (m³/dia) e a área da seção transversal do leito da *wetland* (Ac) perpendicular à direção do fluxo (m²) e deve ser inferior a 8,6 m/dia (MARQUES, 1999).

b) Tempo de detenção hidráulica

O tempo de detenção hidráulica é o parâmetro de projeto mais usado para estimar e comparar a eficiência de *wetlands* construídas por meio de modelos matemáticos comuns usados no projeto de outros sistemas biológicos de tratamento de esgotos.

Para CORAUCCI FILHO e col. (2001), o tempo de detenção hidráulico em *wetlands* construídas pode variar entre 2 e 7 dias, no caso de fluxo subsuperficial e entre 5 a 14 dias, no caso de fluxo superficial. CRITES e TCHOBANOGLIOUS (1998) sugerem tempos de detenção hidráulico de 3 a 4 dias para *wetlands* com fluxo subsuperficial e de 2 a 5 dias para *wetlands* com fluxo superficial. TCHOBANOGLIOUS e col. (1991) recomendam o tempo de detenção hidráulico de 4 a 15 dias tanto para *wetlands* com fluxo subsuperficial como para *wetlands* com fluxo superficial.

CUI e col. (2006) tratando esgoto efluente de tanque séptico em um sistema *wetland* de fluxo horizontal seguida por uma *wetland* de fluxo vertical com recirculação do efluente da unidade vertical para a entrada da unidade horizontal, adotaram um TDH de 3 dias.

Resultados apresentados por OLJNYK e col. (2007), relativos ao monitoramento do desempenho durante 1 ano de 5 sistemas de *wetlands* em operação, cada qual em um município diferente do estado de Santa Catarina, indicam que há uma tendência de elevação da eficiência de sistemas com maior tempo de detenção hidráulica, e que este tempo deve ser superior a 2 dias para o alcance de resultados satisfatórios em termos de DBO_{5,20}, DQO, SS, Coli total e *E. coli*.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) no sistema de *wetlands* construídas varia com o volume de vazios do meio filtrante e também pode ser estimado através da seguinte equação:

$$TDH = \frac{L \times w \times d \times n}{Q}$$

Onde:

n = porosidade do leito filtrante (fração decimal)

L = comprimento do meio filtrante, paralelo à direção do fluxo (m)

w = largura do meio filtrante, perpendicular à direção do fluxo (m)

d = profundidade de submersão ou do substrato submerso (m)

Q = vazão de esgoto por meio do sistema (m³/dia)

c) Taxa de carregamento hidráulico ou taxa de aplicação hidráulica superficial

A taxa de carregamento hidráulico (TCH) ou taxa de aplicação hidráulica superficial é um parâmetro de projeto normalmente usado para a comparação entre diferentes sistemas de tratamento e para a estimativa preliminar da área superficial necessária para o leito filtrante de uma *wetland* (TCHOBANOGLIOUS e col., 1991). Normalmente situa-se entre 20 mm/dia e 200 mm/dia e pode ser calculada através da seguinte equação (KADLEC e col., 2006):

$$\text{TCH} = \frac{Q}{A_s}$$

Onde:

Q = vazão de esgoto por meio do sistema (m³/dia);

A_s = área superficial do leito filtrante (m²)

d) Estruturas de Distribuição e Coleta de Esgoto

Em sistemas de tratamento por meio de *wetlands* construídas a forma de distribuição e coleta do esgoto afluente é um fator relevante na sua concepção porque pode influir diretamente em sua eficiência final (REED e col., 1995).

Em unidades de pequeno porte, para favorecer a máxima assimilação de poluentes e minimizar a ocorrência de curto-circuitos ou caminhos preferenciais e o impacto sobre a biota do sistema, a distribuição e a coleta uniformes do esgoto podem ser alcançadas pelo emprego de simples sistemas de tubulações, perfuradas ou não, ou “tês”, dispostos ao longo de toda a largura ou seção transversal do leito da *wetland* (MARQUES, 1999).

3.4.5.4 Leito Filtrante ou Meio Suporte

A ocorrência de curto-circuito no escoamento do esgoto desde o dispositivo de entrada até o dispositivo de saída de uma *wetland* construída de fluxo horizontal pode ser minimizada com a adoção de leitos de base retangular tendendo a fluxo em pistão e razões entre comprimento e largura de 2:1 (2 para 1) até 4:1 (4 para 1). Para o emprego de razões maiores de 10:1 (10 para 1), há a necessidade de elevação do gradiente hidráulico do sistema de forma a prevenir o refluxo e o transbordamento do esgoto (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998).

É comum a concepção de *wetlands* construídas de fluxo horizontal subsuperficial com altura da lâmina líquida entre 30 cm e 75 cm (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998). Segundo REED e col. (1995), a maioria dos sistemas com *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial nos Estados Unidos operam com 0,60 m de altura da lâmina líquida no leito filtrante.

3.4.5.5 Macrófitas Aquáticas (Plantas Aquáticas)

COOPER (2009), em sua pesquisa que levantou informações de desempenho de cerca de duzentas *wetlands* em operação no Reino Unido e no continente europeu há mais de 20 anos tratando, na sua maioria, efluentes domésticos de pequenas comunidades e residências unifamiliares, indica que o plantio de 4 mudas de macrófitas por metro quadrado de área superficial do leito filtrante possibilita a rápida cobertura do substrato pelas plantas.

As mudas devem ter rizomas e raízes alcançando comprimento em torno de 10 cm e aspecto saudável (plantas jovens) para favorecer o sucesso do replantio, ser plantadas a, no mínimo, 5 cm abaixo da superfície do meio filtrante e, preferencialmente, conter parte do substrato original para facilitar sua adaptação ao novo local. Logo após o transplante, durante a fase inicial de estabelecimento das plantas, é recomendável que o leito filtrante permaneça inundado com água até a superfície ou que seja umedecido frequentemente. É comum que atinja-se o completo estabelecimento das plantas entre 6 meses e 2 anos após seu replantio (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998).

O crescimento e o desenvolvimento das espécies podem ser mensurados através da estimativa periódica da produtividade de matéria seca das plantas cultivadas (em Kg de matéria seca por hectare ao dia, por exemplo) e da medição do comprimento médio foliar dos indivíduos.

Ainda há divergências quanto à necessidade e influência da poda e remoção das macrófitas na eficiência do sistema de tratamento por *wetlands*, especialmente quanto à remoção de nutrientes. Há pesquisas apontam que as macrófitas devem ser podadas periodicamente, a cada ano, por exemplo, para promover o aumento da captação de nutrientes durante seu recrescimento (MARQUES, 1999).

Em seu experimento com *wetlands* construídas, VALENTIM (2003) observou que as espécies *Scirpus sp.*, *Eleocharis sp.* e *Typha sp.*, plantadas em leitos cultivados distintos, cresceram em ritmo elevado no primeiro mês após o corte atingindo metade da sua altura média final, e em um ritmo menor, mas constante, até 3 meses e meio, período em que chegaram a seu desenvolvimento máximo.

Em *wetlands* com fluxo superficial, a poda periódica de plantas emergentes pode ser necessária para manter a capacidade hidráulica do meio, promover o crescimento das plantas e evitar a criação de vetores (moscas e mosquitos) (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998).

Outras pesquisas indicam que a poda da planta não é requerida, especialmente em *wetlands* com fluxo subsuperficial e que a remoção da planta e da biomassa aderida à zona de raízes não é recomendada para a remoção de nutrientes (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998; TCHOBANOGLIOUS e col., 1991). A poda pode até causar o enfraquecimento e a morte da planta, como evidenciado na pesquisa realizada por FREITAS (2011), em que 20% das plantas da espécie *Schoenoplectus sp.* (Cyperaceae) – ervas cosmopolitas que crescem, em sua maioria, em terrenos brejosos ou alagadiços – existentes em um tanque vegetado do sistema por ela estudado não se recuperaram do corte e morreram.

No Brasil, um exemplo da avaliação do potencial de uso de macrófitas aquáticas como adubo orgânico, via compostagem, foi a pesquisa executada por ANTUNES (2009). Foram usadas as espécies aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* (popularmente chamada de erva de santa luzia, repolho d'água, alface d'água ou golfo), *Eichhornia crassipes* (popularmente chamada de aguapé ou jacinto-de-água)

e *Lemna minor* (popularmente chamada de lentilha) removidas da estação de tratamento de esgotos da Comunidade de Serviços Emaús, em Ubatuba, litoral norte do Estado de São Paulo. Buscou-se através dessa pesquisa avaliar o processo de compostagem, a qualidade física, química e biológica do adubo frente à legislação e os possíveis efeitos tóxicos sobre o meio ambiente através de testes ecotoxicológicos agudos utilizando organismos aquáticos e terrestres.

Os resultados obtidos demonstram que a utilização de macrófitas aquáticas como adubo orgânico por meio do processo de compostagem é uma alternativa viável, possibilitando a redução do descarte sem reaproveitamento da biomassa retirada do sistema de tratamento de esgotos. As concentrações de macro e micro nutrientes, metais pesados e organismos patogênicos medidas no adubo estiveram abaixo dos limites estabelecidos na legislação brasileira. A otimização dos resultados pode ser alcançada pela montagem de grandes leiras de compostagem e pela redução máxima possível das dimensões da biomassa através da trituração, de modo a favorecer a manutenção do calor e da temperatura ótimas para o processo de compostagem (biodegradação da matéria orgânica e inativação de micro-organismos patogênicos) que demandou aproximadamente 140 dias para a maturação completa da biomassa vegetal.

3.4.5.6 Constante Cinética (K_{20}) e Taxa de Reação Cinética de Remoção da Matéria Orgânica (K_T)

As *wetlands* construídas podem ser consideradas como sendo reatores biológicos com crescimento de biomassa aderida ao meio suporte cujo desempenho quanto à remoção de matéria orgânica e de nitrogênio pode ser estimado pelo modelo de cinética de primeira ordem aplicável a reatores com fluxo tipo pistão (*plug flow*), já que seu comportamento tende a estar mais próximo de reatores de fluxo tipo pistão do que de mistura completa (KADLEC, 2009; ROUSSEAU e col., 2004; REED e col., 1995; MARQUES, 1999).

A taxa de reação cinética de remoção da matéria orgânica é um dos fatores fundamentais no dimensionamento de sistemas de *wetlands* construídas, que adotam o modelo de cinética de primeira ordem (quando a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do substrato) (VON SPERLING, 2002).

Segundo a cinética de primeira ordem, a taxa de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ é tanto mais elevada quanto maior for a concentração de $\text{DBO}_{5,20}$ no meio (VON SPERLING, 2002). MARQUES (1999) afirma que esta taxa deve ser baseada em experimentos de sistemas em escala real e ajustada ao padrão de temperaturas da região, já que em locais mais frios, como ocorre no sul do Brasil, é de se esperar uma perda de eficiência do sistema.

De posse da vazão aplicada e das concentrações de $\text{DBO}_{5,20}$ afluente e efluente à *wetland* construída, a taxa de reação cinética de 1ª ordem pode ser estimada por meio de modelos matemáticos comuns usados no projeto de outros sistemas biológicos de tratamento de esgotos baseados no tempo de detenção hidráulica e na temperatura, conforme apresentado na equação a seguir (REED e col., 1995):

$$A = \frac{Q \times (\ln C_0 - \ln C_e)}{K_T \times p \times n}$$

Onde:

A = área superficial da *wetland* construída (m^2)

Q = Vazão média diária (m^3/dia)

C_0 = $\text{DBO}_{5,20}$ afluente (mg/L)

C_e = $\text{DBO}_{5,20}$ efluente esperada (mg/L)

K_T = taxa de reação cinética de 1ª ordem, dependente da temperatura e da porosidade (d^{-1})

p = profundidade submersa do leito (m)

n = porosidade do leito (fração decimal)

Com a taxa de reação cinética de remoção da matéria orgânica (K_T) e a respectiva temperatura é possível estimar a constante cinética de remoção da matéria orgânica (K_{20}) através da equação a seguir, considerando-se a temperatura padrão igual a 20°C e a porosidade do meio filtrante da *wetland* (REED e col., 1995):

$$K_T = K_{20} \times (1,06)^{(T-20)}$$

Onde:

K_T = taxa de reação cinética de 1ª ordem, dependente da temperatura e da porosidade (d^{-1})

K_{20} = constante cinética de remoção da matéria orgânica, considerando-se a temperatura padrão de 20°C e a porosidade do meio filtrante

T = temperatura de operação do sistema (°C)

A constante cinética de remoção da matéria orgânica pode ser usada para efeito de comparação entre sistemas de tratamento desde que estes sejam semelhantes quanto à porosidade do meio suporte, já que a porosidade do meio suporte pode influenciar no valor da constante cinética de remoção da matéria devido a sua relação com a maior ou menor disponibilidade de superfície de contato para a formação e desenvolvimento do biofilme e com a maior ou menor condutividade hidráulica do meio filtrante.

3.4.6 Experiência Brasileira no Tratamento de Águas Residuárias por Meio de *Wetlands* Construídas

Os estudos e pesquisas de sistemas de tratamento de águas residuárias por meio de *wetlands* construídas, iniciados no Brasil entre os anos 1980 e 1990 (PHILIPPI e SEZERINO, 2004), vêm se intensificando a partir dos anos 2000 (PHILIPPI e col., 2007), sendo que, em 2013, foi realizado o 1º simpósio nacional para tratar especificamente sobre esse tema e apresentar os resultados de algumas dessas experiências concluídas e em desenvolvimento, em escala real e de bancada.

No quadro 5, apresenta-se uma compilação de indicadores de eficiência na remoção de poluentes por meio de *wetlands* construídas consultados em alguns dos trabalhos de pesquisa realizados no Brasil nas últimas duas décadas.

Quadro 5. Indicadores de eficiência na remoção de poluentes em pesquisas realizadas no Brasil nas últimas duas décadas

Pesquisa	Indicadores de Eficiência na Remoção de Poluentes
SOUZA e BERNARDES (1996)	DQO = 63%; NTK = 4%; P = 40%
MANSOR (1998)	DQO = 82,7%; P = 86,4%; NTK = 91,8%
PHILIPPI e col. (1998)	DQO = 71%; SST = 41%; NTK = 78%; Ptotal = 13%; Nitrato = 80%
VALENTIM (1999)	Leito quadrado cultivado: SST = 91 a 97%; Coli Total = 59 a 96%; NTK = 35 a 90%; Ptotal = 41 a 65% Leito retangular plantado: DQO = 70 a 97%; E. Coli = 94 a 97% Leito quadrado plantado: N-Amoniacal = 71 a 83%
SEZERINO e PHILIPPI (2000)	DQO = 80%; Ortofosfato = 92%; N-Amoniacal = 74%; Nitrato = -400%; Coli Total = 5 log; Coli Fecal = 4 log
SOUZA e col. (2000)	DQO = 79 a 85%; SST = 48 a 71%; P = 90% N-Amoniacal = 45 a 70%; NTK = 47 a 70%; Coli Fecal = 4 log
MEIRA e col. (2001)	DQO = 75 a 86%; SST = 57 a 76%
CAMPOS e col. (2002)	DQO = 70 a 98%; Ptotal = 88 a 95%
SEZERINO e col. (2002)	Ptotal = 57 a 84%
BORGES e col. (2002)	E. Coli = 95%; Coli Total = 90%
SOUZA e col. (2002)	DQO = 70 a 86%; SST = 50 a 71% Ptotal = 82 a 90% (1º ano) / 22 a 34% (2º ano) / 13 a 26% (3º ano)
VALENTIM (2003)	SST = 60,5%
MAZZOLA (2003)	DQO = 26% (TDH = 1 dia), 29% (TDH = 2 dias), 70% (TDH = 3 dias) e 73% (TDH = 4 dias). Turbidez = 77%; Ptotal = 30%; Nitrato = 60%

Pesquisa	Indicadores de Eficiência na Remoção de Poluentes
BITAR et al. (2009)	DQO = 77%; SST = 90%; N amoniacal = 87%; Nitrato = 32%; P total = 42%
CALIJURI et al. (2009)	DQO = 60%; DBO = 80%; SST = 70% N amoniacal = 53%; P total = 52%
DORNELAS et al. (2008)	DQO = 71%; DBO = 63%; SST = 92% N amoniacal = 22%; P total = 44%
PLATZER et al. (2007)	DQO = 78%; DBO = 88%; N amoniacal = 86%
VAN KAICK et al. (2008)	DQO = 70 a 98%; DBO = 77 a 97%
ZANELLA (2008)	DQO = 62%; N amoniacal = -82%; Nitrato = 21%, P total = 27%

Fonte: Adaptado de VALENTIM (2003) e CANO (2010)

Atualmente, há grupos de pesquisas distribuídos pelas diversas universidades do Brasil que aplicam sistemas de *wetlands* construídas com as mais diversas configurações e arranjos, especialmente, no tratamento de águas residuárias visando o controle da poluição hídrica. Há, também, empresas de engenharia que já estão aplicando estes sistemas, em escala real, para o tratamento de esgotos sanitários, efluentes industriais e percolados de aterro sanitário, em várias regiões do território nacional (UFSC, 2014).

Dentre suas diversas aplicações, tem sido objeto de pesquisas a investigação da eficiência na aplicação de *wetlands* construídas para o pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios, como de tanques sépticos e de reatores anaeróbios UASB, e para o tratamento de esgoto bruto. Também é possível perceber pela análise de trabalhos científicos brasileiros publicados recentemente que houve um crescimento das pesquisas voltadas à validação de outras maneiras de utilização desse sistema de tratamento, sobretudo no reúso do efluente final tratado na irrigação e no tratamento de efluentes da suinocultura, de aterros sanitários e, até mesmo, de águas pluviais (VALENTIM, 2003).

A título de ilustração do contexto supracitado, são apresentados na sequência alguns exemplos de experimentos e projetos, concluídos e em desenvolvimento, voltados à avaliação da eficiência de *wetlands* construídas no

pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos e de reatores anaeróbios UASB e no tratamento de esgoto bruto:

a) Pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos

l) 5 *wetlands* construídas de fluxo horizontal subsuperficial para tratamento do efluente de tanques sépticos, em escala real, implantadas em épocas distintas nos municípios de Agronômica, Videira, Tubarão e São Joaquim e numa pousada no Balneário Camboriú, utilizando vários tipos de macrófitas e substratos e projetadas para o atendimento de diferentes populações foram monitoradas durante 1 ano, entre outubro de 2005 e outubro de 2006, pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI em parceria com a Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

A *wetland* de Agronômica foi implantada em janeiro de 1994 para atender uma população de 74 pessoas além de receber 600 L/dia do efluente de uma indústria de laticínios. A *wetland* de Videira foi implantada em agosto de 2001 para atender uma população de 50 pessoas. Em ambas adotou-se como material do leito filtrante areia grossa, saibro com até 20% de argila e casca de arroz e, como macrófita, a *Zizania bonariensis*, espécie comum na região.

Nas *wetlands* de Tubarão, implantada em dezembro de 2002 para atender uma população de 150 pessoas, e de São Joaquim, implantada em julho de 2004 para atender uma população de 50 pessoas, foram adotados materiais idênticos para o leito filtrante – areia grossa, saibro, argila e casca de arroz – e a mesma espécie de macrófita, a *Zizania bonariensis*. Já nas *wetlands* implantadas em paralelo em setembro de 2003 numa pousada no Balneário Camboriú, concebidas para atender a uma população de 24 pessoas, foram usados areia grossa, saibro com até 20% de argila e casca de arroz como material filtrante e as macrófitas *Eleocharis interstincta* e *Eleocharis elegans* (OLIJNYK e col., 2007).

Os resultados das eficiências registradas no monitoramento dessas *wetlands* construídas são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Indicadores de eficiência das wetlands construídas monitoradas em Santa Catarina pela EPAGRI e UFSC

Parâmetros/ Local	Agronômica	Videira	Camboriú	Tubarão	São Joaquim
DQO (%)	98	78	61	89	84
DBO (%)	97	79	57	92	75
SS (%)	83	...	86	82	57
ST (%)	44	...	15	59	25
N-NH ₄ (%)	70	55	20	48	33
P-PO ₄ (%)	86	40	42	65	55
Coli. Total (log's removidos)	1,87	0,91	1,39	1,09	1,07
<i>E. Coli</i> (log's removidos)	2,09	1,50	1,53	1,51	0,89

Fonte: Adaptado de OLIJNYK e col. (2007)

II) Em uma residência situada no Assentamento Rural Nhundiaquara, gleba Pantanal, no município de Morretes, Estado do Paraná, foi implantado, em escala real e piloto, com apoio financeiro do Projeto Saneamento Rural da Fundação Assistencial de Defesa da Dignidade Humana, um sistema unifamiliar constituído por uma caixa de gordura de 18 litros, um tanque séptico de 2.000 litros, uma *wetland* construída de fluxo vertical afogado e um sumidouro.

Essa comunidade era composta por 40 moradias e seus esgotos sanitários eram despejados sem tratamento em fossas negras, valas no solo e em um corpo hídrico da região. Esse sistema, dimensionado para a contribuição unitária de esgotos de 6 habitantes de uma economia de baixo padrão (ABNT, 1993), foi monitorado entre os meses de maio e agosto de 2012.

O meio filtrante da *wetland* construída, com 4 m² de área superficial e 1 metro de altura útil, era formado por camadas sobrepostas de brita fina – com o intuito de evitar a postura de ovos de vetores – brita nº 2 e areia média a grossa – com porosidade de 46% – e brita nº 2 novamente, junto ao fundo, e foi plantado com duas espécies diferentes de plantas ornamentais disponíveis na região, a cana do brejo e a helicônia ou caetê.

O custo de implantação do sistema foi R\$ 1.200,00 – desconsideraram-se os gastos com mão-de-obra, haja vista que os serviços foram executados pelo próprio interessado por meio de mutirão. Foram utilizados materiais de fácil aquisição e menor custo, como lonas plásticas de uso agropecuário para

impermeabilização do solo, recipientes plásticos para o tanque séptico e material filtrante coletado no entorno.

Os resultados indicaram eficiências máximas de 96% quanto à remoção de DBO, 89% quanto à remoção de DQO, 33% quanto à remoção de nitrogênio, 86% quanto à remoção de fósforo (PO_4) e 98% quanto à remoção de coliformes fecais (ANDRADE e PINTO, 2013).

III) Dois sistemas de tratamento de esgotos domésticos constituídos por tanque séptico seguido por *wetland* construída de fluxo subsuperficial horizontal, implantados em dezembro de 2010 para atendimento aos efluentes de duas residências localizadas na Comunidade do Julião, dentro da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Tupé, na margem esquerda do baixo rio Negro, a 25 Km a oeste do centro da cidade de Manaus, foram monitorados e avaliados nos meses de abril a junho de 2011 por pesquisadores da Universidade Federal do Amazonas e do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia.

O meio suporte das *wetlands* era constituído por uma camada superficial de 50 cm de espessura em brita, seguida por uma camada de 40 cm de espessura de areia média a grossa e outra camada de brita de espessura 10 cm junto ao fundo do leito. A distribuição era realizada por tubulação subsuperficial logo abaixo da zona de raízes e o efluente tratado coletado por tubulações dispostas no fundo e descarregado por uma tubulação vertical usada a 10 cm abaixo do nível da tubulação de entrada. Um dos leitos foi plantado com *Vetiveria zizanioides*, também conhecido como “patchouli”, e outro com *Cymbopogon citratus*, conhecido como “capim-santo”.

Os resultados indicaram eficiências médias para os leitos plantados com “patchouli” e capim-santo, respectivamente de, 64,5% e 58,7% quanto à remoção de DQO, 95,5% e 99,2% quanto à remoção de turbidez e 99,3% e 99,8% quanto à remoção de *E.Coli* (PY-DANIEL e col., 2013).

IV) Um experimento implantado em 2009 no Centro de Treinamento do município de Videira da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI, no Estado de Santa Catarina, composto por um tanque séptico de 13 m³ de volume seguido por um sistema *wetland* híbrido formado por um filtro plantado de fluxo vertical com 9,60 m de comprimento, 6,60 m de largura e

60 cm de altura útil e por um filtro plantado de fluxo horizontal com 10 m de comprimento, 5 m de largura e 70 cm de altura útil, e disposição do efluente final por infiltração no terreno, foi monitorado por pesquisadores da Universidade do Oeste de Santa Catarina.

Os filtros foram dimensionados para tratar uma vazão máxima de esgoto de $8.500 \text{ L} \times \text{d}^{-1}$ que era aplicada por meio de cinco alimentações diárias durante os dias úteis da semana, intercaladas entre si por duas horas e controladas por dispositivo.

O filtro de fluxo vertical, com 63 m^2 de área superficial e taxa de aplicação hidráulica superficial de $120 \text{ mm} \times \text{d}^{-1}$ foi construído em alvenaria, sendo adicionada na parte inferior do leito uma camada suporte de 20 cm de brita nº 01, sobreposta por uma camada de 30 cm de areia grossa e por outra camada de brita nº 01, com 10 cm, na parte superior. O filtro de fluxo horizontal, com 50 m^2 de área superficial, foi enterrado no solo com paredes e fundo formados por uma geomembrana de Polietileno de Alta Densidade - PEAD. Seu leito é composto por uma camada de brita nº 01 junto sua entrada e saída e por areia grossa na região central. A profundidade do filtro é igual a 70 cm.

As macrófitas utilizadas nos filtros são do gênero *Typha* sp, popularmente conhecida como Taboa. Estas foram retiradas do seu habitat natural e transplantadas aos leitos dos filtros com densidade de $3,5 \text{ mudas/m}^2$. As mudas tiveram sua parte aérea retirada, sendo mantida a matéria orgânica presente nas raízes.

Os resultados obtidos revelaram baixa remoção de DQO pelo tanque séptico, de 17%, e remoção satisfatória de SS, de 79%, com concentração efluente de $102,4 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$. O tanque séptico apresentou concentração elevada de nitrato e nenhuma remoção de ortofosfato.

O filtro de fluxo vertical apresentou bom desempenho no pós-tratamento do esgoto doméstico, com concentrações efluentes de $99,5 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$, $27,8 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$, $24,56 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$, $5,66 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$ e $13,85 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$, para DQO, SS, N-NH₄, N-NO₃ e P-PO₄, respectivamente.

As concentrações efluentes ao filtro horizontal foram: $40,6 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$, $21,9 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$, $4,38 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$ e $4,02 \text{ mg} \times \text{L}^{-1}$. O sistema híbrido apresentou eficiência global de 89% para DQO, 79% para SS, 92% para N-NH₄, 59% para N-NO₃ e 89% para P-PO₄ (SUNTTI e col., 2013).

b) Pós-tratamento de esgoto doméstico bruto

V) Um sistema experimental em escala real implantado em 2009 junto à estação de tratamento de esgotos Arrudas, em Belo Horizonte, da Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA, constituído por 3 *wetlands* construídas de fluxo vertical alimentadas alternadamente e em paralelo com esgoto bruto, vem sendo monitorado pelo Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG desde 2010.

Esse sistema foi dimensionado para atender à contribuição de esgoto de 100 habitantes obtida através da derivação do efluente do tratamento preliminar da ETE Arrudas. Os meios filtrantes eram compostos por uma camada superficial de 40 cm de brita nº 0, seguida por uma camada de 15 cm de brita nº 1 e outra de 15 cm de brita nº 3 para drenagem no fundo, com área superficial equivalente a 1 m²/hab. Dois dos meios filtrantes foram plantados com Tifton-85 e o outro funcionou com unidade de controle. As podas do material aéreo próximas à superfície foram realizadas a partir do florescimento das plantas, aproximadamente a cada 2 meses, porém sem seguir a uma frequência exata.

Não houve colmatção dos leitos durante os anos de estudo. O aumento da aderência de sólidos e biomassa, especialmente nos primeiros 20 cm do material filtrante das unidades plantadas, contribui para a elevação da eficiência no tratamento ao longo do tempo, para a boa mineralização dos sólidos e para a elevação do tempo de detenção hidráulica. Após a alteração induzida no regime de alimentação por batelada com o aumento na taxa de aplicação hidráulica superficial – redução do volume e aumento da frequência de bateladas – percebeu-se a elevação da remoção de sólidos, matéria orgânica e nitrogênio total, permitindo inclusive a desnitrificação. O aumento na frequência de bateladas melhorou a entrada de oxigênio no leito por convecção.

As eficiências médias obtidas no sistema foram de 79% a 82 na remoção de DBO, 72% a 81% na remoção de DQO, 83% a 85% na remoção de SST, 55% a 56% na remoção de NTK, 56% a 59% na remoção de NH₄⁺, 17% a 20% na remoção de N_{total} e 21% a 45% na remoção de P_{total}. Quanto aos patógenos, verificou-se a eficiência de 97% quanto a remoção de ovos de helmintos, especialmente pela sua sedimentação e interceptação no material do leito. Quanto aos micro-organismos indicadores de contaminação fecal (*E. Coli*), a remoção foi

relativamente baixa, de uma a duas unidades logarítmicas. Verificou-se também uma influência positiva das plantas sobre a remoção de sólidos e de nitrogênio junto à zona de raízes, devido à entrada de oxigênio, especialmente nos primeiros 10 cm do leito (LANA e col., 2013).

Há ainda projetos-piloto em fase de concepção e desenvolvimento no Estado de São Paulo que contam com o apoio de instituições públicas e governamentais, bem como com a participação das respectivas comunidades locais. Podemos citar o da comunidade de Rodamonte, no município de Ilhabela, com 50 residências (CBH-LN, 2013) e o do bairro Vila Machado, situado às margens da represa Paiva Castro, no município de Mairiporã, região metropolitana de São Paulo (ABES, 2013).

3.5 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA APLICADA À PRESERVAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS E AO CONTROLE DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

No campo do tratamento de esgotos, os parâmetros de qualidade considerados são aqueles relacionados às exigências legais e ao projeto, operação e avaliação do desempenho do sistema de tratamento de esgotos (JORDÃO e PESSOA, 2005). Os principais textos legais brasileiros que indicam os parâmetros e padrões de qualidade das águas em função dos usos previstos estão listados na sequência:

- a) No âmbito federal:
 - Resolução CONAMA Nº 357 de 17/03/2005: “Dispõe sobre a classificação dos corpos d’água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes”
 - Resolução CONAMA Nº 430 de 13/05/2011: “Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução Nº 357, de 17/03/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA”.

- Portaria Nº 2.914, de 12/12/2011: “Dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade”.
 - Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000: “Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras”.
- b) No âmbito do Estado de São Paulo:
- Regulamento da Lei Nº 997, de 31/05/1976, aprovado pelo Decreto Estadual Nº 8.468, de 08/09/1976.
 - Decreto Estadual Nº 10.755, de 22/11/1977: “Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto Estadual Nº 8.468, de 08/09/1976, e dá providências correlatas”.

Quanto ao reúso da água, ainda não há padrões de qualidade instituídos por legislação específica nos âmbitos federal e do Estado de São Paulo.

Na esfera federal, a Resolução Nº 54, de 28/11/2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH estabeleceu as modalidades (reúso para fins urbanos, agrícolas e florestais, ambientais, industriais, e na aquicultura), diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável da água, porém deixou a cargo dos órgãos competentes a definição das diretrizes, critérios, parâmetros e padrões de qualidade.

No âmbito do Estado de São Paulo, há um grupo de trabalho composto por órgãos públicos, associações e entidades privadas que visa o desenvolvimento de uma proposta para disciplinamento do reúso direto não potável da água proveniente de estações de tratamento de esgoto sanitário para fins urbanos e para regulamentação de aspectos ambientais e de saúde pública.

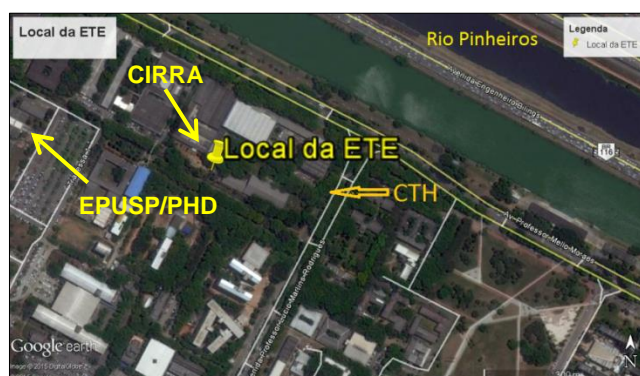
4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO, CONSTRUÇÃO CIVIL E MONTAGEM DO EXPERIMENTO

A estação experimental de tratamento de esgotos sanitários – ETE, em tamanho real e objeto da presente pesquisa, é parte integrante e um dos produtos da Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados – RENTED, que visa o desenvolvimento de sistemas locais e descentralizados de esgotamento sanitário, com vistas ao tratamento de esgotos domésticos próximo das fontes geradoras, em especial de empreendimentos habitacionais de interesse social.

A ETE experimental foi construída na Cidade Universitária da Universidade de São Paulo, *campus* Butantã da USP, região oeste do município de São Paulo, próximo ao ponto de coordenadas geográficas UTM 7.393,977 KmS / 323,638 KmE, na cota topográfica 728m, conforme destacado na Figura 3.

Figura 3. Vista superior do local da ETE, dentro do CTH na Cidade Universitária, campus Butantã da USP, em São Paulo



Fonte: Google Earth

As principais atividades e serviços de Engenharia executados durante a obra para construção do experimento estão relacionadas no Quadro 6.

Quadro 6. Relação das atividades e serviços de Engenharia executados durante a construção da ETE experimental em tamanho real

Atividade / Serviço
<ol style="list-style-type: none"> 1. Início da obra. 2. Levantamento, quantificação e aquisição dos materiais necessários à execução da obra. 3. Remoção da brita e das tubulações existentes no interior das câmaras da wetland. 4. Levantamento em 40 cm das paredes laterais da câmara de fluxo vertical com duas fiadas de blocos vazados de concreto e uma fiada de tijolo cerâmico maciço seguido de chapisco. 5. Chapisco das faces internas das paredes laterais da câmara de fluxo vertical. 6. Complementação do levantamento, quantificação e aquisição dos materiais necessários à execução da obra. 7. Tratamento de duas fissuras identificadas nas duas paredes laterais longitudinais com barras de aço e argamassa de cimento, cal e areia. 8. Perfuração da parede divisória da wetland junto ao piso para assentamento da tubulação de descarga de efluente tratado da câmara de fluxo vertical na câmara de fluxo horizontal. 9. Regularização e nivelamento do piso das câmaras de fluxo vertical e horizontal com rampa de inclinação 1%. 10. Impermeabilização das paredes laterais e da laje de fundo das câmaras de fluxo vertical e horizontal com impermeabilizante "Viaplus 1000". 11. Espessamento da parede divisória da wetland construída em 10 cm até altura de 1m, para evitar a flambagem, através do assentamento de tijolos cerâmicos maciços. 12. Regularização do piso para assentamento do tanque séptico com colchão de areia e área delimitada com degrau em argamassa de cimento e areia. 13. Realização do teste de estanqueidade com água nas câmaras de fluxo vertical e horizontal. 14. Picotamento do piso do lado externo da câmara de fluxo horizontal com martelo e ponteira para descobrimento do trecho vertical da tubulação usada como dispositivo de saída de efluente tratado. 15. Execução dos furos nas tubulações em PVC para distribuição e coleta de esgoto da câmara de fluxo vertical usando furadeira elétrica e montagem hidráulica dessas tubulações. 16. Execução dos furos nas tubulações em PVC para distribuição e coleta de esgoto da câmara de fluxo horizontal com furadeira elétrica e montagem hidráulica dessas tubulações. 17. Início da montagem hidráulica da tubulação aérea de recalque da bomba. 18. Montagem da cruzeta e registro na entrada do tanque séptico. 19. Recebimento de brita nº 1 ensacada e brita nº 2 a granel.

Continua

Atividade / Serviço
<i>Continuação</i>
20. Posicionamento dos tubos verticais perfurados de PVC para inspeção e amostragem.
21. Espalhamento criterioso das camadas de brita nº 1 e nº 2 na câmara de fluxo vertical, a partir da laje de fundo.
22. Espalhamento criterioso das camadas de brita nº 1 e nº 2 na câmara de fluxo horizontal, a partir da laje de fundo.
23. Construção do abrigo do conjunto moto-bomba com paredes laterais em alvenaria de tijolos furados de concreto e telha em fibrocimento.
24. Conclusão da montagem hidráulica da tubulação aérea de recalque da bomba.
25. Montagem da cruzeta e registro na saída do tanque séptico.
26. Montagem da tubulação aérea para interligação do dispositivo de saída do tanque séptico à tubulação de distribuição da câmara de fluxo vertical.
27. Montagem hidráulica da tubulação aérea de sucção da bomba.
28. Montagem da cruzeta e do registro na tubulação aérea do dispositivo de saída de efluente tratado da câmara de fluxo horizontal.
29. Montagem e conexão de mangueira flexível transparente na cruzeta do dispositivo de saída da câmara de fluxo horizontal para descarga de efluente tratado.
30. Montagem do painel elétrico de comando do conjunto moto-bomba e do inversor de frequência em placa móvel de madeira reutilizada.
31. Recebimento de volume complementar de 0,5 m ³ de brita nº1 ensacada e brita nº 2, a granel.
32. Montagem elétrica da bóia elétrica de nível no tanque de equalização de vazão, usado como poço de sucção.
33. Interligação da bóia elétrica de nível ao painel elétrico de comando do conjunto moto-bomba.
34. Teste de funcionamento do conjunto moto-bomba e do inversor de frequência.
35. Conclusão da obra.

No Anexo 1 são apresentados os desenhos (plantas, cortes e detalhes) do projeto básico usados para a construção e montagem da ETE experimental.

4.2 ESGOTO BRUTO

O esgoto bruto utilizado no experimento é proveniente do alojamento de alunos do Conjunto Residencial da USP – CRUSP e do restaurante central da Cidade Universitária, no *campus* Butantã da USP.

Os efluentes líquidos brutos do CRUSP e do restaurante central são recalcados por uma estação elevatória situada ao lado deste conjunto residencial, a partir de uma derivação da rede coletora de esgotos operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, existente no local, para uma caixa de distribuição de vazão situada na entrada do tratamento preliminar dentro das dependências do CTH, defronte ao edifício do CIRRA.

O tratamento preliminar é composto por uma grade escalar do tipo “Step Screen”, com barras retas e limpeza mecanizada, seguida por uma caixa de areia prismática por gravidade para desarenação, com limpeza manual, seção retangular e fundo plano – dois canais paralelos – e por uma calha Parshall pré-fabricada em plástico reforçado.

Após a calha Parshall, o esgoto efluente do tratamento preliminar escoar por gravidade em uma tubulação de PVC para uma caixa de passagem em fibrocimento e desta é descarregado por gravidade, de uma altura de aproximadamente 3 metros, por duas tubulações paralelas de PVC dispostas verticalmente até alcançar o fundo de um tanque de passagem em concreto armado (poço de sucção) (Figura 4).

Figura 4. Poço de sucção



O tanque de passagem do efluente do tratamento preliminar, com 1m de profundidade útil e 1,20m de profundidade total, funciona, nos experimentos deste autor e de outros pesquisadores, como poço de sucção das bombas hidráulicas que

recalam esse efluente à entrada dos respectivos experimentos existentes dentro do CTH e do CIRRA.

4.3 VAZÕES DE ESGOTO E REGIME OPERACIONAL

A população de projeto (ou equivalente populacional) usada no dimensionamento do sistema foi de 4 habitantes e definida para se ajustar ao padrão de ocupação característico de unidades habitacionais no Brasil, ou seja, entre 3 e 3,5 habitantes por domicílio, como demonstrado na Tabela 2.

Tabela 2. Média de habitantes por domicílio de acordo com o sistema de esgotamento sanitário

Esgotamento sanitário	Brasil	Estado de São Paulo	Município de São Paulo
Rede geral de esgoto ou pluvial	3,1	3,1	3,0
Fossa rudimentar, vala, rio, lago, mar, outros	3,4	3,4	3,5
Fossa séptica	3,3	3,3	3,4

Fonte: IBGE (2011)

A vazão média de projeto, de 640L/dia ou 27L/h e aplicada em regime contínuo, foi calculada adotando-se a contribuição diária de esgotos de 160L/hab×dia, equivalente ao volume *per capita* de esgoto gerado em uma residência de alto padrão (ABNT, 1993).

Para avaliar a flexibilidade operacional do sistema proposto em períodos de sobrecarga, a vazão de esgotos foi elevada até um valor máximo ou de pico de 1.600L/dia, aproximadamente 70L/h, aplicada em regime contínuo. Essa vazão de pico é 2,6 vezes superior à vazão média de projeto e equivalente à geração de esgotos sanitários de aproximadamente 10 usuários. Caso consideremos a operação do sistema proposto em uma residência de baixo padrão, o mesmo teria capacidade para atendimento a uma população de 7 usuários sob aplicação da vazão média e de 16 usuários sob aplicação da vazão de pico (ou máxima).

A vazão média foi aplicada de 28/01/2015 a 05/03/2015, ou seja, durante 36 dias consecutivos. Os períodos de aplicação da vazão de pico estiveram compreendidos entre 12/11/2014 (data da partida do conjunto moto-bomba e de início do regime de teste de funcionamento do sistema) e 28/01/2015 (data da primeira campanha de amostragem) e entre 05/03/2015 (37 dias após a primeira campanha de amostragem) e 04/05/2015 (data da última campanha de amostragem, 97 dias após a primeira campanha). O sistema operou com a vazão média durante 36 dias consecutivos compreendidos durante o período de amostragem e com a vazão de pico durante 137 dias (pouco mais de 4,5 meses) durante o regime de teste e a maior parte do período de amostragem.

A aplicação de um coeficiente de pico bem acima do valor usualmente utilizado (de 1,8) na concepção de sistemas de esgotamento sanitário que não dispõem de dados históricos de consumo de água, conforme sugerido na NBR 9649/1986 – Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário, e a adoção de uma contribuição diária de esgotos equivalente a uma residência de alto padrão possibilitaram testar o comportamento do sistema de tratamento proposto em condições rigorosas de operação, simulando o que pode ocorrer, principalmente, em unidades habitacionais litorâneas, turísticas e de veraneio, e em municípios de médio e grande portes, onde significativas variações no consumo de água e na geração de esgotos domésticos são mais comuns.

Os cálculos das vazões de esgotos e da quantidade de usuários passível de ser atendida por este sistema experimental de tratamento de esgotos são apresentados no memorial de cálculo do Anexo 3.

4.4 ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

A alimentação do sistema de tratamento foi realizada por um sistema elevatório projetado e construído com o objetivo de recalcar o esgoto do tanque de passagem do efluente do tratamento preliminar (poço de sucção), para a entrada do tanque séptico.

Optou-se pelo uso de um conjunto moto-bomba do tipo helicoidal pelo fato da mesmo possuir características adequadas às condições locais de trabalho como montagem simples, manutenção do rendimento e precisão mesmo operando sob

baixas vazões e com alto teor de sólidos, e materiais de construção resistentes a meios agressivos.

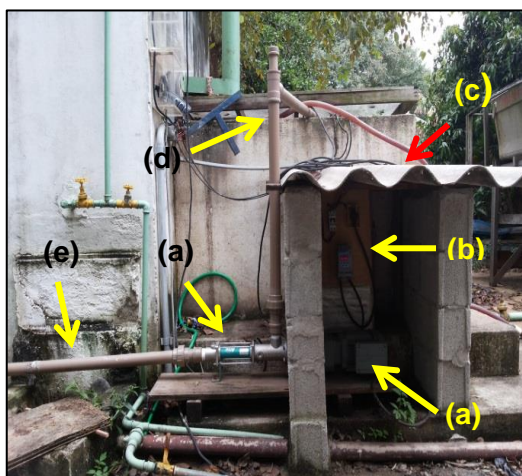
Para atendimento às vazões de projeto, média e de pico, o conjunto moto-bomba helicoidal modelo Nemo NM 015BY02S12B, com motor elétrico de 1CV de potência e concebido para altura manométrica de 2m, da fabricante Netsch do Brasil, foi dimensionado para a vazão nominal de 1.600L/dia, aproximadamente 70L/h.

Um inversor de frequência da marca WEG foi usado para possibilitar o controle operacional do conjunto moto-bomba por meio da variação da vazão de recalque, atendendo às vazões média e máxima de projeto através da regulação da frequência de operação do motor elétrico.

Para proteção do motor elétrico e do painel de comando elétrico do conjunto moto-bomba montado em chapa de madeira da água de chuva, foi construído no local, ao lado do tanque de equalização de vazão, um abrigo de alvenaria com blocos de concreto e cobertura de telha de fibrocimento.

Na Figura 5 estão destacados os seguintes componentes do sistema de abastecimento da E.T.E: (a) conjunto moto-bomba, (b) painel elétrico de comando com inversor de frequência, disjuntor e tomada (c) abrigo coberto do motor elétrico da bomba e do painel elétrico de comando, (d) trechos vertical e horizontal da tubulação de sucção e (e) trecho inicial da tubulação de recalque.

Figura 5. Conjunto moto-bomba, painel elétrico de comando com inversor de frequência em abrigo coberto, tubulações de sucção e recalque

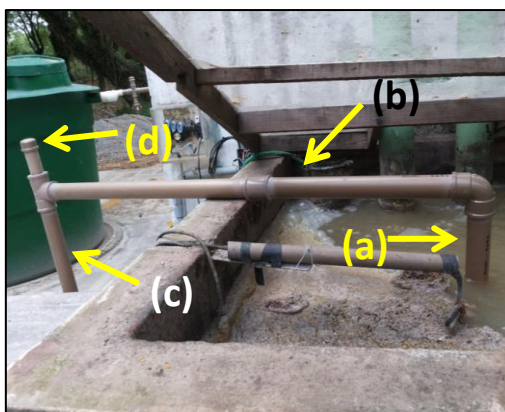


A linha de sucção, aérea e em formato de sifão, constituída por tubulações e conexões de PVC rígido de DN 50mm, tem comprimento total de 2,60m e é composta por um tramo vertical com fluxo ascendente de 1m de comprimento, sendo os primeiros 80cm a partir da extremidade inferior do tubo submersos (item a, Figura 6), seguido por um tramo horizontal de 80cm (item b, Figura 6) e por outro tramo vertical com fluxo descendente de 80cm até sua conexão na extremidade inferior ao bocal de entrada da bomba (item c, Figura 6).

Esta foi a alternativa de execução mais rápida e econômica encontrada para a construção da linha de sucção considerando-se a inviabilidade de desativação temporária e esvaziamento do poço de sucção para a montagem e o embutimento de uma tubulação horizontal de sucção pela parede lateral do tanque (abaixo do nível mínimo da lâmina líquida no tanque, preferencialmente na mesma cota de assentamento do conjunto moto-bomba), situação esta que inevitavelmente provocaria prejuízos aos demais experimentos em andamento no local e que também utilizam este tanque como poço de sucção.

Para possibilitar a escorva manual da bomba helicoidal antes de seu funcionamento, de maneira a atender à recomendação de seu fabricante, foi instalada no trecho superior do tramo vertical da tubulação de sucção com fluxo descendente uma conexão “T” com sua saída superior vedada com “cap” removível (item d, Figura 6).

Figura 6. Tubulação de sucção e dispositivo de escorva da bomba



Para proteger a vida útil da bomba helicoidal evitando seu funcionamento a seco nos eventos de paralização do recalque da estação elevatória de esgotos do

CRUSP e do restaurante central foi instalada uma boia elétrica de nível que promove o desligamento automático da bomba helicoidal quando ocorre o rebaixamento da lâmina abaixo do nível mínimo de esgoto no poço de sucção.

Visando a redução do tempo e do custo de execução da obra, a tubulação de recalque, com extensão total de 6,40m e desnível geométrico de aproximadamente 1,45m, foi montada acima da superfície do terreno em dois trechos aéreos horizontais, o primeiro de 3,40m de extensão após a saída da bomba (item a, Figura 7), e o segundo de 1,65m de extensão na chegada ao tanque séptico (item c, Figura 7), e um trecho aéreo vertical (item b, Figura 7), com extensão de 1,35m, entre os dois trechos horizontais.

Figura 7. Tubulação de recalque



4.5 TANQUE SÉPTICO

Aplicando-se os procedimentos de cálculo conhecidos e descritos na NBR 7.229 (ABNT, 1993) e considerando-se os parâmetros de projeto adotados (ver memorial de cálculo no Anexo 3), o volume útil necessário para atendimento à vazão média seria de 1.900 litros, equivalente à geração de esgotos sanitários de 4 usuários. Contudo, tendo em vista a previsão de uso concomitante desse mesmo tanque por outro experimento relativo à RENTED, a ser construído próximo ao local, a alternativa mais viável e menos onerosa foi a aquisição de um único tanque séptico com volume útil mínimo de 3.250 litros (ver memorial de cálculo no Anexo 3) suficiente para atendimento à soma da vazão de trabalho de ambos os

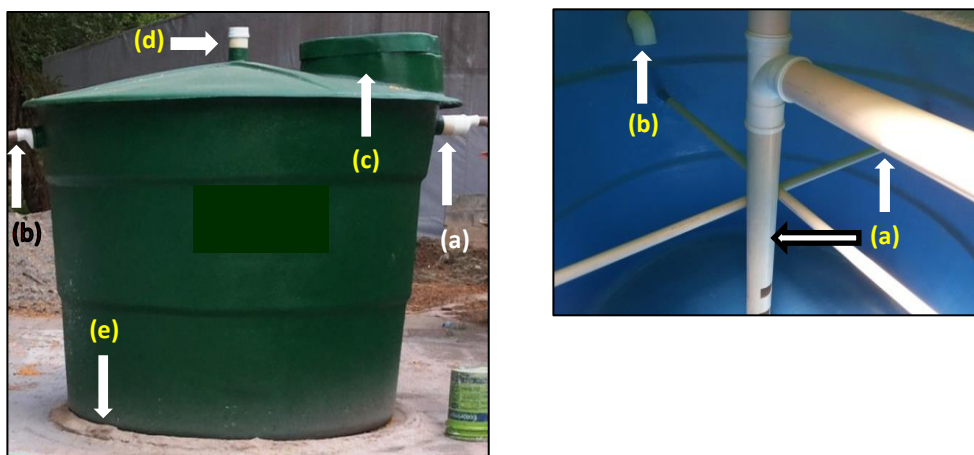
experimentos, igual a 1.600 L/dia, correspondente à geração diária de esgotos de uma população de 10 pessoas.

Entretanto, diante da indisponibilidade de oferta no mercado local a preços viáveis (tomando-se como base os recursos financeiros disponíveis para emprego neste experimento) de tanques sépticos com volume útil próximo ao necessário neste experimento (3.250 litros) e, principalmente, com a resistência estrutural devida para sua instalação sobre a superfície do terreno (durante a etapa de implantação desse experimento, os tanques sépticos disponíveis no mercado nacional com o volume útil próximo ao desejado só podiam ser usados se enterrados), e com a possibilidade de permanecer exposto às intempéries climáticas, após conclusão do processo de licitação, o tanque séptico que melhor atendeu aos requisitos de projeto foi adquirido comercialmente junto à empresa FIBRASIL, com volume útil igual a 5.000 litros, fabricado em material estanque (plástico reforçado com fibra de vidro reforçado internamente com tubos estruturais em PVC), dotado de escotilha para inspeção e vistoria e encanamento para sucção do lodo sedimentado.

Os desenhos (plantas e cortes) do projeto básico do tanque séptico são apresentados no Anexo 2. Para proteger a estrutura do tanque séptico de deformações indesejadas durante seu carregamento com o esgoto, seu assentamento foi realizado sobre um colchão de areia delimitado pela construção de um degrau acima do piso ao longo do perímetro do tanque usando argamassa de cimento e areia (item e, Figura 8).

A Figura 8 apresenta as vistas externa e interna do tanque séptico adquirido e utilizado na ETE experimental no qual estão destacados: (a) a tubulação de distribuição de esgoto, com furos laterais próximos a sua extremidade junto ao fundo do tanque, (b) o dispositivo de descarga ou saída de esgoto (curva de 90°), (c) a abertura de inspeção e vistoria com tampa removível, (d) a tubulação vertical central para remoção do lodo e da espuma e (e) o degrau construído com argamassa de cimento e areia e o colchão de areia.

Figura 8. Vista externa e interna do tanque séptico



Como medida para elevar o grau de segurança quanto à perda de espuma e/ou material sobrenadante pela tubulação de saída do tanque séptico, este autor optou pela instalação de uma luva de PVC de 5 cm de comprimento e DN 100 mm para aumentar o trecho imerso do dispositivo de saída (curva de 90° e luva).

4.6 WETLAND CONSTRUÍDA HÍBRIDA

Seguindo a diretriz adotada na concepção de todo o sistema experimental, ou seja, redução dos gastos e do tempo a serem dispendidos para sua implantação, optou-se pelo reaproveitamento parcial, com as adaptações que estão descritas mais adiante, do tanque em alvenaria de tijolos cerâmicos existente no local, construído sobre o nível do solo, com 6m de comprimento, 1,20m de largura e 0,60m de altura total, e de algumas tubulações e conexões em PVC, em estado aceitável de conservação.

A *wetland* construída híbrida, de formato retangular em planta, possui 6m de comprimento total e 1,20m de largura total, sendo internamente dividida em duas câmaras retangulares em planta, justapostas e operando em série, com 3m de comprimento e 1,20m de largura cada uma, tendo a primeira câmara a altura total de 1m e a segunda de 0,60m.

A primeira câmara, que recebe o esgoto do tanque séptico, exerce a função de uma *wetland* construída de fluxo vertical (WCFV), subsuperficial e descendente, e a segunda, alimentada por gravidade pelo efluente da primeira câmara, de uma *wetland* construída de fluxo horizontal (WCFH), subsuperficial e ascendente.

No Anexo 1 são apresentados os desenhos (plantas, cortes e detalhes) com o projeto básico da *wetland* construída híbrida. Nos Quadros 7 e 8 estão relacionadas, respectivamente, as principais características físicas, hidráulicas, condições operacionais e parâmetros de projeto relativos à *wetland* construída híbrida (WC Híbr.).

Quadro 7. Principais características físicas da *wetland* construída híbrida

Características Físicas	Câmara de Fluxo Vertical (WCFV)	Câmara de Fluxo Horizontal (WCFH)
Formato em planta	Retangular	Retangular
Comprimento	3 m	3 m
Largura	1,20 m	1,20 m
Altura total	1 m	0,60 m
Altura útil do meio filtrante	0,95 m	0,50 m
Profundidade submersa do leito filtrante	0,50m	0,50m
Área superficial do leito filtrante (A_s)	3,6 m ²	3,6 m ²
Razão comprimento:largura	2,5:1	2,5:1
Declividade do fundo do leito	1%	1%

Quadro 8. Parâmetros de projeto, características hidráulicas e condições operacionais da *wetland* construída híbrida

Parâmetros de Projeto, Características Hidráulicas e Condições Operacionais	Vazão média (Q_m)	Vazão máxima de pico ($Q_{máx}$)
Regime de alimentação	Contínuo	Contínuo
Relação A_s /Vazão (Q)	11,25 m ² / m ³ × dia	4,5 m ² / m ³ × dia
Relação A_s /habitante	1,8 m ² / hab.	0,72 m ² / hab.
Taxa de carregamento hidráulico ou taxa de aplicação hidráulica superficial (TCH)	89 mm/dia	222 mm/dia

Parâmetros de Projeto, Características Hidráulicas e Condições Operacionais	Vazão média (Q_m)	Vazão máxima de pico (Q_{máx})
Taxa de carregamento orgânico superficial (TCO)	18,7 g DBO ₅ /m ² ×dia 187 Kg DBO ₅ /ha×dia	46,7 g DBO ₅ / m ² ×dia 467 Kg DBO ₅ /ha×dia
Tempo de detenção hidráulica na WC de fluxo vertical (TDH _{FV})	1,8 dias ≅ 43,5 h	0,7 dia ≅ 17,4h
Tempo de detenção hidráulica na WC de fluxo horizontal (TDH _{FH})	1 dia = 24 h	0,4 dia = 9,6 h
Tempo de detenção hidráulica total na WC híbrida (TDH _{tot} = TDH _{FV} + TDH _{FH})	2,8 dias = 67,5 h	1,1 dias = 27 h

A opção pela justaposição das duas câmaras e pela previsão de uma única *wetland* construída, sem unidade reserva, deve-se à intenção de reduzir a área necessária para implantação desse sistema, tornando-o mais compacto e aumentando a viabilidade de seu uso para tratamento de fontes poluidoras no próprio local de geração do efluente, especialmente em regiões com pouca disponibilidade de área livre, como comumente ocorre em áreas urbanas.

Para favorecer a manutenção do escoamento laminar e uniforme do esgoto pelo meio filtrante junto ao fundo das câmaras, optou-se pela imposição de um gradiente hidráulico (diferença de carga hidráulica entre as seções de entrada e saída), obtido através da execução de rampas de inclinação igual a 1% em direção às respectivas seções de saída de cada câmara, usando argamassa de cal e areia, enriquecida com cimento.

Para realizar o monitoramento e a inspeção visual do nível da lâmina líquida no interior do meio filtrante da WC híbrida, foi inserida próximo à região de saída das câmaras, uma tubulação vertical de PVC, de DN 75mm, perfurada com furos laterais de diâmetro 10mm diametralmente opostos e espaçados a cada 5cm, com 1,20m de comprimento na câmara de fluxo vertical (ver Figura 11, item b) e com 0,80m de comprimento na câmara de fluxo horizontal.

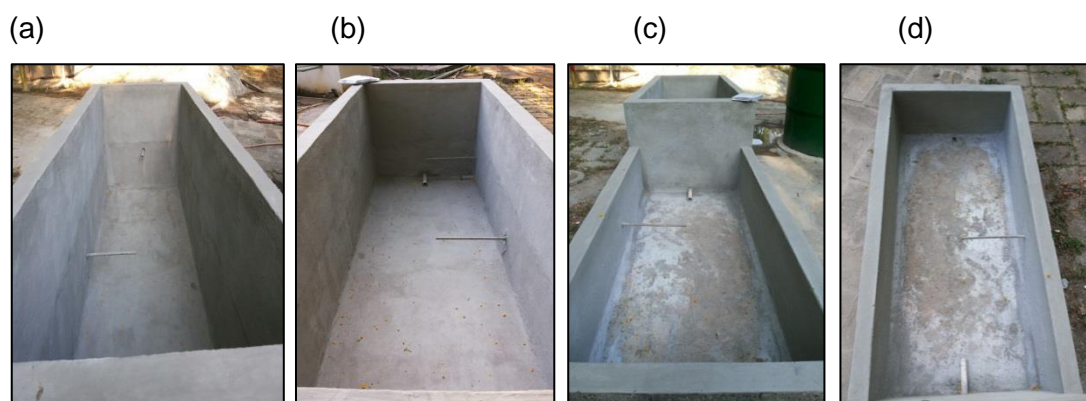
Houve a necessidade de execução de dois serviços para reforço estrutural da WC híbrida. Para evitar a possibilidade de flambagem diante de seu alto índice de esbeltez, a parede divisória interna (de meio tijolo) sofreu espessamento de 10 cm. Foi também realizado o tratamento de duas fissuras visualmente identificadas na argamassa de revestimento externo das duas paredes laterais de maior dimensão da câmara de fluxo vertical, com o embutimento de duas barras corridas

de aço corrugado de 0,50m de comprimento em cada parede e o revestimento com argamassa de cal, cimento e areia.

As paredes laterais e o piso das duas câmaras foram impermeabilizados com a aplicação de revestimento impermeabilizante semi-flexível da marca Viapol. A eficácia do serviço foi confirmada com a realização do teste de estanqueidade com água que durou três dias consecutivos.

A Figura 9 apresenta: a vista interna da câmara de fluxo vertical a montante (item a) e a jusante (item b) e a vista interna da câmara de fluxo horizontal a montante (item c) e a jusante (item d) após a conclusão parcial dos serviços de construção civil supracitados.

Figura 9. Vista interna das câmaras de fluxo vertical e horizontal após conclusão parcial dos serviços de construção civil



4.6.1 Concepção da Câmara de Fluxo Vertical

A câmara de fluxo vertical foi concebida com algumas modificações em relação às configurações convencionais e usuais de *wetlands* construídas com fluxo vertical.

Com os propósitos de favorecer a elevação do tempo de contato do esgoto com o material do leito, com o biofilme nele aderido e com as raízes das macrófitas e de reduzir a área superficial ocupada pela WC – já que a mesma tem uma relação inversamente proporcional com a profundidade do leito filtrante – as paredes laterais da câmara de fluxo vertical foram prolongadas em 40 cm, ficando com altura total de 1m.

Figura 10. Prolongamento das paredes da câmara de fluxo vertical

(a) Vista a montante



(b) Vista a jusante



Optou-se pela aplicação superficial por gravidade e em regime contínuo do esgoto tratado no tanque séptico na câmara de fluxo vertical.

A escolha pela aplicação superficial do esgoto na câmara de fluxo vertical teve a intenção de induzir a reaeração atmosférica do esgoto quando o mesmo está escoando por gravidade pelo interior das tubulações perfuradas usadas na alimentação e quando ele extravaza por gotejamento pelos furos da tubulação sobre a superfície do leito filtrante. Além disso, com a aplicação superficial do esgoto na câmara de fluxo vertical é possível manter as tubulações e conexões visualmente expostas, facilitando o monitoramento operacional e visual do sistema de alimentação e a realização de possíveis serviços de manutenção (como desentupimento interno ou dos orifícios da tubulação perfurada, substituição de tramos de tubos e de conexões, entre outros).

A alimentação da câmara de fluxo vertical em regime contínuo, sem unidade reserva, teve a intenção de testar o sistema proposto em condições operacionais mais exigentes quando comparadas a sistemas alimentados por bateladas e com a possibilidade (definida fundamentalmente pela disponibilidade de área e de recursos financeiros) de previsão de unidade reserva para alternância do uso, condição recomendável para a criação de condições aeróbias no interior meio filtrante.

Promoveu-se a indução do fluxo contínuo em meio saturado nos últimos 50 cm do material do meio filtrante medidos a partir do fundo da câmara, possibilitando a manutenção de uma profundidade mínima submersa do leito filtrante. Essa condição operacional foi conseguida:

- pela resistência natural ao escoamento exercida pelo próprio material do meio filtrante (função da condutividade hidráulica do

meio), considerando-se que o esgotamento da câmara de fluxo vertical para a alimentação da câmara de fluxo horizontal é realizado por gravidade, por meio de uma única tubulação de diâmetro DN 50mm assentada junto ao fundo das câmaras, e que o nível da lâmina líquida no interior da câmara de fluxo vertical tende a permanecer em equilíbrio com o da câmara de fluxo horizontal; e

- pela instalação de uma válvula de retenção de DN 50mm em PVC na interligação da tubulação de descarga da câmara de fluxo vertical com a tubulação de alimentação da câmara de fluxo horizontal.

Assim, a *wetland* ou câmara de fluxo vertical passou a apresentar dois regimes de escoamento em trechos distintos do leito filtrante:

- Fluxo vertical descendente livre, perpendicular ao fundo da *wetland* nos primeiros 45 cm do meio filtrante a partir da cota de aplicação do esgoto do tanque séptico, composto por uma camada horizontal de 5 cm em brita Nº 2 sobreposta a uma camada horizontal de 40 cm em brita Nº 1;
- Fluxo vertical descendente afogado, nos 50 cm inferiores do meio filtrante a partir do fundo da *wetland*, composto por uma camada horizontal de 40 cm em brita Nº 1 sobreposta a uma camada horizontal de 10 cm em brita Nº 2.

Foram interligadas duas tubulações verticais de PVC, DN 50mm, com 1,5m de comprimento cada, às tubulações de drenagem ou coleta de efluente tratado da câmara vertical assentadas paralelamente às paredes de 1,20m de extensão, nos extremos inicial e final da câmara. Essas tubulações, chamadas de ventilação ou respiro, tendem a facilitar a troca de gases entre o interior do leito filtrante e a atmosfera e a penetração de ar e oxigênio no interior das tubulações de drenagem ou coleta de efluente tratado favorecendo a criação de sítios aeróbios (ver Figura 35, item c).

Através dessas intervenções, pretendeu-se:

- Manter uma lâmina líquida na câmara de fluxo vertical de 50cm acima do fundo, favorecendo a elevação do tempo de contato do esgoto com o material do leito, com o biofilme nele aderido, com o lodo sedimentado no fundo e com as raízes das macrófitas que penetrarão no meio filtrante e tenderão a alcançar o fundo (REED e col., 1995);
- Reduzir a área ocupada pelo sistema de tratamento visando aumentar sua viabilidade de uso especialmente em regiões com pouca disponibilidade de área livre, como comumente ocorre em áreas urbanas;
- Induzir a reaeração atmosférica do esgoto efluente do tanque séptico durante sua aplicação superficial sobre o material do leito filtrante;
- Facilitar a penetração de ar e oxigênio no interior das tubulações de drenagem ou coleta de efluente tratado favorecendo a criação de sítios aeróbios.

4.6.2 O Meio Filtrante e as Estruturas de Distribuição e Coleta de Esgoto

O meio filtrante das câmaras de fluxo vertical e horizontal é composto por camadas de britas Nº 1 e Nº 2 dispostas no interior de cada câmara. Essa escolha baseou-se no fato da brita possuir maior heterogeneidade de tamanho, menor preço unitário e maior facilidade para aquisição comercial.

Além dos critérios supracitados, contou a favor da escolha pela brita Nº 1, o fato da mesma ter granulometria (diâmetro das partículas) entre 5 mm e 20mm, próxima a da mistura entre cascalho e areia grossa (diâmetro das partículas entre 2mm e 8mm), condição que favorece a manutenção da eficiência do leito no exercício de sua função simultânea como meio filtrante e suporte.

Já a brita Nº 2 foi empregada em ambas câmaras com os objetivos de: envelopamento e proteção das tubulações dos dispositivos de alimentação e descarga de esgoto de cada câmara contra a ação de esforços mecânicos; minimização do potencial de colmatção dos leitos filtrantes junto às regiões de

entrada e saída de esgoto, especialmente na saída da WCFV e na entrada da WCFH, onde o biofilme tende a ser mais espesso pela maior disponibilidade de carga orgânica aplicada; e minimizar a ocorrência de fluxos preferenciais ou alagamentos superficiais indesejados.

O meio filtrante da WCFV tem 95cm de altura útil e é constituído pelas seguintes camadas sobrepostas distribuídas horizontalmente por toda sua área superficial:

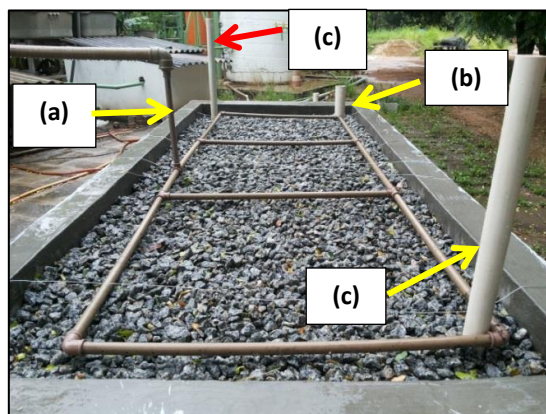
- Uma camada de brita Nº 2 com 10cm de espessura disposta junto ao fundo (Figura 13);
- Uma camada de brita Nº 1 com 80cm de espessura, disposta entre as camadas de brita Nº 2 (Figura 12);
- Uma camada superficial de brita Nº 2, com 5cm de espessura, disposta acima da camada intermediária de brita Nº 1 e situada 5cm abaixo do topo das paredes da câmara (Figura 11).

O esgoto tratado no tanque séptico é distribuído por gravidade sobre a camada de brita Nº 2 da câmara de fluxo vertical, que está situada 5cm abaixo do topo das paredes da câmara, através de um dispositivo formado por um conjunto de conexões (tês e cotovelos) e tubulações interligadas de PVC, de DN 25mm, com furos laterais diametralmente opostos de diâmetro 5mm e espaçados a cada 5cm. Esse dispositivo é composto por três quadros de 88cm de comprimento e 85cm de largura dispostos pela área superficial do leito filtrante visando uniformizar a distribuição superficial do esgoto pelo leito e melhorar o aproveitamento do material do leito. O mesmo dispositivo foi montado e mantido suspenso por meio de fios de arame liso de aço esticados e presos em pregos de aço fixados na face externa das paredes laterais da câmara de 3m de comprimento. A suspensão desse conjunto de tubulações perfuradas visou uniformizar a distribuição do esgoto pelos quadros e tramos da tubulação perfurada e minimizar fluxos preferenciais. Para a execução desse serviço foram necessários 2 rolos de 10m de arame de aço, 20 pregos de aço, turquesa e martelo.

A Figura 11 apresenta a câmara de fluxo vertical da *wetland* construída híbrida totalmente preenchida com as três camadas do material do meio filtrante. Em destaque: (a) trecho inicial do sistema de distribuição do esgoto do tanque

séptico na WCFV; (b) tubulação de inspeção e vistoria do nível da lâmina de esgoto no meio filtrante e (c) as tubulações de ventilação e respiro.

Figura 11. Câmara de fluxo vertical totalmente preenchida com brita, sistema de distribuição do esgoto, tubulação de inspeção e vistoria e tubulações de ventilação e respiro



A Figura 12 apresenta a vista interna da WCFV em fase de preenchimento da camada de brita Nº 1.

Figura 12. Preenchimento do meio filtrante da câmara de fluxo vertical com a camada de brita Nº 1



Após percolação pelo meio filtrante, o esgoto tratado na câmara vertical é coletado por um conjunto de conexões (tês e cotovelos) e tubulações interligadas de PVC, de DN 50mm, com furos laterais diametralmente opostos de diâmetro 10mm e espaçados a cada 5cm, assentadas no fundo da câmara e é encaminhado por gravidade para a tubulação de alimentação da câmara de fluxo horizontal.

Essas tubulações perfuradas formam dois quadros interligados de 144cm de comprimento e 93cm de largura dispostos pela área do fundo da câmara.

A Figura 13 apresenta o sistema de coleta e drenagem de esgoto da câmara de fluxo vertical (item a) e a camada de brita Nº 2, com 10cm de espessura, disposta junto ao fundo (item b).

Figura 13. Sistema de coleta e drenagem de esgoto da câmara de fluxo vertical e camada de brita Nº 2 junto ao fundo



O meio filtrante da WCFH tem 50cm de altura útil e possui a seguinte configuração:

- Uma camada de brita Nº 2 situada na região de entrada de esgoto na câmara de fluxo horizontal com 1,20m de largura, 50cm de comprimento medidos a partir da face interna da parede divisória da WC híbrida, e 15cm de altura, medidos a partir do fundo da câmara de fluxo horizontal;
- Outra camada de brita Nº 2 situada na região de saída de esgoto da câmara de fluxo horizontal com 1,20m de largura, 25cm de comprimento medidos a partir da face interna da parede da câmara de fluxo horizontal oposta e paralela à parede divisória da WC híbrida, e 50cm de altura medidos a partir do fundo;
- Uma camada de brita Nº 1, disposta desde a região de entrada de esgoto na câmara de fluxo horizontal até a região de saída de esgoto da câmara de fluxo horizontal com 1,20m de largura, 2,75m de comprimento medidos a partir da face interna da parede divisória da WC híbrida, e 50cm de altura medidos a partir do fundo da câmara de fluxo horizontal.

O esgoto da câmara de fluxo vertical é drenado por gravidade para a região de entrada da câmara de fluxo horizontal através de uma tubulação de PVC, de DN 50mm, assentada junto ao fundo de cada câmara e centralizada entre as paredes de 3m de comprimento que atravessa a parede divisória da WC híbrida. Essa tubulação está interligada ao sistema de coleta de esgoto da câmara de fluxo vertical, em uma extremidade, e ao sistema de alimentação da câmara de fluxo horizontal, na outra extremidade.

A alimentação da WCFH é realizada em toda a seção transversal junto ao fundo da mesma por um sistema composto por dois tubos de PVC perfurados, de DN 50mm, com furos laterais diametralmente opostos de diâmetro 10mm espaçados a cada 5cm, paralelos à parede divisória da WC híbrida, e unidos a uma conexão “Tê”, posicionada a jusante da válvula de retenção, que está interligada à tubulação que atravessa a mesma parede divisória.

A Figura 14 apresenta as vistas superior e frontal do sistema de alimentação da câmara de fluxo horizontal.

Figura 14. Vistas superior e frontal do sistema de alimentação da câmara de fluxo horizontal



O esgoto percolado pelo meio filtrante da câmara de fluxo horizontal é recolhido por um sistema composto por duas tubulações perfuradas de PVC, de DN 40mm, interligadas e dispostas paralelamente a 20cm e a 40cm do fundo, com furos laterais de diâmetro 20mm espaçados a cada 2cm e voltados à parede de saída da WC visando o aproveitamento de todo o leito filtrante (Figura 15).

Figura 15. Sistema de coleta de esgoto tratado da câmara de fluxo horizontal



Para a disposição e configuração das camadas verticais de brita N^o 1 (Figura 16, item c) e de brita N^o 2, nas regiões de entrada (Figura 16, item a) e saída (Figura 16, item b) de esgoto da câmara de fluxo horizontal, contou-se com o auxílio de placas de madeira que foram removidas após a conclusão da montagem do meio filtrante. A Figura 17 apresenta a configuração final do leito filtrante da câmara de fluxo horizontal.

Figura 16. Composição das camadas de brita N^o 1 e N^o 2 na câmara de fluxo horizontal

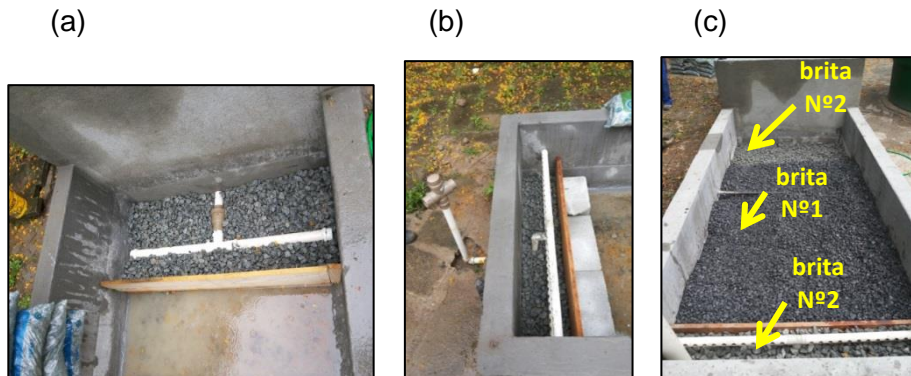


Figura 17. Configuração final do leito filtrante da câmara de fluxo horizontal



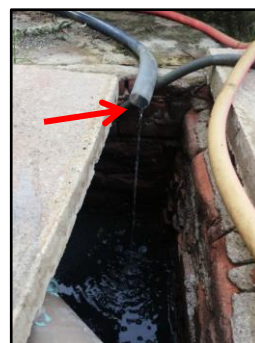
Para possibilitar o controle do nível da lâmina de esgoto no meio filtrante da WCFH, optou-se pelo uso de um arranjo de tubulações em 90° em formato de sifão, com trechos enterrados e aparentes (seta indicada na Figura 18), que permite a elevação e a manutenção da lâmina líquida até o nível desejado, de 50cm, antes do extravazamento pela tubulação de descarga. Esse arranjo favorece o contato dos micro-organismos aderidos ao meio filtrante e aos rizomas e raízes das macrófitas com a matéria orgânica presente no esgoto e contribui para a manutenção do desempenho do sistema.

O efluente tratado final do experimento é descartado por gravidade através de uma mangueira flexível transparente de DN 40mm, conectada ao arranjo de tubulações em 90° em formato de sifão na saída da WCFH, no interior de uma caixa de inspeção situada a pouco menos de 4 metros do local (seta indicada na Figura 19), que está interligada à rede coletora de esgotos sanitários operada pela SABESP no campus Butantã da USP.

Figura 18. Trecho aparente do dispositivo de controle do nível da lâmina de esgoto no meio filtrante da câmara de fluxo horizontal



Figura 19. Ponto de descarga do efluente final tratado do experimento



Além das camadas de brita discriminadas anteriormente, previu-se em ambas câmaras uma camada livre, sem preenchimento, com o intuito de minimizar a possibilidade de transbordamento de esgoto no caso da ocorrência de alguma falha operacional. Essa camada possui 5 cm de espessura, foi disposta em toda a área superficial de cada câmara e está situada 5cm abaixo do topo das paredes de cada câmara.

Ambos os tipos de brita foram adquiridos junto ao mesmo fornecedor visando manter a uniformidade dos grãos, sendo a brita Nº 1 entregue ensacada e a brita Nº 2 a granel, em caminhão. Devido à restrição de uso de água potável no interior do CTH durante o período do experimento em virtude da escassez hídrica no município, não foi possível efetuar a lavagem da brita para a limpeza superficial dos grãos antes de sua distribuição no interior das câmaras da WC híbrida.

As porosidades dos materiais do meio filtrante foram calculadas através do teste de vazios realizado no local do experimento com o uso de um *becker* e de uma proveta, ambos de polipropileno e com volume igual a 1L, e de 500mL de água potável. A metodologia de cálculo encontra-se detalhada no Anexo 3. A porosidade calculada para a brita Nº 1 foi de 35% e para a brita Nº 2 de 40%. A Figura 20 representa o momento em que foram executados os testes de vazios para as britas Nº 1 e Nº 2.

Figura 20. Teste de vazios com água para as britas Nº 1 e Nº 2



4.6.3 Vegetação (Macrófitas Aquáticas)

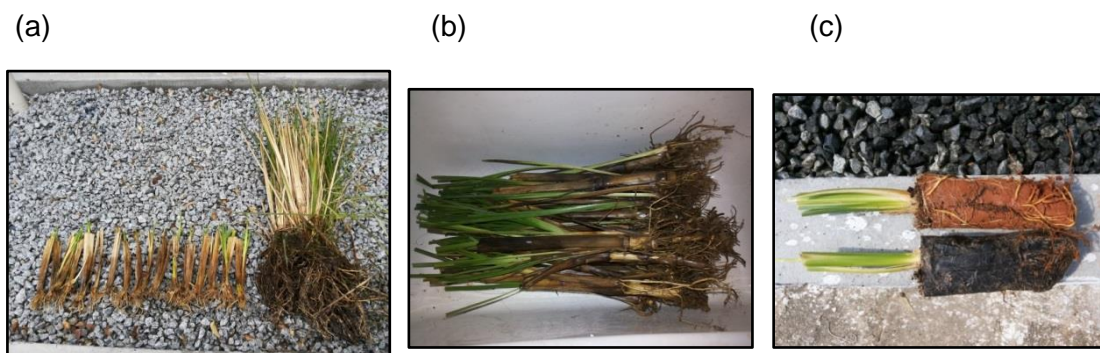
No presente estudo, propôs-se o monocultivo do meio filtrante das câmaras de fluxo vertical e horizontal com a espécie de macrófita aquática

emergente denominada popularmente como capim Vetiver, de nome científico *Vetiveria zizanioides*.

A escolha dessa espécie baseou-se fundamentalmente na intenção de estudar seu potencial de utilização no tratamento descentralizado de esgotos domésticos, já que este uso foi ainda pouco abordado em pesquisas científicas no Brasil.

As macrófitas foram obtidas por doações. O transplântio das mudas e touceiras teve que ser feito por este autor em duas etapas porque as doações foram realizadas em períodos diferentes para atendimento à disponibilidade dos doadores. As raízes das mudas nuas permaneceram submersas em água durante período de 5 a 10 dias até o momento exato do replântio e protegidas da exposição a raios solares, para favorecer sua recuperação diante das condições ambientais adversas enfrentadas no transporte dos viveiros até o destino final. As mudas embaladas em sacos plásticos e as touceiras foram conservadas em ambiente úmido, com irrigação diária e também protegidas da incidência direta de raios solares.

Figura 21. Exemplares de mudas e touceiras de capim Vetiver transplantadas para a WC híbrida



Antes do replântio, a parte aérea das touceiras foi podada a uma altura de 15cm. Durante o replântio, em ambas câmaras, as raízes das mudas foram posicionadas entre 5 a 10 cm abaixo da superfície do leito filtrante, em um ambiente úmido, para favorecer a adaptação das mesmas ao novo meio e o surgimento de novos brotos, e locadas a uma distância média no plano horizontal entre 5 e 10 cm para evitar seu sufocamento ou sombreamento. Na câmara de fluxo vertical, as mudas foram locadas rente às tubulações perfuradas que compõe o sistema de

distribuição superficial do esgoto pelo leito filtrante para facilitar o contato das raízes com o esgoto.

Ao longo do primeiro mês após cada etapa de replantio, as mudas e touceiras foram irrigadas a cada 2 dias, com exceção dos dias de chuva. Na etapa seguinte, foram transplantados para o meio filtrante da WC híbrida 70 mudas jovens, sendo 35 na câmara de fluxo vertical e 35 na câmara de fluxo horizontal, e 3 touceiras adultas, sendo duas na câmara de fluxo vertical e uma na câmara de fluxo horizontal.

Figura 22. Câmaras de fluxo vertical e de fluxo horizontal após o 1º transplântio de mudas e touceiras



Após 40 dias do primeiro transplântio, realizou-se o segundo transplântio (Figura 23) de 80 novas mudas jovens, para que a densidade de plantas prevista em cada câmara fosse alcançada, bem como a substituição de 29 mudas jovens mortas ou sem broto verde, sendo 15 na WCFV e 14 na WCFH.

Figura 23. Câmaras de fluxo vertical e de fluxo horizontal após 2º transplântio de mudas



A quantidade e a densidade de plantas em cada câmara da WC híbrida após a conclusão das duas etapas de transplântio são apresentadas no Quadro 9.

Quadro 9. Quantidade e densidade de plantas da WC híbrida

	Câmara de Fluxo Vertical (WCFV)	Câmara de Fluxo Horizontal (WCFH)
Quantidade de mudas	50 mudas	90 mudas
Índice de mudas por m ²	13 mudas por m ²	25 mudas por m ²

Optou-se por adotar uma densidade inicial de plantas maior que a encontrada na literatura para maximizar o aproveitamento da área superficial do meio filtrante e aumentar a área disponível de raízes e rizomas para contato com o esgoto e aderência de micro-organismos.

Os comprimentos médios das raízes e tecidos aéreos (caules e folhas) das mudas jovens e touceiras adultas quando foram plantadas são apresentados no Quadro 10.

Quadro 10. Comprimento médio das mudas e touceiras plantadas na *wetland* construída híbrida

	Mudas jovens		Touceiras adultas
	Raízes nuas	Raízes com substrato natural	Raízes com substrato natural
Comprimento médio das raízes	2 a 5 cm	15 cm	15 cm
Comprimento médio dos tecidos aéreos (caules e folhas)	15 a 20 cm	9 a 15 cm	15 cm

4.7 MONITORAMENTO DO EXPERIMENTO

4.7.1 Período Pré-Operacional

Após a conclusão da obra de Engenharia para construção do experimento, deu-se início ao período de monitoramento do mesmo em campo que durou 173 dias, praticamente 6 meses consecutivos (de 12/11/2014 a 04/05/2015).

O início do período de teste de funcionamento do sistema com esgoto sanitário iniciou-se em 12/11/2014 com a partida no conjunto moto-bomba, com o objetivo de promover o abastecimento do tanque séptico e da WC híbrida ainda sem as macrófitas e, assim, possibilitar a otimização do desenvolvimento da biomassa em ambas câmaras e a aderência do biofilme à superfície do material suporte da WC híbrida, bem como a limpeza superficial da brita.

O término do período de teste de funcionamento do sistema, de 76 dias consecutivos, ocorreu em 27/01/2015, 48 dias após o primeiro transplante de macrófitas e 7 dias após o segundo transplante de macrófitas. Nesta data, deu-se o início da primeira campanha de coleta de amostras de esgoto do experimento, atividade que durou 97 dias e se estendeu até 04/05/2015.

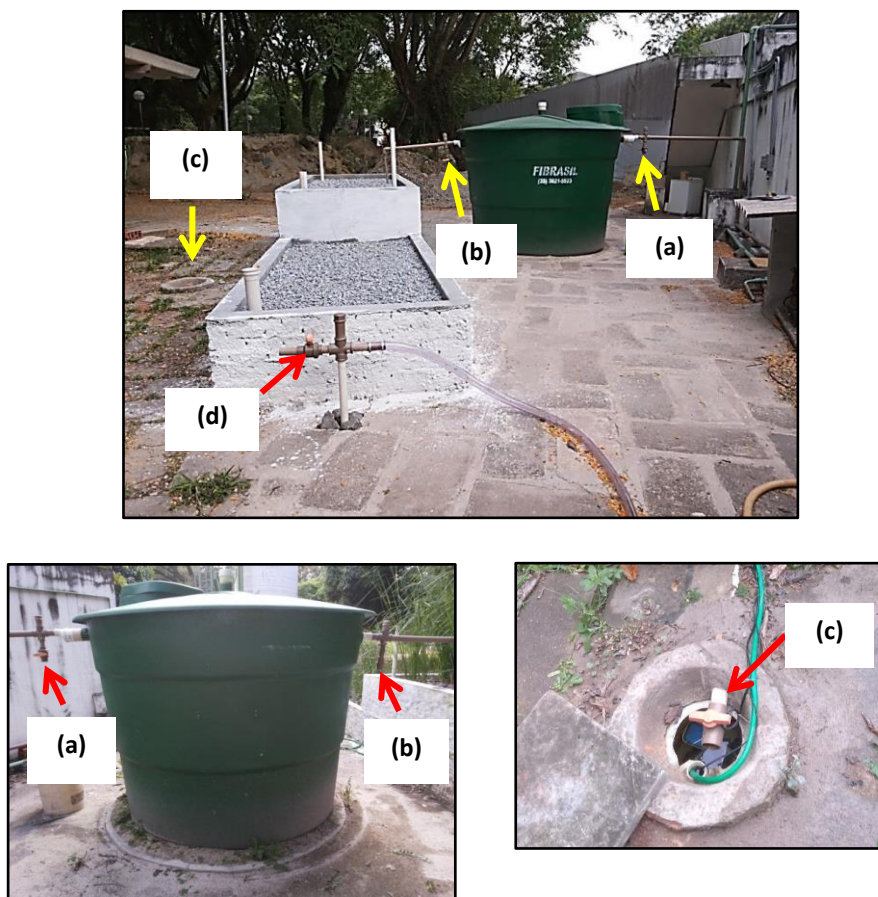
4.7.2 Plano de Amostragem, Ensaios Laboratoriais e Medições em Campo

Para possibilitar a caracterização qualitativa do esgoto bruto e do efluente de cada unidade constituinte do sistema experimental de tratamento estudado, definiram-se 4 pontos para amostragem de esgoto, discriminados a seguir:

- **(P1) Ponto 1:** Esgoto bruto / Entrada do tanque séptico (Figura 24, item a);
- **(P2) Ponto 2:** Saída do tanque séptico / Entrada da câmara de fluxo vertical da *wetland* construída híbrida – WCFV (Figura 24, item b);
- **(P3) Ponto 3:** Saída da câmara de fluxo vertical da *wetland* construída híbrida – WCFV / Entrada da câmara de fluxo horizontal da *wetland* construída híbrida – WCFH (Figura 24, item c);

- **(P4) Ponto 4:** Saída da câmara de fluxo horizontal da *wetland* construída híbrida – WCFH / Efluente tratado final (Figura 24, item d).

Figura 24. Pontos de amostragem e coleta de esgoto



Para controle da abertura e fechamento do fluxo de esgoto, em cada um dos pontos de coleta foram instalados registros de esfera soldável novos de PVC.

Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos monitorados e quantificados por meio de análises ou ensaios laboratoriais, os respectivos pontos de coleta e o tipo de amostra (simplex ou composta) são apresentados nos Quadros 11 e 12.

Quadro 11. Parâmetros físicos e químicos quantificados por meio de análises laboratoriais, pontos de coleta e tipo de amostra

Parâmetros Físicos e Químicos		Ponto de Coleta e Tipo de Amostra
1	Turbidez	P1 (amostra composta)
2	Cor verdadeira	P2, P3 e P4 (amostras simples)
3	DBO _{5,20} (Demanda bioquímica de oxigênio)	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
4	DQO (Demanda química de oxigênio)	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
5	ST (Sólidos totais)	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
6	SV (Sólidos Voláteis)	
7	SST (Sólidos em suspensão totais)	
8	SSV (Sólidos em suspensão voláteis)	
9	SDT (Sólidos dissolvidos totais)	
10	SDV (Sólidos dissolvidos voláteis)	
11	Sólidos sedimentáveis	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
12	N-NTK (Nitrogênio total Kjeldahl)	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
13	N-NH ₃ (Nitrogênio amoniacal)	
14	N-NO ₂ (Nitrito)	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
15	N-NO ₃ (Nitrato)	
16	Sulfato	
17	Cloreto	
18	P-total (Fósforo total)	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
19	P-PO ₄ (Ortofosfato)	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
20	Alcalinidade	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
21	Óleos e graxas totais	P1, P2 e P4 (amostras simples)
22	Sulfeto	P1, P2 e P4 (amostras simples)
23	Acidez a frio	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
24	Condutividade	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)
25	Odor	P1 (amostra composta) P2, P3 e P4 (amostras simples)

Quadro 12. Parâmetros microbiológicos quantificados por meio de análises laboratoriais, pontos de coleta e tipo de amostra

Parâmetros microbiológicos		Ponto de Coleta e Tipo de Amostra
1	Coliformes termotolerantes	P1, P2 e P4 (amostras simples)
2	<i>Escherichia Coli</i>	
3	Enterovírus	P1 e P4 (amostras simples)
4	<i>Giardia sp</i>	P1, P2 e P4 (amostras simples)
5	<i>Cryptosporidium sp</i>	
6	<i>Ascaris sp</i>	P1, P2 e P4 (amostras simples)

A quantidade total de amostras, a frequência de amostragem, o período e o tempo total de amostragem e as datas de coleta que compuseram o plano de amostragem e monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos são apresentados no Quadro 13.

Quadro 13. Quantidade total de amostras, frequência, tempo total, período e datas de amostragem para os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos

	Parâmetros físicos e químicos	Parâmetros microbiológicos	
		Coliformes termotolerantes e <i>Escherichia Coli</i>	Vírus, protozoários e helmintos
Quantidade Total de Amostras	13	12	3
Frequência de Amostragem	semanal	semanal	76º, 117º e 173º dias
Período de Amostragem	28/01/2015 a 29/04/2015	27/01/2015 a 04/05/2015	
Tempo Total de Amostragem	91 dias	97 dias	

	Parâmetros físicos e químicos	Parâmetros microbiológicos	
		Coliformes termotolerantes e <i>Escherichia Coli</i>	Vírus, protozoários e helmintos
Datas de Amostragem	<ul style="list-style-type: none"> • 28/01/2015 • 4, 12, 19 e 26/02/2015 • 5, 11, 18 e 25/03/2015 • 8, 15, 22 e 29/04/2015 	<ul style="list-style-type: none"> • 27/01/2015 • 3, 9 e 23/02/2015 • 2, 9, 16, 23 e 30/03/2015 • 6 e 13/04/2015 • 04/05/2015 	<ul style="list-style-type: none"> • 27/01/2015 • 09/03/2015 • 04/05/2015

Com o objetivo de elevar o grau de confiabilidade na caracterização qualitativa do efluente bruto utilizado no experimento, no ponto de amostragem P1 foram coletadas amostras do tipo compostas durante 4 a 5 horas consecutivas entre 9h30 e 15h30 de dias úteis da semana (quartas-feiras ou quintas-feiras), com alíquotas recolhidas a cada 30 minutos por um amostrador automático portátil da marca ISCO, dotado de 24 frascos plásticos removíveis e reutilizáveis com tampa de volume 1L, totalizando entre 8 a 10 alíquotas por amostra composta. Dessa maneira, pretendeu-se contemplar as possíveis variações horárias na composição do esgoto bruto nos períodos com grande contribuição de esgotos e carga poluente (em dias úteis, no horário comercial durante o funcionamento do restaurante central e no período letivo).

Para os parâmetros óleos e graxas totais e sulfeto, no ponto de amostragem P1 foi realizada a coleta da última alíquota da amostra composta. Para identificação em laboratório da presença de odor, foram coletadas amostras do esgoto bruto e do efluente do TS e da WC híbrida na primeira e última campanhas de amostragem, respectivamente, aos 77 e 168 dias de operação da ETE. Nesses mesmos dias de amostragem, a investigação da possível emissão de odor por cada unidade da ETE também foi realizada no local por este autor. Para os parâmetros relativos a vírus, protozoários e helmintos, as datas das amostragens e a quantidade de amostras coletadas foram definidas de forma a possibilitar a caracterização do comportamento do sistema experimental durante as principais fases do monitoramento do experimento (início, meio e fim), sempre operando sob as condições mais exigentes de trabalho (períodos de sobrecarga com vazão máxima de projeto).

As análises foram realizadas nos laboratórios situados na sede da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, em São Paulo/SP. As amostras para os ensaios de parâmetros microbiológicos foram coletadas por este autor e entregues ao laboratório de Microbiologia e Parasitologia antes do final das tardes de segundas ou terças-feiras e as amostras para os ensaios de parâmetros físico-químicos foram coletadas por este autor e entregues ao laboratório de Química Inorgânica no final das tardes de quartas ou quintas-feiras. As datas de execução de cada amostragem foram relacionadas no Quadro 13.

O planejamento e a execução em campo das atividades de coleta, preservação e armazenamento das amostras de águas residuárias destinadas aos ensaios laboratoriais foram baseados no *Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*, publicado em 2011 pela Agência Nacional de Águas – ANA. As principais recomendações acerca desse assunto como tipo do frasco, volume do frasco necessário para a amostra, métodos de preservação da amostra em campo e de armazenamento da amostra até o início do ensaio laboratorial e prazo de validade da amostra estão resumidamente relacionadas nos Anexos 4 e 5.

Nas coletas em cada ponto de amostragem foram realizadas medições em campo dos parâmetros físicos e químicos relacionados no Quadro 14 com o auxílio de um medidor de pH portátil (WTW 197i) e de um medidor ótico portátil de oxigênio dissolvido (YSI ProODO). Assim que obtidos, os resultados dessas medições em campo, bem como a ocorrência ou não de chuva nas 24h anteriores à amostragem e o horário da coleta, eram registrados em fichas de coleta classificadas por ponto de amostragem e tipo de amostra (simples ou composta).

Quadro 14. Parâmetros monitorados e medidos em campo em cada um dos pontos de amostragem

Parâmetros Físicos e Químicos		Ponto de Amostragem
1	Temperatura do ar	P1; P2; P3; P4
2	Temperatura do líquido	
3	pH (Potencial hidrogeniônico) – Método eletrométrico	
4	OD (Oxigênio dissolvido) – Método eletrométrico	

Os métodos laboratoriais usados para determinação e quantificação dos parâmetros avaliados são relacionados a seguir:

- a) Parâmetros físico-químicos: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – APHA – AWWA – WEF, 22ª edição e/ou versão *on line*, excetuando-se o parâmetro fósforo total (US-EPA, Método 6010C, Revisão 3, 2007).
- b) Parâmetros microbiológicos:
- Coliformes termotolerantes: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, versão *on line*: Seção 9222D, 2006 (*Membrane Filter Technique for Members of the Coliform Group*);
 - *Escherichia Coli*: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, versão *on line*: Seção 9213D.3b, 2007 (*Membrane Filter Technique for Members of the Coliform Group*);
 - USEPA (United States Environmental Protection Agency): Método 1623 – “*Giardia and Cryptosporidium* in water by Filtration/IMS/FA” (2005);
 - USEPA (United States Environmental Protection Agency): Preliminary Comparative Study of Methods to Extract Virus from Raw and Processed Sewage Sludges, EPA/600/R-07/118, 2007;
 - Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Under 40 CFR Part. 503, Apêndice H – “Method for recovery and assay of total cuturable viruses from sludge. EPA/625/R-92/013”, 2003;
 - Norma Técnica CETESB L5.503 – Enterovírus em água: Concentração de amostras a partir de grandes volumes de água, mar/1987;
 - USEPA (United States Environmental Protection Agency): “Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. Apêndice I – EPA/625/R-92/013”, jul/2003.

Os resultados dos parâmetros de qualidade dos efluentes coletados em cada um dos 4 pontos de amostragem, medidos em campo e obtidos através das

análises laboratoriais, e as eficiências de remoção do sistema de tratamento relativas aos períodos de operação com vazão média e máxima foram avaliados com o apoio da estatística descritiva básica (determinação de medidas de tendência central – média aritmética, média geométrica e mediana – e de dispersão – valor mínimo, valor máximo e desvio padrão).

Para aferir a vazão de recalque de esgoto do conjunto moto-bomba previamente estipulada e controlada pelo inversor de frequência, durante o período de monitoramento do sistema e nos dias de coleta foram realizadas medições da vazão instantânea nos pontos de amostragem P1 e P2 pelo método volumétrico, através da contabilização do tempo necessário para enchimento de um cone Imhoff de plástico, com graduação e volume de 1L, por meio de um cronômetro digital. Esse procedimento permite a identificação de possíveis anormalidades ou perturbações momentâneas no fluxo hidráulico atuante no sistema e facilita a adoção de medidas corretivas. Em situações específicas, quando foi percebida uma variação acima da normalidade, a vazão instantânea resultante foi calculada como a média de 3 medições consecutivas.

Nas câmaras de fluxo vertical e horizontal da WC híbrida foram selecionadas e medidas com auxílio de uma trena metálica graduada, respectivamente, 23 mudas e duas touceiras e 24 mudas e uma touceira, representativas das duas etapas de transplante (10/12/2014 e 20/01/2015), distribuídas por toda a área dos leitos filtrantes. Dessa forma, foi possível identificar os comprimentos médios, mínimos e máximos das mudas e touceiras em cada câmara, bem como a taxa média de crescimento das mudas e touceiras em cada leito filtrante.

Para a avaliação da possível interferência da evapotranspiração na caracterização da qualidade do efluente tratado da WC híbrida, adotou-se como referência a medição da quantidade de água potável evaporada no interior de duas provetas graduadas de polipropileno de volume 1L que foram mantidas próximas ao experimento durante todo o período de monitoramento do mesmo, dentro do abrigo coberto do motor elétrico da bomba, e, portanto, expostas às condições ambientais semelhantes (temperatura do ar, umidade do ar, insolação) atuantes na *wetland* construída híbrida.

No capítulo a seguir, são apresentados os resultados do presente estudo.

5. ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 ADAPTAÇÃO INICIAL E DESENVOLVIMENTO DO CAPIM VETIVER

A avaliação do estabelecimento, desenvolvimento e crescimento das mudas e touceiras de capim Vetiver foi realizada através da contagem de mudas e touceiras mortas ou sem broto verde e de medições do comprimento dos tecidos aéreos (folhas) das mudas vivas e touceiras, semelhante à metodologia utilizada por VALENTIM (2003). O resumo dos dados obtidos após essas contagens consta no Quadro 15.

Quadro 15. Quantidade de touceiras e mudas transplantadas que morreram ou não apresentaram broto verde em cada período de contagem

Data da Contagem	Quantidade de touceiras e mudas mortas ou sem broto em cada período de contagem	
	WCFV	WCFH
20/01/2015 (41 dias após o primeiro replantio)	15 mudas ⁽¹⁾ nenhuma touceira	14 mudas ⁽¹⁾ nenhuma touceira
19/02/2015 (30 dias após o segundo replantio) (71 dias após o primeiro replantio)	7 mudas ⁽²⁾ nenhuma touceira	6 mudas ⁽²⁾ nenhuma touceira
04/05/2015 (104 dias após o segundo replantio) (145 dias após o primeiro replantio)	7 mudas nenhuma touceira	6 mudas nenhuma touceira

⁽¹⁾ Mudas substituídas

⁽²⁾ Mudas não substituídas

Considerando-se as duas etapas de transplântio, ocorridas em 10/12/2014 e 20/01/2015, durante o período total de monitoramento das macrófitas, de 145 dias, 140 mudas jovens e 3 touceiras adultas foram transplantadas com sucesso, 29 mudas morreram após o primeiro transplântio e 13 mudas morreram após o segundo transplântio, que representa um índice de mortandade de mudas de

aproximadamente 25%. A quantidade de mudas mortas ou sem broto verde em cada câmara foi praticamente igual em ambas medições.

Nas Tabelas 3 e 4 estão apresentados para as mudas e touceiras das câmaras de fluxo vertical e horizontal, respectivamente, os comprimentos mínimo, médio e máximo obtidos em cada medição, bem como as estimativas do crescimento médio e da taxa de crescimento médio mensal em cada período de medição e durante o período total de monitoramento das macrófitas (ou seja, entre o 1º transplântio em 10/12/2014 e a 2ª medição, em 04/05/2015). Para o cálculo dos indicadores de crescimento médio citados nas Tabelas 3 e 4, considerou-se o comprimento médio das mudas nas duas etapas de transplântio como sendo de 15cm.

Tabela 3. Comprimentos médio, mínimo e máximo e taxas médias de crescimento das mudas e touceiras na câmara de fluxo vertical

Câmara de Fluxo Vertical				
Amostra	Parâmetros	Entre o transplântio e a 1ª medição (71 dias)	Entre a 1ª medição e a 2ª medição (74 dias)	Entre o transplântio e a 2ª medição (145 dias)
Mudas (23 un.)	Comprimento médio	54 cm	124 cm	..
	Comprimento mínimo	20 cm	45 cm	..
	Comprimento máximo	90 cm	200 cm	..
	Crescimento médio (período)	39 cm	70 cm	109 cm
	Crescimento médio (mensal)	17 cm/mês	28 cm/mês	22 cm/mês
Touceiras (2 un.)	Comprimento médio	100 cm	160 cm	..
	Comprimento mínimo	100 cm	160 cm	..
	Comprimento máximo	100 cm	160 cm	..
	Crescimento médio período	85 cm	60 cm	145 cm
	Crescimento médio mensal	36 cm/mês	36 cm/mês	30 cm/mês

Tabela 4. Comprimentos médio, mínimo e máximo e taxas médias de crescimento das mudas e touceiras na câmara de fluxo horizontal

Câmara de Fluxo Horizontal				
Amostra	Parâmetros	Entre o transplântio e a 1ª medição (71 dias)	Entre a 1ª medição e a 2ª medição (74 dias)	Entre o transplântio e a 2ª medição (145 dias)
Mudas (24 un.)	Comprimento médio	51 cm	111 cm	..
	Comprimento mínimo	25 cm	80 cm	..
	Comprimento máximo	80 cm	145 cm	..
	Crescimento médio período	36 cm	60 cm	96 cm
	Crescimento médio mensal	15 cm/mês	24 cm/mês	20 cm/mês
Touceira (1 un.)	Comprimento médio	100 cm	140 cm	..
	Comprimento mínimo	100 cm	140 cm	..
	Comprimento máximo	100 cm	140 cm	..
	Crescimento médio período	85 cm	40 cm	125 cm
	Crescimento médio mensal	36 cm/mês	16 cm/mês	26 cm/mês

Tanto as mudas jovens quanto as touceiras adultas de capim Vetiver adaptaram-se bem às condições ambientais a que ficaram expostas após o transplântio em ambas câmaras da *wetland* construída, apresentando desenvolvimento e crescimento rápidos e satisfatórios mesmo diante das oscilações pluviométricas e de temperatura observadas no local do experimento. Esse fato indica a tolerância da espécie à variação pluviométrica e a períodos de seca, bem como a possibilidade de plantio em todas as estações climáticas do ano, desde que tomados os cuidados especiais no período inicial de trato das plantas.

Verificou-se, contudo, o maior crescimento das mudas e touceiras na câmara de fluxo vertical durante o período de monitoramento. A muda mais alta, que chegou a 200 cm de comprimento, e a mais baixa, de 45 cm, foram encontradas na câmara de fluxo vertical. Todas as mudas e touceiras, independentemente do comprimento atingido, apresentavam tecidos aéreos (colmos) resistentes e eretos, contribuindo para não houvesse sua queda sobre o leito filtrante, e o conseqüente apodrecimento, dissolução e elevação da concentração de material orgânico afluente à *wetland* construída. Esse comportamento positivo foi observado inclusive com as mudas mortas remanescentes após o segundo transplântio.

Em ambas câmaras, a taxa de crescimento médio mensal das mudas entre 71 e 145 dias do transplântio (data da 2ª medição) ficou acima daquela calculada

para os primeiros 71 dias de operação. Esses dados estão condizentes com o tempo médio de formação e início do amadurecimento de mudas jovens do capim Vetiver, entre 60 e 90 dias (PEREIRA, [s.d.]). No caso das touceiras, ocorreu o inverso. A maior taxa de crescimento médio mensal, em ambas câmaras, foi constatada nos primeiros 71 dias após transplântio, seguida de tendência de redução a partir deste período. Esse fato pode indicar que touceiras com mudas adultas necessitam de menos tempo para adaptação ao transplântio e retomada do desenvolvimento e crescimento em relação às mudas jovens.

Durante o período de monitoramento, não foram encontrados nos leitos filtrantes animais rasteiros como roedores e anfíbios. A presença de insetos como moscas ou mosquitos sobrevoando os leitos filtrantes foi rara e em pequena quantidade, praticamente imperceptível, sem gerar incômodo aos frequentadores do local. A única planta invasora constatada nos leitos (uma outra espécie de gramínea) deve ter sido proveniente do substrato natural de uma das mudas transplantadas. Mesmo sem ter sido aplicado nenhum mecanismo de controle específico sobre pragas ou doenças, as mesmas não foram constatadas ou não foram capazes de prejudicar o desenvolvimento das plantas.

Com exceção dos cuidados quanto à manutenção da frequência de irrigação das mudas e touceiras no período inicial de trato após transplântio, nenhum procedimento foi necessário para o devido manejo e controle das macrófitas, resultando em custos de operação e manutenção praticamente inexistentes.

Verificou-se que os mecanismos de reprodução exclusivamente através de mudas e de crescimento dos tecidos aéreos superficiais das plantas para os lados, possibilitam a formação de uma barreira vegetal viva que, diante da valorização estética desse sistema de tratamento, pode facilitar sua incorporação ao paisagismo local e aceitação pela comunidade.

A poda dos tecidos aéreos das plantas e a avaliação da sua influência no sistema de tratamento não foram executadas porque o tempo de monitoramento das macrófitas (145 dias) não foi suficiente para a conclusão do pleno amadurecimento das mudas que, nas regiões de clima mais quente, pode ocorrer em torno de 8 meses após o plantio (CHAVES e ANDRADE, 2013).

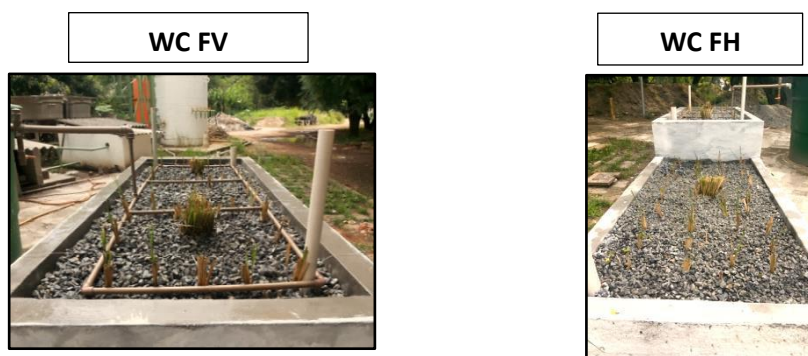
Diante do período de monitoramento do experimento em campo, no qual foram constatadas as principais virtudes atribuídas ao capim Vetiver na literatura

especializada – citadas anteriormente na sub-seção 3.4.6 e discriminadas e analisadas nesta sub-seção – é possível inferir que o capim Vetiver é uma espécie de macrófita aquática com bom potencial de uso em *wetlands* construídas para tratamento de esgotos domésticos.

A Figura 25 apresenta a evolução do desenvolvimento e crescimento das mudas e touceiras de capim Vetiver na *wetland* construída híbrida desde o primeiro transplântio, em 10/12/2014, até o fim do período de monitoramento do sistema de tratamento em 04/05/2015.

Figura 25. Evolução do desenvolvimento e crescimento das mudas e touceiras de capim Vetiver

- 10/12/2014: 1º transplântio



- 20/01/2015: 2º transplântio, 41 dias após o 1º transplântio



- 19/02/2015: 1ª medição, 71 dias após o 1º transplântio

WC FV**WC FH**

- 23/03/2015: 103 dias após o 1º transplântio

WC FV**WC FH**

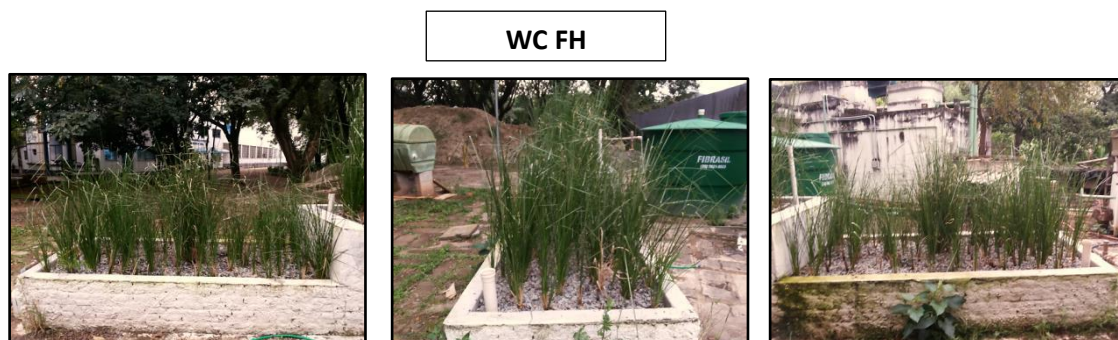
- 13/04/2015: 124 dias após o 1º transplântio

WC FV**WC FH**

- 04/05/2015: 2ª medição, 145 dias após o 1º transplântio

WC FV

- 04/05/2015: 2ª medição, 145 dias após o 1º transplântio (continuação)

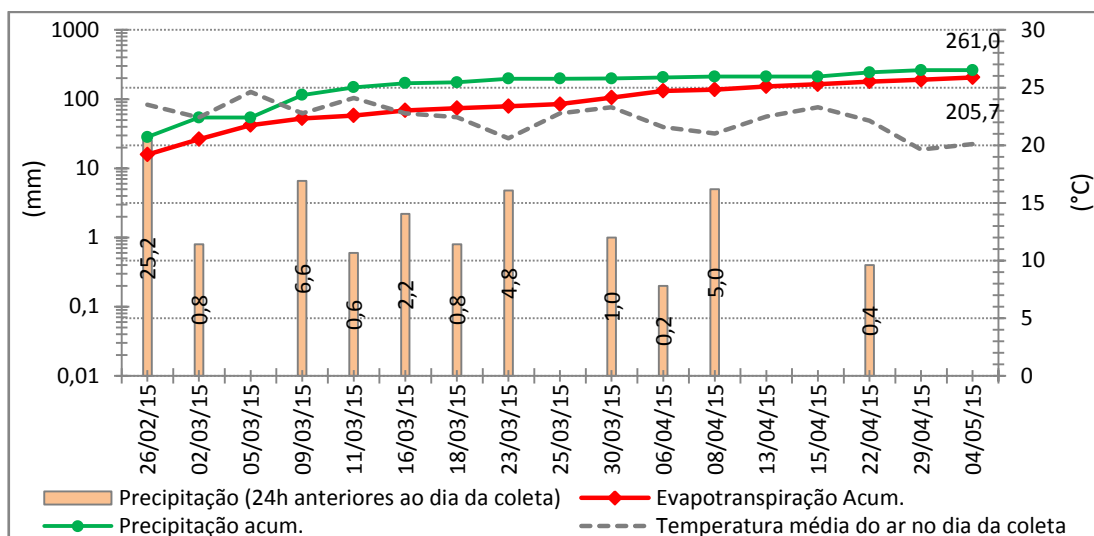


5.2 EVAPOTRANSPIRAÇÃO E PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA

Para a estimativa da perda de água na *wetland* construída híbrida devida à evapotranspiração, foram executadas medições da quantidade de água potável evaporada no interior de duas provetas graduadas nos dias de amostragem – de 19/02/2015, 30 dias após 2º transplântio, até 04/05/2015, data da última campanha de amostragem e de término do monitoramento do experimento em campo – conforme descrito anteriormente na sub-seção 3.4.6. A perda de água devida à evapotranspiração entre cada dia de amostragem e durante o período de monitoramento foi calculada como 3,5 vezes superior ao volume de água evaporada nas provetas, seguindo-se o procedimento sugerido em MARQUES (1999).

A Figura 26 apresenta a evolução da evapotranspiração e da precipitação pluviométrica no local do experimento ao longo do período de monitoramento, bem como os dados da precipitação pluviométrica registrada nas 24 horas anteriores a cada dia de amostragem e da temperatura média do ar durante cada dia de amostragem medida em campo por este autor no local do experimento.

Figura 26. Evapotranspiração, precipitação pluviométrica e temperatura média do ar durante cada dia de amostragem



Conforme observado na Figura 26, a estimativa da perda de água total acumulada devida à evapotranspiração no período de monitoramento do experimento, de 205,7mm, foi ligeiramente inferior ao montante acumulado de chuva, de 261 mm. Por outro lado, além da ausência de precipitação na maioria dos dias de monitoramento do experimento e durante várias campanhas de amostragem, os volumes de chuva que foram registrados nas 24h anteriores às coletas, conforme apresentado no gráfico da Figura 26, foram pouco representativos diante da magnitude das vazões de esgoto bruto aplicadas continuamente à ETE.

A análise e comparação dos resultados desse balanço hídrico permitem deduzir que, no presente experimento, a perda de água por evapotranspiração e o ganho de água pela precipitação não foram suficientes para provocar distorções na caracterização da qualidade do efluente tratado da *wetland* construída híbrida por meio da quantificação das concentrações de remoção de poluentes.

5.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DO ESGOTO BRUTO

Conforme descrito na sub-seção 4.2, o esgoto bruto utilizado no experimento é proveniente do alojamento de alunos do Conjunto Residencial da USP (CRUSP) e do restaurante central da Cidade Universitária, no campus Butantã da USP.

Os resultados das concentrações médias obtidas para os principais parâmetros de qualidade físico-químicos e microbiológicos do esgoto bruto, que foi coletado na saída do poço de sucção, monitorados durante o período total de amostragem do experimento são apresentados na Tabela 5. Na mesma tabela, para efeito de comparação e para auxiliar na classificação do esgoto bruto, foram relacionados os valores típicos dos respectivos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos para esgotos sanitários, predominantemente domésticos, apresentados em JORDÃO e PESSOA (2005) e em VON SPERLING (2005).

Tabela 5. Caracterização qualitativa do esgoto bruto utilizado no experimento

Parâmetros Físicos e Químicos							
Parâmetro	Unidade	Esgoto Bruto Avaliado	Desvio Padrão	nº de dados	Esgoto Doméstico Típico no Brasil		
					Forte	Médio	Fraco
DBO _{5,20}	mg O ₂ /L	430	110	13	<u>400</u>	200	100
DQO	mg O ₂ /L	613	165	13	800	<u>400</u>	200
N-NTK	mg N/L	72	6	13	<u>85</u>	40	20
N-NH ₃	mg N-NH ₃ /L	53	7	13	<u>50</u>	20	10
N-NO ₂	mg N-NO ₂ /L	0,10	0,06	13	<u>0,10</u>	0,05	0,00
N-NO ₃	mg N-NO ₃ /L	0,43	0,27	13	<u>0,40</u>	0,20	0,10
P-total	mg P/L	9,6	1,48	13	20	<u>10</u>	5
P-PO ₄	mg PO ₄ /L	6,9	2,1	13	13	<u>6</u>	3
ST	mg/L	667	97	13	1.160	<u>730</u>	370
SST	mg/L	154	93	13	360	230	<u>120</u>
SSV	mg/L	137	91	13	280	<u>175</u>	90
SDT	mg/L	513	78	13	800	<u>500</u>	250
SDV	mg/L	218	63	13	300	<u>200</u>	105
Sólidos sedimentáveis	mL/L	3,6	6,9	13	20	10	<u>5</u>

Parâmetros Físicos e Químicos							
Parâmetro	Unidade	Esgoto Bruto Avaliado	Desvio Padrão	nº de dados	Esgoto Doméstico Típico no Brasil		
					Forte	Médio	Fraco
Alcalinidade total	mg CaCO ₃ /L	259	43	13	200 (entre 100 e 250)		
Temperatura do esgoto	°C	25,5	2,5	25	entre 25 e 35 (faixa ótima)		
pH	-	6,93	0,49	25	7 (entre 6,5 e 7,5)		
Óleos e graxas totais	mg/L	88	99,8	13	150	<u>100</u>	50
Sulfato	mg SO ₄ /L	29,1	18,7	13	50	<u>30</u>	20
Cloretos	mg Cl/L	89	26	13	<u>100</u>	50	30

Parâmetros Microbiológicos					
Parâmetros	Unidade	Esgoto Bruto Avaliado	Desvio Padrão	nº de dados	Esgoto Doméstico Típico no Brasil
Coliformes termotolerantes	UFC ⁽¹⁾ /100mL	1,4×10 ⁷	1×10 ⁷	11	10 ⁶ a 10 ⁹
<i>E. Coli</i>	UFC/100mL	9,7×10 ⁶	1,1×10 ⁷	11	10 ⁶ a 10 ⁹
Enterovírus	UFP ⁽²⁾ /L	1,298×10 ¹	2,12×10 ¹	3	10 ³ a 10 ⁵
<i>Giardia sp</i>	Cistos/L	1,277×10 ³	1,269×10 ³	3	10 ² a 10 ⁵
<i>Cryptosporidium sp</i>	Oocistos/L	6,80	7,23	3	10 ² a 10 ⁴
<i>Ascaris sp</i>	Ovos/L	0,13	0,06	3	10 ² a 10 ⁴

Legenda: ⁽¹⁾ UFC = unidade formadora de colônia; ⁽²⁾ UFP = unidade formadora de placa

Fonte: Adaptado de JORDÃO e PESSOA (2005), VON SPERLING (2005) e TCHOBANOGLIOUS e col. (2003)

Para os parâmetros coliformes termotolerantes, *Escherichia Coli* Enterovírus, *Giardia sp* e *Cryptosporidium sp*, calculou-se a média geométrica dos resultados obtidos durante cada campanha de amostragem de esgoto bruto para evitar possíveis distorções que a média aritmética poderia trazer, considerando-se que os valores desses parâmetros variam segundo ordens de grandeza e dentro de uma faixa bem ampla (VON SPERLING, 2005).

O esgoto bruto, que foi coletado na saída do poço de sucção, a jusante do tratamento preliminar, apresentou elevadas concentrações de matéria orgânica carbonácea em termos de DBO_{5,20}, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato (ver comentário na sub-seção 5.4.4 sobre a provável ocorrência do processo de nitrificação biológica parcial no interior do poço de sucção) e cloretos, valores em

torno da média em termos de DQO, fósforo total, fósforo inorgânico, sólidos dissolvidos totais e voláteis, óleos e graxas totais, sulfato, alcalinidade, pH, temperatura e sólidos em suspensão voláteis, e valores abaixo da média em termos de sólidos em suspensão totais e sólidos sedimentáveis. Considerando-se que os valores dos parâmetros de qualidade do esgoto bruto variaram dentro das faixas usuais para esgotos sanitários, predominantemente domésticos, apresentados na Tabela 5, é possível classificá-lo como sendo um esgoto com características de sanitário, predominantemente doméstico, de média concentração. Outra observação que pode ser feita refere-se à boa condição de biodegradabilidade do esgoto bruto, deduzida pela baixa relação DQO/DBO_{5,20} (igual a 1,4) e pela predominância de sólidos voláteis, que favorecem o emprego de processos biológicos de tratamento.

Quanto à caracterização microbiológica, o esgoto bruto apresentou-se dentro da faixa usual de esgotos sanitários, predominantemente domésticos, para os micro-organismos indicadores de contaminação fecal coliformes termotolerantes e *Escherichia Coli* e para os protozoários do gênero *Giardia sp* e abaixo da faixa usual para os protozoários do gênero *Cryptosporidium sp*, helmintos do gênero *Ascaris sp* e vírus entéricos humanos (Enterovírus). A baixa concentração de micro-organismos parasitas pode indicar, de forma geral, o bom nível de saúde da população contribuinte naquele período e a existência de condições sanitárias adequadas junto às fontes de geração de efluentes (restaurante central e moradias do conjunto residencial no câmpus universitário).

5.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DOS EFLUENTES TRATADOS E AVALIAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE POLUENTES

Os resultados dos parâmetros de qualidade dos efluentes coletados em cada um dos 4 pontos de amostragem, medidos em campo e obtidos através das análises laboratoriais, e as eficiências de remoção do sistema de tratamento relativas aos períodos de operação com vazão média e máxima serão avaliados nas sub-seções seguintes.

5.4.1 Temperatura do Esgoto e do Ar

As temperaturas médias diárias do ar e do esgoto coletado foram de 24°C e 25,3°C, respectivamente, considerando-se o período de aplicação de vazão média e de 22,6°C e 23,8°C considerando-se o período de aplicação de vazão máxima. Considerando-se o período total de monitoramento do experimento foram, respectivamente, de 23,1°C e 24,3°C.

No gráfico da Figura 27 estão apresentadas as temperaturas das amostras coletadas do esgoto bruto e do efluente de cada unidade do sistema de tratamento, medidas em campo em cada campanha diária de amostragem durante o período total de monitoramento do experimento.

Figura 27. Temperaturas do esgoto bruto e do efluente das unidades do sistema experimental de tratamento ao longo do período de monitoramento

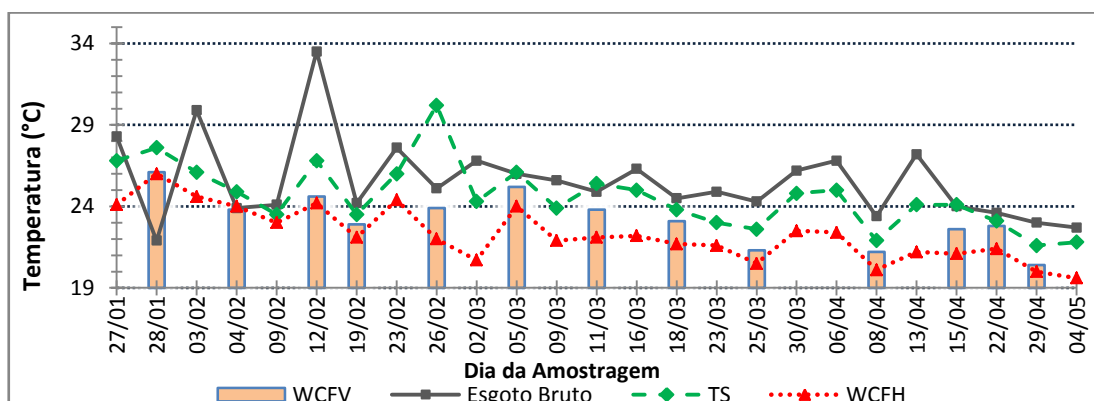
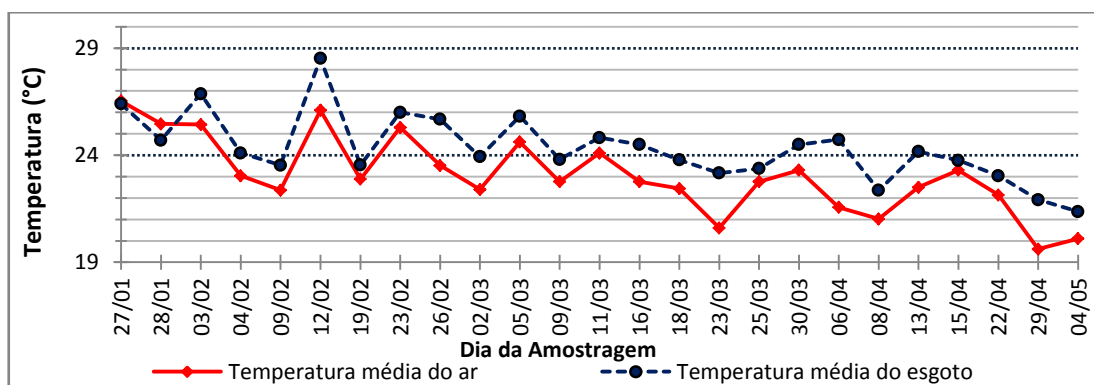


Figura 28. Temperaturas médias diárias do ar e das amostras de esgoto dos 4 pontos de coleta medidas em campo durante cada dia de amostragem



As unidades constituintes do sistema experimental operaram sob temperaturas próximas às ideais, ou seja, dentro da faixa mesófila (entre 20°C e 40°C) e próxima à faixa ótima (entre 25°C e 35°C) – onde ocorrem as taxas máximas de crescimento e reprodução dos micro-organismos responsáveis pelo processo de decomposição biológica da matéria orgânica – e acima da temperatura mínima (de 15°C) recomendada para evitar a queda no desempenho do processo de digestão biológica em sistemas anaeróbios (JORDÃO e PESSOA, 2005; VON SPERLING, 2007; CAVALCANTI, 2012).

A proximidade das temperaturas médias do esgoto registradas em cada ponto de amostragem indica que não houve perda significativa de calor nas unidades componentes do sistema de tratamento. Essa situação favorece a estabilização do desempenho das comunidades microbianas atuantes nos processos biológicos de tratamento, principalmente anaeróbios, por serem muito sensíveis às mudanças bruscas de temperatura (VON SPERLING, 2007).

As temperaturas mínimas e médias do esgoto bruto e do efluente de cada unidade do sistema experimental foram ligeiramente superiores às temperaturas mínimas e médias do ar, fato que pode ser explicado pelo maior calor específico da água em relação ao do ar (PIVELI e KATO, 2006).

5.4.2 pH, Alcalinidade, Acidez e OD

A acidez a frio das amostras coletadas em campo foi determinada em laboratório e ficou abaixo do limite de quantificação do método laboratorial, de 2mg/L, em todos os pontos de amostragem e campanhas realizadas (n = 12).

Foram realizadas 65 medições de OD durante as campanhas de parâmetros físico-químicos e 36 medições de OD durante as campanhas de parâmetros de microbiológicos. O OD medido foi nulo em todas as coletas nos 4 pontos de amostragem durante o período total de monitoramento. Este fato pode indicar que o OD possivelmente disponível no interior do leito filtrante da WCFV tenha sido prontamente consumido pela biomassa microbiana em seus processos metabólicos de oxidação biológica da matéria orgânica.

Nos gráficos das Figura 29 e 30 são apresentados, respectivamente, os valores de pH e de alcalinidade total do esgoto bruto e do efluente das unidades do sistema experimental de tratamento ao longo do período total de monitoramento.

Figura 29. pH do esgoto bruto e do efluente das unidades do sistema experimental de tratamento ao longo do período total de monitoramento

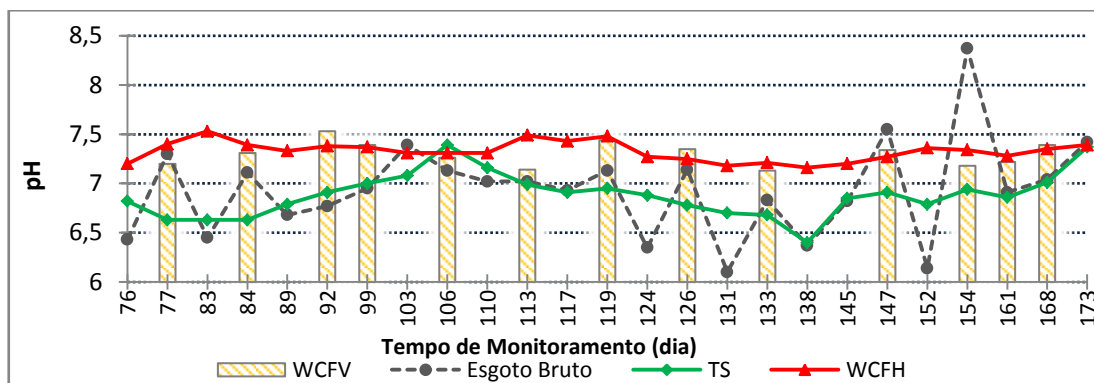
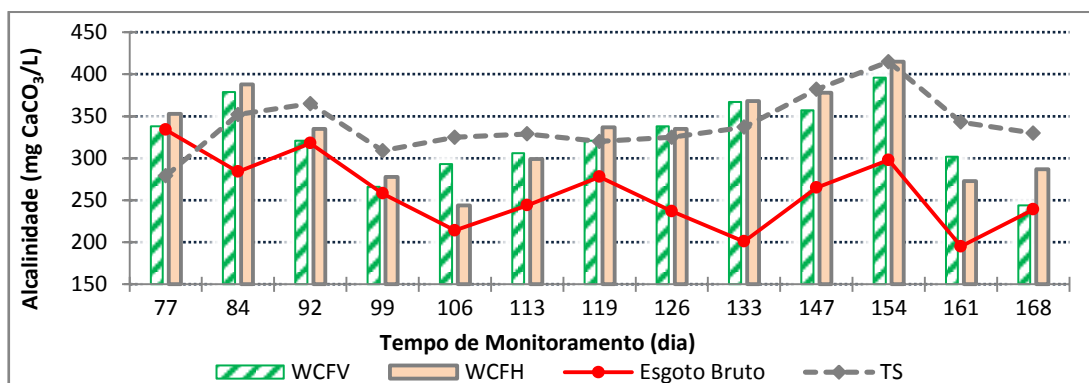


Figura 30. Alcalinidade total do esgoto bruto e do efluente das unidades do sistema experimental de tratamento ao longo do período total de monitoramento



Os valores de pH nos efluentes do TS e da WC híbrida apresentaram pequenas variações, entre 6,40 (sob vazão máxima) e 7,53 (sob vazão média), assim como observado por ANDRADE (2012) em seu experimento em escala piloto com duas *wetlands* construídas em paralelo, uma com fluxo vertical livre e outra com fluxo vertical afogado, com meio filtrante de brita e areia, tratando efluente sintético, cujo pH variou entre 7,09 (no efluente sintético) e 8,06 (no efluente do aparato de fluxo livre). Apenas no caso do tanque séptico e durante o período de

aplicação de vazão máxima observou-se que o pH médio do efluente, de 6,84, foi inferior ao do afluente, de 6,93. Durante a vazão média, o pH médio do TS, de 6,95, foi praticamente igual ao do esgoto bruto.

Nas passagens do tanque séptico para a câmara de fluxo vertical, e desta para a câmara de fluxo horizontal, houve elevação do valor médio de pH. Os valores médios do pH efluente das câmaras de fluxo vertical e horizontal da *wetland* construída híbrida, tanto no período de aplicação de vazão média (respectivamente, de 7,33 e 7,38), como no de vazão máxima (respectivamente, de 7,28 e 7,30), foram superiores ao do efluente do tanque séptico (6,95, sob vazão média e 6,84, sob vazão máxima). Alguns fatores podem ter contribuído para essa situação:

- Produção natural de alcalinidade devida à formação de sais fracos (bicarbonatos) de ácidos orgânicos voláteis (VON SPERLING, 2007; PIVELI e KATO, 2006);
- Produção de bicarbonatos a partir da solubilização do calcário (CaCO_3) presente no material do leito filtrante (brita) pela ação do gás carbônico (PIVELI e KATO, 2006), considerando-se que no Brasil, cerca de 10% da brita produzida e vendida comercialmente é proveniente da rocha calcário;
- Consumo de íons H^+ pelas bactérias heterotróficas facultativas durante o processo de desnitrificação biológica, especialmente na câmara de fluxo horizontal, gerando economia de alcalinidade e possível elevação de pH. A desnitrificação biológica pode repor até metade da alcalinidade consumida durante a nitrificação biológica (REED e col., 1995) e ocorrer em regiões anóxicas no interior da *wetland* construída híbrida, preferencialmente junto à camada de lodo sedimentado.

Os valores de pH no efluente final tratado da ETE medidos durante o monitoramento possibilitam o atendimento aos respectivos padrões de lançamento de efluentes líquidos em corpos d'água receptores definidos na legislação ambiental federal (artigo 21 da Resolução CONAMA Nº 430/2011) e do Estado de São Paulo (artigo 18 do Regulamento da Lei Estadual Nº 997/1976 aprovado pelo Decreto Estadual Nº 8.468/1976).

.A diminuição do pH em sistemas anaeróbios pode ser explicada pelo desequilíbrio entre a produção de ácidos orgânicos intermediários (ácido acético, o

mais abundante na digestão anaeróbia, ácido propiônico, entre outros), H_2 e CO_2 , realizada pela ação das bactérias fermentativas acidogênicas, e seu consumo realizado pelas arqueas metanogênicas, considerando-se que os micro-organismos metanogênicos acetoclásticos, responsáveis por 60% a 70% do total de metano gerado a partir da conversão do acetato, têm taxa de crescimento muito inferior a das bactérias fermentativas acidogênicas (VON SPERLING, 2007).

Quanto à alcalinidade, no TS ocorreu elevação na concentração em ambos períodos de aplicação de vazão, resultando em um efluente com concentração média de $336\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ sob vazão média e $341\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ sob vazão máxima. O mesmo comportamento foi presenciado na WCFH, com concentrações médias efluentes de $309\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ e $343\text{mgCaCO}_3/\text{L}$, respectivamente, sob aplicação da vazão média e máxima. Os fatores descritos anteriormente nesta sub-seção para justificar a elevação do pH na WCFV e na WCFH podem ser utilizados para explicar a elevação da alcalinidade na WCFH.

Na WCFV, houve redução da alcalinidade em 9 das 13 amostras coletadas durante todo o período de monitoramento (reduções médias de 7% e 2% e concentrações efluentes de $313\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ e $333\text{mgCaCO}_3/\text{L}$, respectivamente, sob aplicação de vazão média e máxima). Essa tendência foi observada por CANO (2014) em seu experimento com 3 *wetlands* construídas em escala de bancada, cada qual plantada com uma espécie diferente de macrófita, com fluxo subsuperficial horizontal, meio filtrante de pedrisco branco de jardim e alimentadas com lixiviado de aterro sanitário em regime de recirculação, cuja redução variou entre 42% e 70%.

Entre as possíveis causas para a redução da alcalinidade na WCFV pode-se citar:

- A menor disponibilidade de substrato orgânico afluente à câmara de fluxo vertical (já que boa parte deste foi consumido na etapa anterior, ou seja, no tanque séptico) pode ter provocado a diminuição da disponibilidade de alcalinidade adicional passível de ser gerada pela decomposição de compostos orgânicos durante a digestão anaeróbia (VON SPERLING, 2007);
- A elevação do consumo de alcalinidade pode ter sido necessária para neutralizar a acidez provocada pela geração de grande quantidade de H_2 pelas bactérias acetogênicas durante a oxidação de ácidos

orgânicos para a produção do acetato, substrato apropriado para as arqueas metanogênicas (VON SPERLING, 2007);

- A elevação no consumo de alcalinidade também pode ter sido consequência da nitrificação biológica parcial realizada por microorganismos autotróficos nitrificantes.

Os baixos e constantes valores de acidez, a manutenção do pH próximo à neutralidade e variando dentro da faixa favorável ao crescimento e síntese das arqueas metanogênicas – que apresentam crescimento ótimo em meios com pH entre 6,6 e 7,4 – e a preservação de elevados valores de alcalinidade medidos no efluente de cada unidade do sistema experimental, podem indicar a existência, tanto no TS como na WC híbrida, de boas condições de tamponamento da solução aquosa (capacidade de uma solução de resistir às mudanças de pH causadas por ácidos e bases).

5.4.3 DBO_{5,20} e DQO

A concentração média de DBO_{5,20} no efluente final tratado da ETE experimental foi de 18mgO₂/L com eficiência média de 96% durante o período de aplicação de vazão média e 38mgO₂/L com eficiência média de 90% durante o período de aplicação de vazão máxima.

Figura 31. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de DBO_{5,20} no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média

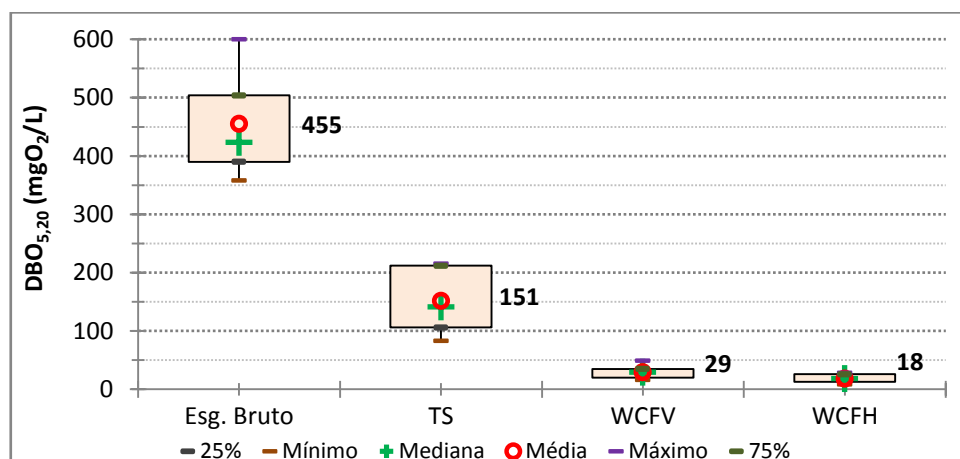
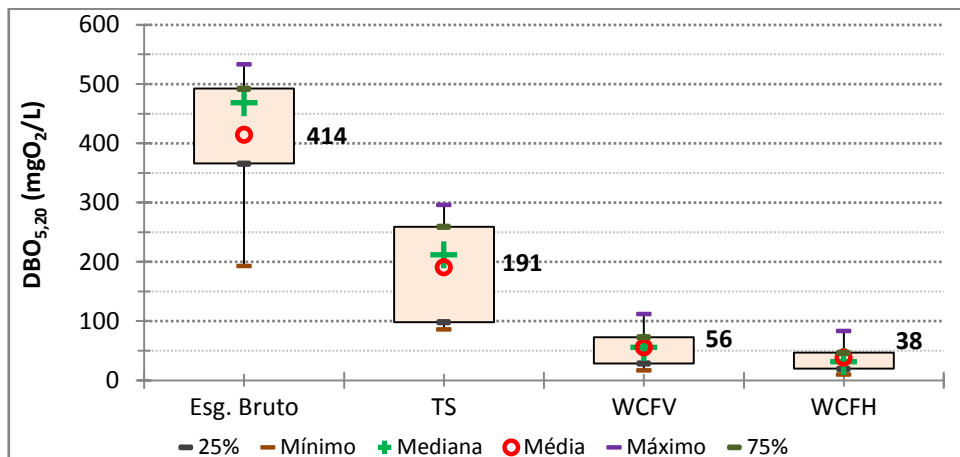
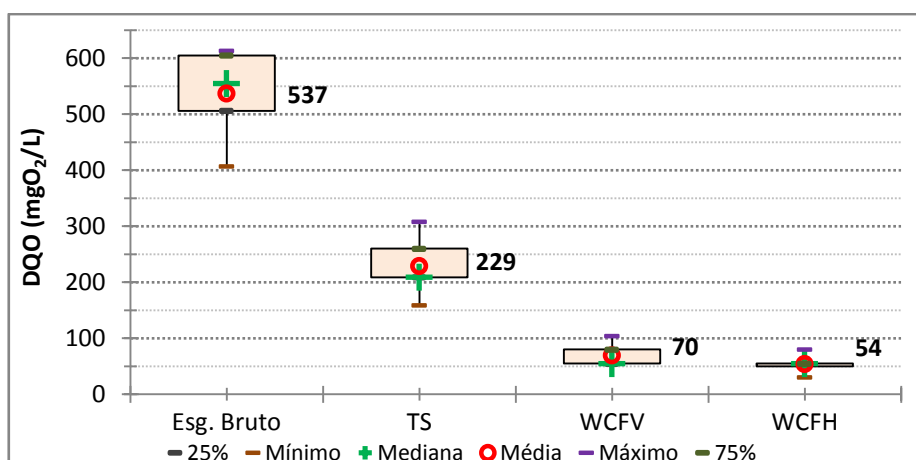


Figura 32. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de $\text{DBO}_{5,20}$ no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima



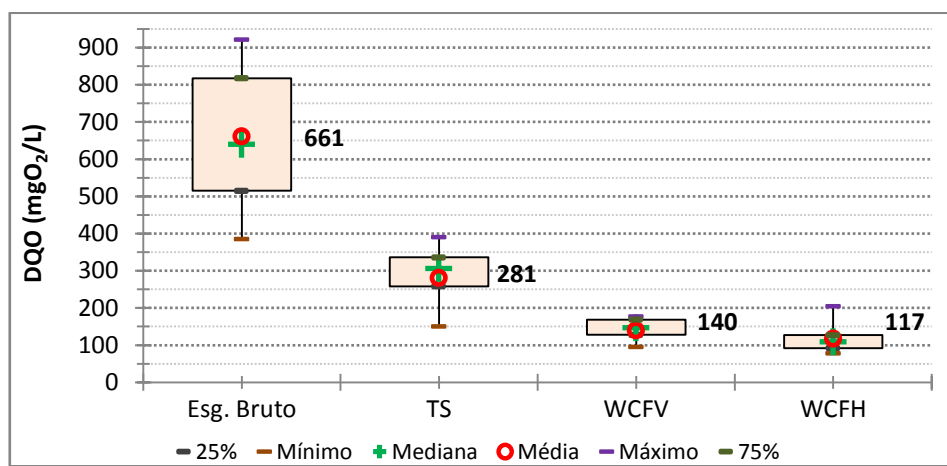
O desempenho obtido no experimento durante o monitoramento quanto à remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ foi elevado, com concentração máxima de 83 mgO_2/L e eficiência mínima de 82% (no período de aplicação de vazão máxima) e concentração mínima de 8 mgO_2/L e eficiência máxima de 98% (no período de aplicação de vazão média), sendo igual ou superior ao relatado em CALIJURI et al. (2009), de 80%, DORNELAS et al. (2008), de 63%, PLATZER et al. (2007), de 88% e VAN KAICK et al. (2008), entre 77% e 97%.

Figura 33. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de DQO no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média



A concentração média de DQO no efluente final tratado da ETE experimental foi de $54\text{mgO}_2/\text{L}$ com eficiência média de 90% durante o período de aplicação de vazão média e de $117\text{ mgO}_2/\text{L}$ com eficiência média de 82% durante o período de aplicação de vazão máxima.

Figura 34. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de DQO no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima



O desempenho obtido no experimento durante o monitoramento quanto à remoção de DQO também foi elevado, com concentração máxima de $204\text{ mgO}_2/\text{L}$ e eficiência mínima de 77% (no período de aplicação de vazão máxima) e concentração mínima de $30\text{ mgO}_2/\text{L}$ e eficiência máxima de 93% (no período de aplicação de vazão média), atingindo eficiência média ligeiramente superior à relatada em SILVA (2013), de 87%, sob aplicação de vazão média, e na maioria dos experimentos com sistemas de *wetlands* construídas realizados no Brasil citados na seção 3.4.6.

As concentrações do efluente final tratado e os percentuais de remoção de $\text{DBO}_{5,20}$ no sistema experimental ao longo de todo o período de monitoramento (sob vazão média e máxima) foram mais do que suficientes para atendimento às condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos em corpos d'água definidos na legislação ambiental federal e estadual.

O gráfico da Figura 31 apresenta a série histórica de resultados de $\text{DBO}_{5,20}$ do esgoto bruto e do efluente de cada unidade do sistema experimental de tratamento ao longo do período total de monitoramento. Na Figura 32 são

apresentadas as eficiências global e das unidades do sistema experimental de tratamento quanto ao parâmetro $DBO_{5,20}$ durante o período total de monitoramento.

Figura 35. Concentrações de $DBO_{5,20}$ no esgoto bruto e nos efluentes das unidades da ETE experimental ao longo do período de monitoramento

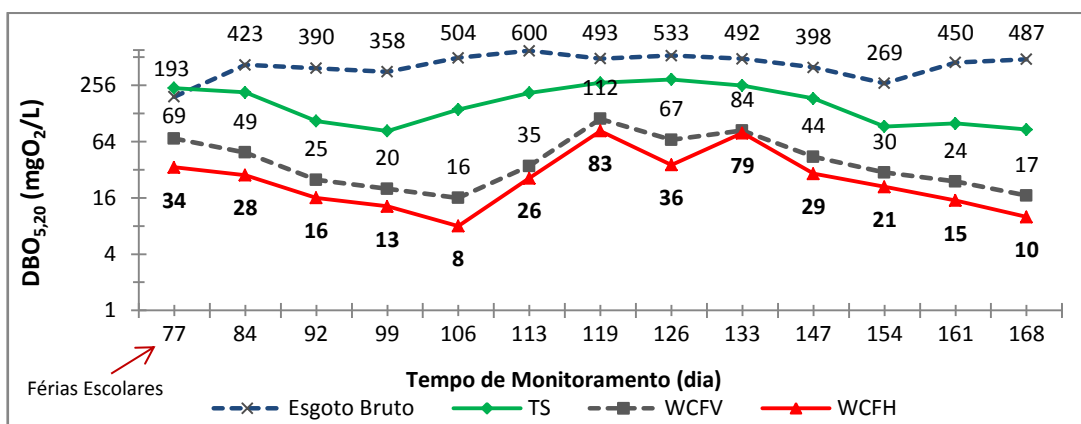
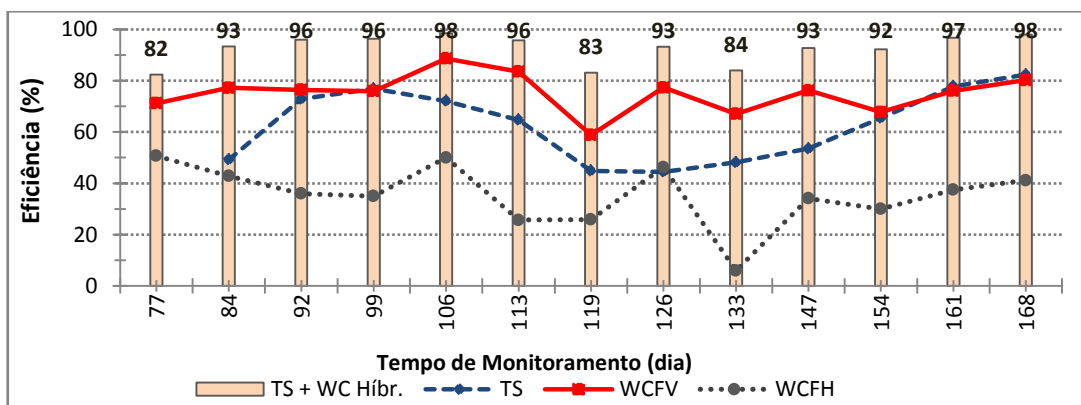


Figura 36. Eficiência global da ETE experimental e das unidades do sistema de tratamento quanto à remoção de $DBO_{5,20}$ ao longo do período de monitoramento



A Figura 37 demonstra a série histórica de resultados de DQO do esgoto bruto e do efluente de cada unidade do sistema experimental de tratamento ao longo do período total de monitoramento. Na Figura 38 são apresentadas a eficiência global e a eficiência das unidades do sistema experimental de tratamento quanto à remoção de DQO ao longo do período total de monitoramento.

Figura 37. Concentrações de DQO no esgoto bruto e nos efluentes das unidades da ETE experimental durante o período de monitoramento

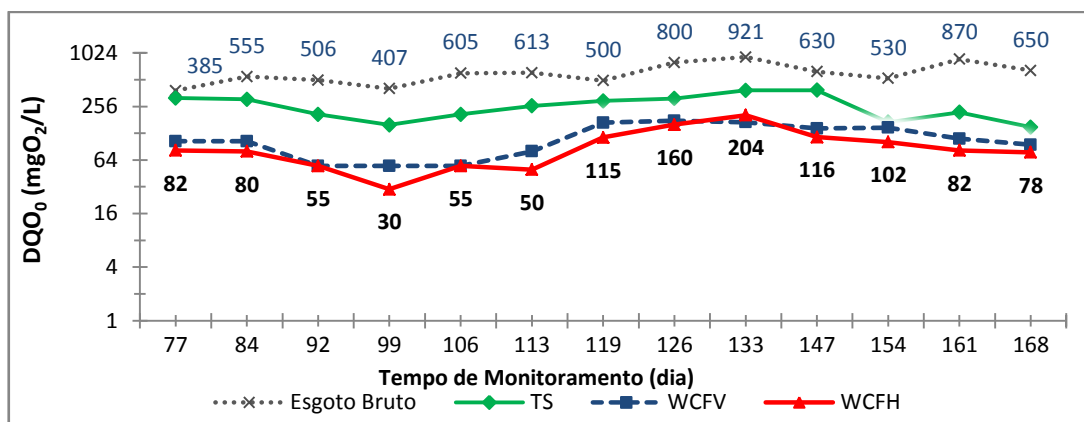
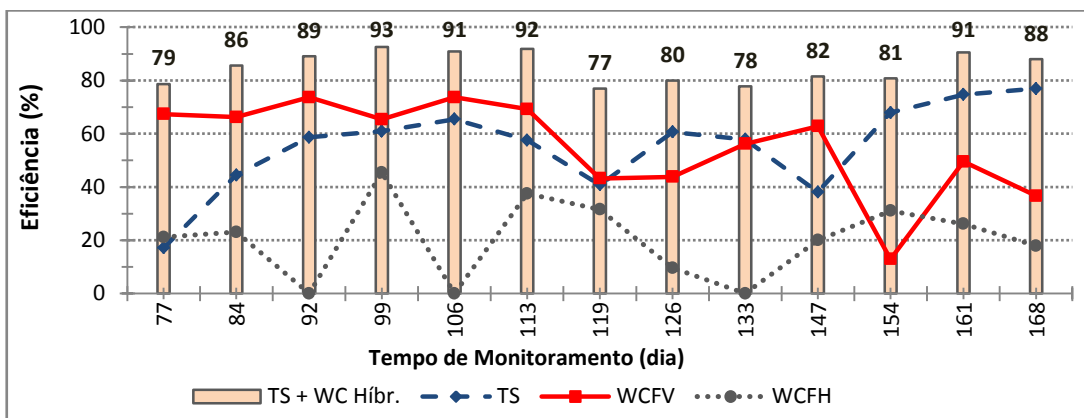


Figura 38. Eficiência global da ETE experimental e das unidades do sistema de tratamento quanto à remoção de DQO ao longo do período de monitoramento



A eficiência média obtida na WC híbrida quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea foi melhor que a obtida no tanque séptico. No período de aplicação de vazão média, a WC híbrida obteve eficiência média de 88% contra 67% do tanque séptico quanto à remoção de DBO_{5,20}, e de 77% contra 57% do tanque séptico quanto à remoção de DQO. Sob vazão máxima, a eficiência da WC híbrida foi de 81% ante 60% do tanque séptico, quanto à remoção de DBO_{5,20}, e de 57% ante 54% do tanque séptico, quanto à remoção de DQO.

A maior eficiência observada WC híbrida pode ter sido favorecida pela presença do meio suporte, que atua como uma barreira física e possibilita a retenção de sólidos biológicos tanto no biofilme que tende a crescer aderido à

superfície do material filtrante (brita) e dos rizomas e raízes das macrófitas quanto nos interstícios do material filtrante, permitindo o acúmulo de biomassa e o consequente aumento do tempo de residência celular. (VON SPERLING, 2007). Outra causa dessa diferença de rendimento pode estar no fato do tanque séptico ser a primeira unidade da ETE a estar sujeita às cargas orgânicas de choque por receber o efluente do tratamento preliminar.

Apesar de manterem comportamentos semelhantes ao longo do tempo, a eficiência média da câmara de fluxo vertical da WC híbrida foi substancialmente superior à da câmara de fluxo horizontal. Quanto à remoção de $DBO_{5,20}$, a câmara vertical obteve mais do que o dobro da eficiência da câmara horizontal, tanto no período de vazão média como no de vazão máxima. Quanto à remoção de DQO, a eficiência da câmara vertical foi mais do que 3 vezes superior durante o período de vazão média, e mais do que o dobro durante o período de vazão máxima.

Esse fato pode ser explicado pelo maior tempo de detenção hidráulica na câmara de fluxo vertical – cerca de 75% a 80% a mais que na câmara de fluxo horizontal – e pela menor disponibilidade de substrato orgânico facilmente degradável afluente à câmara de fluxo horizontal, que pode ocasionar a diminuição gradativa da taxa de crescimento de micro-organismos decompositores.

A eficiência tanto do tanque séptico como das câmaras de fluxo vertical e horizontal da WC híbrida foi superior no período de aplicação de vazão média. Esses resultados refletem a influência da vazão aplicada e, conseqüentemente, da menor taxa de aplicação hidráulica superficial nas câmaras da WC híbrida e do maior tempo de detenção hidráulica sobre o desempenho de sistemas biológicos de pequeno porte dessa natureza. VALENTIM (2003) constatou em seu experimento constituído por tanque séptico modificado seguido por 6 *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial, sendo 3 em formato retangular e 3 em formato quadrado, todas com meio filtrante de brita N°2, monocultivadas com macrófitas emergentes do gênero *Typha sp.*, *Eleocharis sp.* e *Scirpus sp.* e alimentadas periodicamente com 6 valores distintos de vazão de esgoto sanitário proveniente de câmpus universitário, que a eficiência média na remoção de DQO (que variou entre 48% e 77%) aumentava com a elevação dos TDH's testados (de 1, 2, 3, 4, 5 e 6 dias).

As menores eficiências globais da ETE (TS + WC híbrida) quanto à remoção de $DBO_{5,20}$, de 82%, 83% e 84%, e quanto à remoção de DQO, de 79%, 77% e 78%, ocorreram, respectivamente, no primeiro dia de amostragem, aos 77

dias de funcionamento do sistema, sob aplicação da vazão máxima, e na 1ª e 3ª amostras coletadas após a transição do período de aplicação de vazão média para o segundo período contínuo de aplicação da vazão máxima, aos 119 e 133 dias de funcionamento do sistema.

No primeiro dia de amostragem, a obtenção de menor valor percentual de eficiência pode estar relacionada com a menor concentração da amostra composta de esgoto bruto coletada neste dia (193mgO₂/L de DBO_{5,20} e 385mgO₂/L de DQO) em relação ao valor médio obtido durante o período total monitoramento (430 mgO₂/L de DBO_{5,20} e 613mgO₂/L de DQO) e com a possibilidade do sistema de tratamento experimental ainda não ter alcançado seu estado de equilíbrio. Apesar disso, as concentrações no efluente final tratado neste dia (38mgO₂/L de DBO_{5,20} e 82mgO₂/L de DQO) foram baixas e ficaram próximas aos valores médios dos respectivos parâmetros durante todo o monitoramento.

A menor contribuição de carga orgânica dos usuários do CRUSP e do restaurante central em época de férias escolares pode ter contribuído para a redução da concentração do esgoto bruto. Além da variação de vazão, é comum e esperada a variação da qualidade do esgoto afluente a sistemas de tratamento de esgotos domésticos quanto às concentrações de DBO e SST ao longo dos meses (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Aos 119 e 133 dias de funcionamento do sistema, a redução da eficiência percentual quanto à remoção de DBO_{5,20} e DQO também foi acompanhada pela elevação das concentrações registradas no efluente final da ETE (na saída da câmara de fluxo horizontal), sendo que a maior concentração de DQO, 204mgO₂/L, foi registrada aos 133 dias de funcionamento. Nesse dia, a concentração de DQO efluente da câmara de fluxo horizontal foi superior à concentração afluente.

É provável que essa queda temporária no desempenho do sistema de tratamento tenha sido consequência da carga hidráulica de choque a ele submetida com a elevação da vazão. Porém, a partir do dia 133, 20 dias após a transição do período de aplicação de vazão média para o segundo período contínuo de aplicação da vazão máxima, percebeu-se a tendência de elevação e estabilização do rendimento do sistema quanto à remoção da matéria orgânica carbonácea em termos de DBO_{5,20} e DQO.

Nos dias 92 e 96, durante o período de aplicação de vazão média, as concentrações afluente e efluente de DQO na câmara de fluxo horizontal foram

iguais, mesmo tendo ocorrido remoção de matéria orgânica biodegradável nesta câmara nesses dias (redução de $DBO_{5,20}$ de 36% e 50%, respectivamente). Este fato pode ser explicado pelo possível acúmulo de resíduo endógeno, material sólido não biodegradável gerado pela auto-oxidação da própria massa celular ativa realizada pelos micro-organismos durante o processo de respiração endógena e de sais inorgânicos fracos como bicarbonatos, carbonatos, fosfatos e sulfatos produzidos nos processos metabólicos para degradação biológica da matéria orgânica.

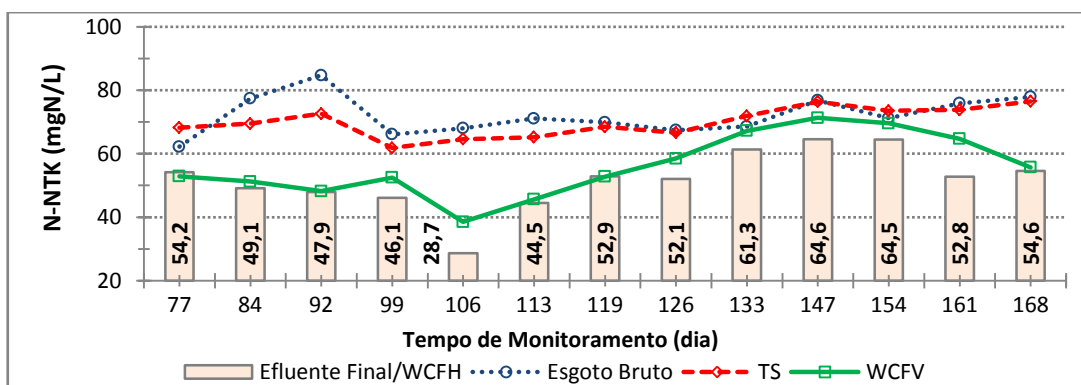
As baixas concentrações de $DBO_{5,20}$ no efluente final tratado da ETE e as elevadas eficiências de remoção no período final de monitoramento podem indicar a predominância, no tanque séptico e na WC híbrida, de condições ambientais e operacionais (como elevado tempo de residência celular, característico de processos anaeróbios de alta taxa com retenção de sólidos (VON SPERLING, 2007)) favoráveis ao crescimento e à manutenção de uma biomassa microbiana ativa com resistência e capacidade de adaptação às cargas de choque e à operação contínua sob aplicação de elevadas cargas orgânica e hidráulica afluentes.

A concentração média final do efluente tratado e o percentual médio de remoção quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea em termos de $DBO_{5,20}$ e DQO no sistema experimental testado, bem como a faixa de variação desses parâmetros (mínimo e máximo) ao longo de todo o período de monitoramento (vazão média e máxima), citados anteriormente, foram superiores aos respectivos valores típicos de sistemas convencionais usuais de pequeno porte que empregam o filtro biológico anaeróbio de leito fixo como pós-tratamento de efluentes de tanque séptico, cuja concentração média em termos de $DBO_{5,20}$ varia entre $40\text{mgO}_2/\text{L}$ e $80\text{mgO}_2/\text{L}$ com eficiência média entre 70% e 85% e, em termos de DQO, entre $100\text{mgO}_2/\text{l}$ a $200\text{mgO}_2/\text{L}$, com eficiência média entre 40% a 80% (ABNT, 1997; VON SPERLING, 2005, 2007; JORDÃO e PESSOA, 2005). Esses resultados indicam o bom potencial da tecnologia de *wetlands* construídas para a remoção de matéria orgânica carbonácea, colocando-a como uma alternativa viável para pós-tratamento de efluentes de tanque séptico.

5.4.4 Nitrogênio

A concentração média de N-NTK no efluente final tratado da ETE experimental durante o período de aplicação de vazão média foi de 43mg/L com remoção média de 41% e durante o período de aplicação de vazão máxima foi de 57mg/L com remoção média de 20%.

Figura 39. Concentrações de N-NTK no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento



Já a concentração média de N-amoniaco no efluente final tratado da ETE experimental durante o período de aplicação de vazão média foi de 41mg/L com remoção média de 23% e durante o período de aplicação de vazão máxima foi de 54mg/L com elevação média da concentração de 2%, fortemente influenciada pela amonificação ocorrida no tanque séptico.

Figura 40. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de N-amoniaco no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média

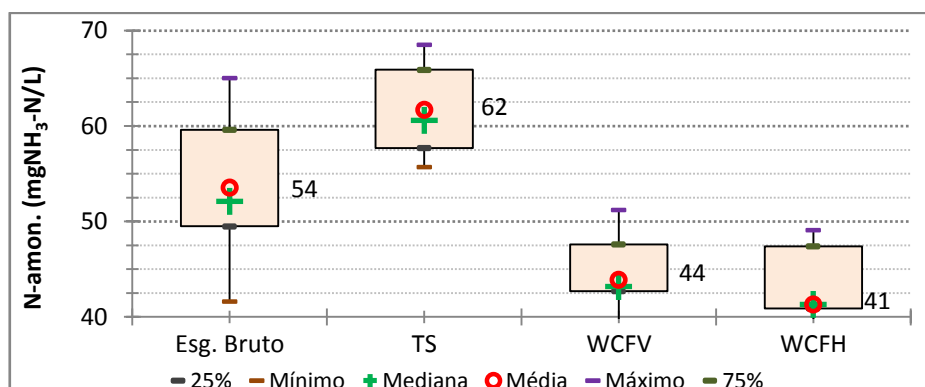
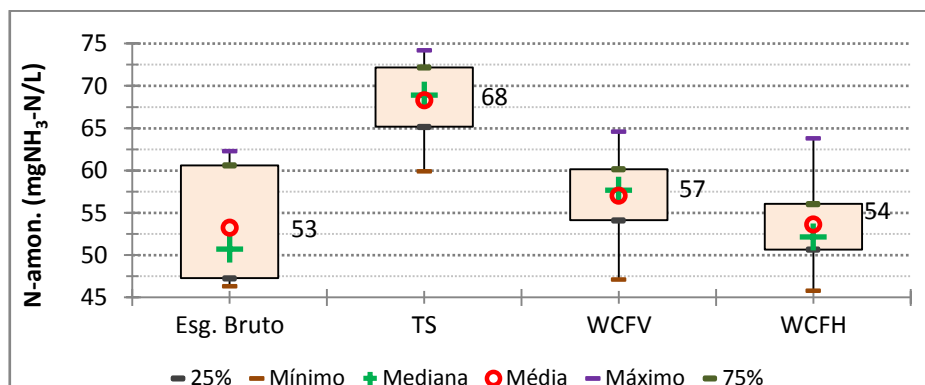


Figura 41. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de N-amoniaco no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima

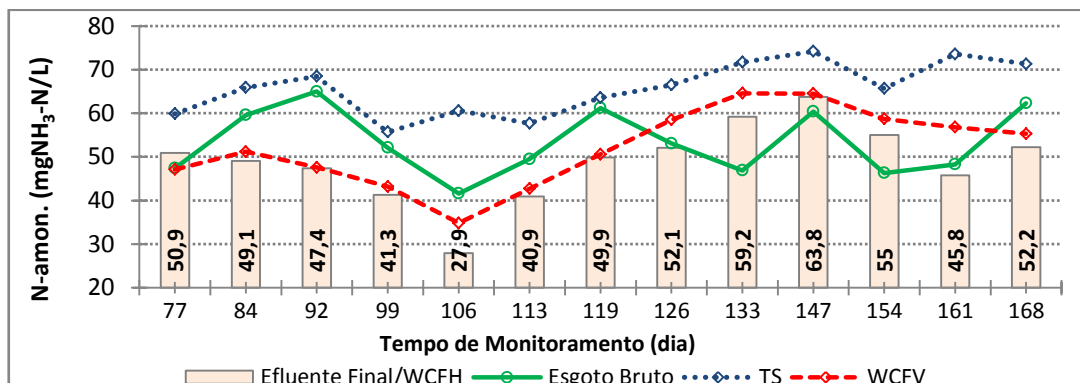


As eficiências médias quanto à remoção de N-NTK e N-amoniaco obtidas no presente experimento foram ligeiramente inferiores às relatadas em SILVA (2013), de 48% e 35%, respectivamente. Contudo, há que se considerar que a vazão de projeto adotada no experimento citado, além de ser 3,2 vezes menor que a vazão média testada no presente experimento, foi aplicada em regime intermitente controlado por bomba dosadora, que favorece a nitrificação biológica em virtude da manutenção do meio filtrante insaturado e provavelmente aeróbio.

Houve redução na concentração média de N-NTK tanto na WCFV (29% sob vazão média e 14% sob vazão máxima) como na WCFH (9% sob vazão média e 7% sob vazão máxima), sobretudo na WCFV sob vazão média. No tanque séptico, sob vazão média, houve redução média de 9%; porém, sob vazão máxima, a concentração média efluente foi praticamente igual à afluente.

Na média, 95% do N-NTK presente no efluente final tratado da ETE, em ambos períodos de aplicação de vazão, refere-se ao N-amoniaco. Cerca de 80% da fração orgânica da matéria nitrogenada presente no esgoto bruto provavelmente tenha sido consumida, em ambos períodos de aplicação de vazão, por populações microbianas heterotróficas capazes de converter o material nitrogenado rapidamente (solúvel) e lentamente (particulado) biodegradável em N-amoniaco através de seus processos metabólicos de hidrólise e amonificação (VON SPERLING, 1997, 2002; VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Figura 42. Concentrações de N-amoniacal no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento



A elevação na concentração média de N-amoniacal no tanque séptico, principalmente durante o período de aplicação de vazão máxima, pode ser decorrente do aumento da disponibilidade de substrato orgânico biodegradável (cinética de primeira ordem de Monod) contendo uréia, rapidamente hidrolisável e convertida à amônia, e nitrogênio orgânico solúvel. Este pode ser prontamente absorvido e também convertido à amônia (etapa denominada como amonificação) por micro-organismos heterotróficos durante seus processos metabólicos de digestão biológica anaeróbia, bem como da impossibilidade de conversão e remoção de N-amoniacal através da nitrificação biológica pela ausência de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 1997, 2002; VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Verificou-se a redução na concentração média de N-amoniacal em ambas câmaras da WC híbrida, principalmente durante o período de aplicação de vazão média na WCFV, sendo que a eficiência média de remoção de N-amoniacal na WCFV foi bem superior à verificada na WCFH (sob vazão média, 29% na WCFV e 7% na WCFH; sob vazão máxima, 17% na WCFV e 6% na WCFH).

As causas prováveis para a redução na concentração média de N-amoniacal na WC híbrida estariam relacionadas à:

- a) Possível ocorrência da nitrificação biológica junto ao material do leito filtrante, adjacente aos rizomas e raízes, utilizando o oxigênio do ar transferido pelos tecidos aéreos das plantas à micro-sítios aeróbios criados junto à zona de raízes e rizomas. A maior redução de N-amoniacal obtida na WCFV pode ser parcialmente atribuída à possibilidade de penetração e dispersão de oxigênio do ar pelos poros

do leito filtrante (fenômenos da convecção e reaeração atmosférica) durante a infiltração e percolação do esgoto pela camada não submersa situada logo abaixo da superfície do substrato em contato com as raízes e rizomas das macrófitas.

- b) Absorção do íon amônio (NH_4^+) pelas macrófitas, para satisfação de suas demandas por nitrogênio durante o crescimento, sobretudo na WCFH, onde caule, raízes e rizomas permaneceram submersos em ambiente saturado com esgoto desde o transplântio, e pelas bactérias heterotróficas em ambas câmaras que, em condições anaeróbias, podem absorver o nitrogênio inorgânico na forma de amônia para seu crescimento e em condições anóxicas para síntese celular (VON SPERLING, 1997, 2007).
- c) Possível presença de bactérias autotróficas anóxicas *anammox* que, em ambientes sem oxigênio dissolvido e com disponibilidade de nitrito (fase líquida das câmaras da WC híbrida), utilizam o nitrito para oxidar parte do íon amônio (NH_4^+), convertendo ambos, amônia e nitrito, à nitrogênio molecular (N_2) que se desprende da fase líquida (VAN HAANDEL e col., 2014).

Os gráficos das Figuras 43 e 44 demonstram, respectivamente, as séries históricas com os resultados de N-NO_2 e N-NO_3 no esgoto bruto e no efluente de cada unidade do sistema experimental de tratamento ao longo do período total de monitoramento.

Figura 43. Concentrações de N-NO_2 no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento

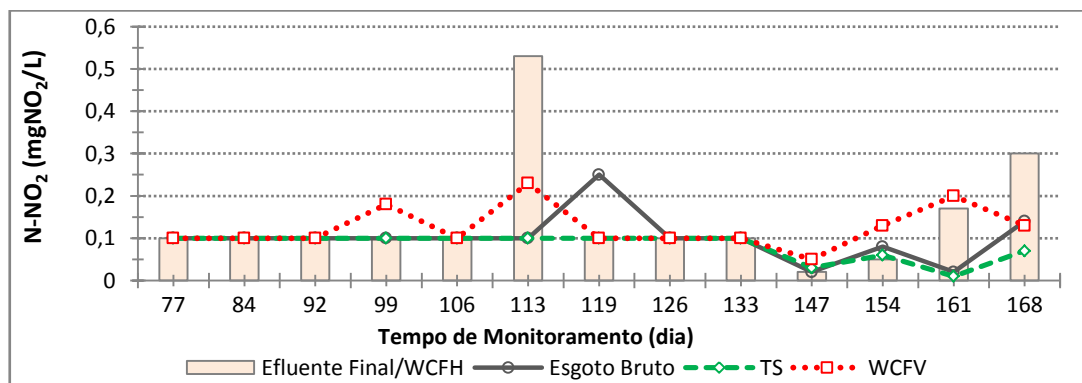
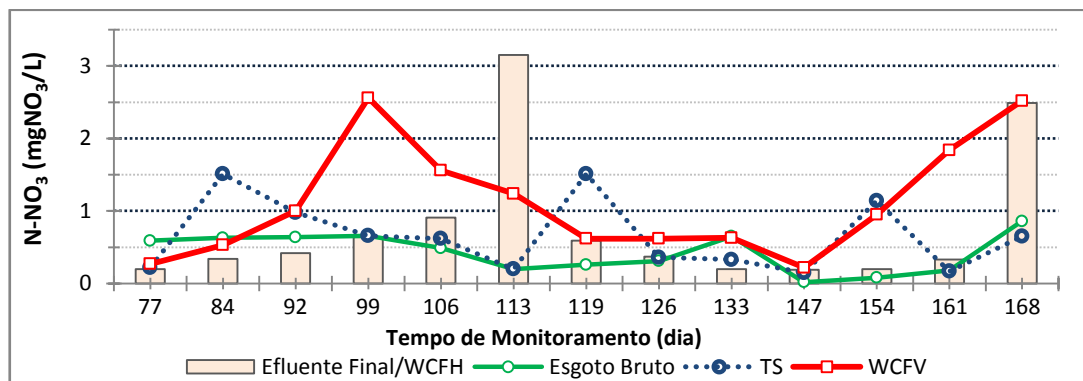


Figura 44. Concentrações de N-NO₃ no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento



As concentrações médias de nitrito (NO₂) e nitrato (NO₃) no efluente final tratado da ETE experimental durante o período de aplicação de vazão média foram, respectivamente, de 0,19mgN-NO₂/L e 1,09mgN-NO₃/L, e durante o período de aplicação de vazão máxima de 0,12mgN-NO₂/L e 0,57mgN-NO₃/L.

A elevação nas concentrações médias de nitrito (NO₂) e nitrato (NO₃) na WCFV entre os dias 147 e 168 (último dia de amostragem) indica a ocorrência da nitrificação biológica parcial nesta câmara. A taxa mais acentuada de aumento na concentração de nitrato (NO₃) em relação à concentração de nitrito (NO₂) na WCFV nesse intervalo de tempo pode ser justificada pela maior taxa de crescimento das bactérias nitrificantes do gênero *nitrobacter* em relação às bactérias do gênero *nitrosomonas* (VON SPERLING, 1997).

O decréscimo da concentração média de nitrato (NO₃) no efluente final tratado da WCFH, em ambos períodos de aplicação de vazão, bem como o substancial aumento na concentração de nitrito (NO₂) na WCFH no último dia de amostragem durante o período de vazão máxima podem indicar:

- A absorção parcial do nitrato (NO₃) pelas macrófitas que, ao lado do íon amônio (NH₄⁺), representam a principal fonte de nitrogênio para a satisfação de suas demandas durante o crescimento;
- A ocorrência da desnitrificação biológica parcial na WCFH (processos sucessivos de conversão biológica de nitrato a nitrito e de nitrito a nitrogênio molecular, N₂, realizados por micro-organismos heterotróficos facultativos que utilizam o nitrato como acceptor de

elétrons em condições anóxicas, em substituição ao oxigênio livre) (VON SPERLING, 1997).

O aumento da concentração média de nitrato (NO_3) em ambos períodos de aplicação de vazão no efluente do tanque séptico, bem como o substancial aumento na concentração de nitrito (NO_2^-) na WCFH no último dia de amostragem do período de vazão média podem ser decorrentes da oxidação de parte do íon amônio (NH_4^+), em ambiente anaeróbico, pelas bactérias autotróficas anóxicas denominadas *anammox* que utilizam o nitrito para oxidar a amônia, gerando o nitrato (NO_3) como um dos subprodutos dessa reação (VAN HAANDEL e col., 2014). O gráfico da Figura 45 apresenta as séries históricas com as concentrações de N-total obtidas em cada ponto de amostragem durante o período total de monitoramento. As concentrações média, mediana, mínima e máxima de N-total por período de aplicação de vazão constam na Figura 46.

Figura 45. Concentrações de N-total no esgoto bruto e nos efluentes das unidades da ETE durante o período total de monitoramento

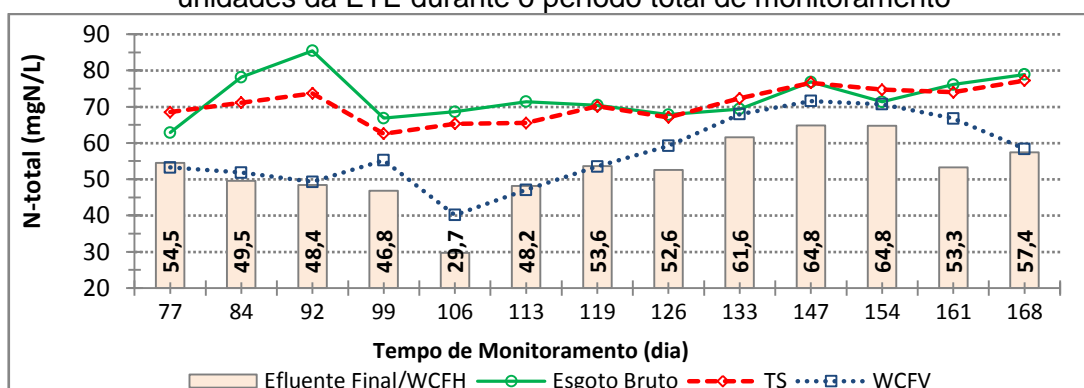
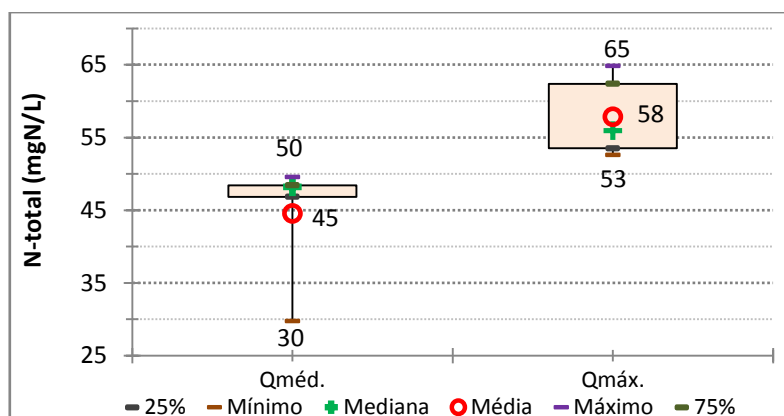
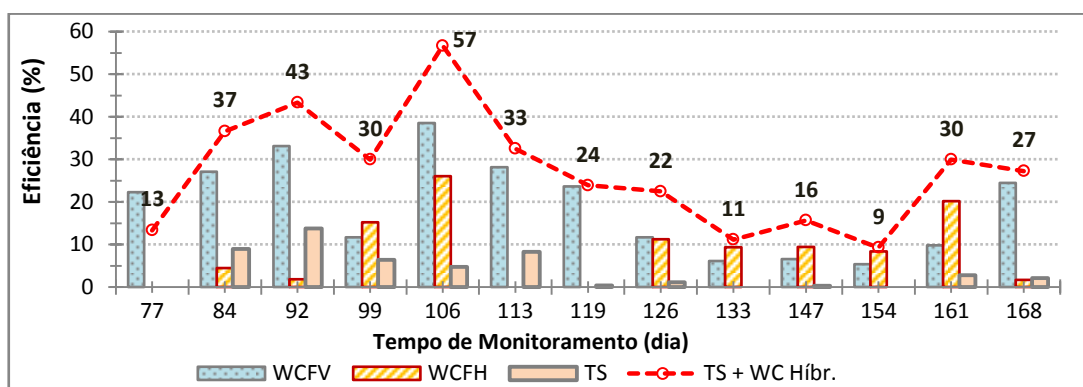


Figura 46. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de N-total no efluente tratado final da ETE por período de aplicação de vazão



O gráfico da Figura 47 apresenta a variação da eficiência de remoção de N-total na ETE e em cada unidade do sistema experimental de tratamento ao longo do período total de monitoramento. A eficiência média da ETE quanto à remoção de N-total durante os períodos de aplicação de vazão média e máxima foram, respectivamente, de 40% e 19%.

Figura 47. Eficiência global da ETE e de cada unidade do sistema experimental quanto à remoção de N-total durante o período total de monitoramento



Nos primeiros 29 dias do período de aplicação de vazão média, verificou-se a redução na concentração de N-total até atingir seu valor mínimo aos 106 dias de monitoramento. A partir do início do período de aplicação de vazão máxima, observou-se a perda de eficiência do sistema culminando com seu pior desempenho aos 147 dias de monitoramento, 41 dias após o início desse período. Desta data em diante, constatou-se a tendência de nova elevação no desempenho do sistema. Assim, supõe-se que os prazos demandados para a obtenção das maiores eficiências do sistema estejam relacionados ao tempo necessário à aclimação da biomassa ativa no interior das câmaras da WC híbrida e ao estabelecimento inicial das macrófitas (entre 29 a 41 dias) após a alteração intencional nas vazões afluentes aplicadas.

Durante o período de aplicação de vazão média, houve a diminuição na concentração média de N-total tanto no tanque séptico (8%), como na WC híbrida (34%). Durante o período de aplicação de vazão máxima verificou-se o mesmo comportamento somente na WC híbrida (redução de 20%); no tanque séptico, não houve alteração na concentração média de N-total.

Ao longo de todo o monitoramento, o melhor desempenho quanto à remoção de N-total foi constatado na WCFV, com eficiências médias de 28% sob vazão média e de 14% sob vazão máxima, seguido pela WCFH, que obteve eficiências médias de 9% sob vazão média e de 7% sob vazão máxima, superiores às medidas no tanque séptico. O melhor desempenho médio alcançado quanto à remoção de N-total nas câmaras de fluxo vertical e horizontal da WC híbrida em relação ao tanque séptico pode ser decorrente da presença das macrófitas, por serem capazes de consumir o nitrogênio na forma de amônia e nitrato, mesmo que com taxas mais baixas e limitadas durante parte de seu ciclo de vida.

No contexto geral, a eficiência média quanto à remoção de N-total não foi elevada mas ficou dentro do esperado, podendo ser considerada como satisfatória, considerando-se: 1) o regime contínuo de alimentação da ETE e 2) a predominância de condições anaeróbias na fase líquida no interior das unidades constituintes da ETE, que inviabiliza a nitrificação biológica (o mecanismo de remoção de nitrogênio mais representativo nesse sistema). O mesmo comportamento foi constatado por ANDRADE e PINTO (2013) com eficiência média de 33% quanto à remoção de nitrogênio em um experimento com uma *wetland* construída de fluxo vertical afogado, com meio filtrante de brita e areia, tratando o efluente de um tanque séptico em uma comunidade rural no Estado do Paraná.

Por outro lado, a remoção apenas parcial do nitrogênio presente no esgoto bruto pode ter uma vertente positiva, já que o efluente tratado pode ser reutilizado na agricultura nos processos de fertirrigação de culturas, desde que sejam atendidos os critérios e as exigências técnicas mínimas para proteção da saúde pública e do meio ambiente definidos pelos órgãos ambientais (ABNT, 1997; VON SPERLING, 2005; VALENTIM, 2003).

Considerando-se as eficiências alcançadas no presente experimento quanto à remoção, mesmo que de forma parcial, das diversas formas em que o nitrogênio se apresenta (N-orgânico, N-amoniaco, nitrito e nitrato), e o fato de que a avaliação foi realizada somente durante o período inicial de operação do sistema experimental de tratamento, provavelmente antes de sua plena estabilização, foi possível constatar o bom potencial da tecnologia de *wetlands* construídas híbridas para esse fim, colocando-a como uma alternativa a ser considerada diante de tecnologias convencionais usuais de pequeno porte que empregam o filtro biológico anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente como pós-tratamento de efluentes de

tanque séptico, cuja eficiência típica é muito reduzida ou até mesmo nula (ABNT, 1997; VON SPERLING, 2007).

A análise dos resultados obtidos permite inferir que o aumento da vazão afluyente e, conseqüentemente, a redução do tempo de detenção hidráulico, são capazes de reduzir o desempenho de sistemas *wetlands* construídas quanto à remoção de nitrogênio.

Figura 48. Formas de apresentação do nitrogênio no esgoto bruto e nas unidades da ETE experimental durante o período de aplicação de vazão média

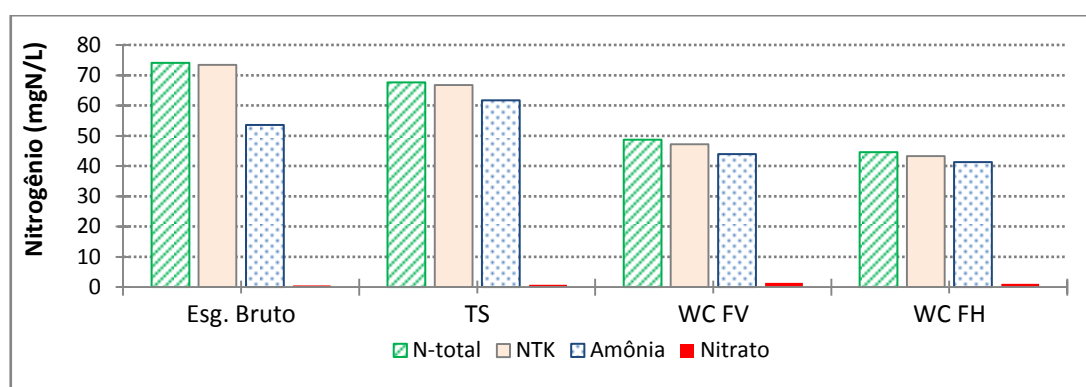
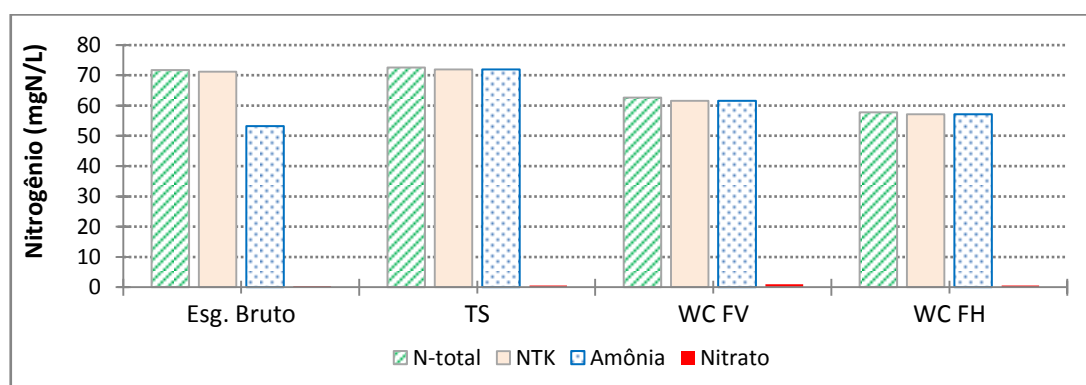


Figura 49. Formas de apresentação do nitrogênio no esgoto bruto e nas unidades da ETE experimental durante o período de aplicação de vazão máxima



Apesar de indícios da ocorrência de nitrificação e desnitrificação biológicas parciais na WC híbrida (ver Figuras 48 e 49), a baixa ou inexistente concentração de oxigênio dissolvido no interior do meio filtrante das câmaras limitou a redução da concentração de N-amoniaco no esgoto tratado. Outros fatores podem também ter contribuído para essa situação: 1) O tempo de monitoramento do experimento pode

ter sido insuficiente para o crescimento total e a penetração das raízes das macrófitas até o fundo dos leitos, minimizando a quantidade de N-amoniaco passível de ser retirado pelas macrófitas durante sua fase de crescimento; 2) A aplicação de pequenas vazões de esgoto e em regime contínuo, não em bateladas, pode também ter minimizado a quantidade de oxigênio da atmosfera succionado ao interior do meio filtrante da WCFV por convecção.

A menor relação amônia/NTK no esgoto bruto em comparação às demais unidades da ETE deve ser decorrente do processo de nitrificação e desnitrificação biológicas aparentemente constatado no interior do poço de sucção. A turbulência provocada pela descarga do esgoto efluente do tratamento preliminar a uma altura de aproximadamente 3 metros no interior do poço de sucção foi capaz de manter uma concentração aproximada de 2 mg/L de OD na zona de entrada deste tanque, podendo ter viabilizado a nitrificação biológica. A possível existência de zonas anóxicas não compartimentadas no interior do tanque e o elevado tempo de residência celular do lodo sedimentado no fundo do mesmo devido à sua baixa frequência de remoção podem também ter proporcionado a criação de condições para a desnitrificação biológica parcial neste tanque.

5.4.5 Fósforo

A concentração média de P-total no efluente final tratado da ETE experimental durante o período de aplicação de vazão média foi de 4,3mgP/L com eficiência média de 60% e, durante o período de aplicação de vazão máxima, de 7,0 mgP/L com eficiência média de 22%. A concentração média de P-PO₄ no efluente final tratado da ETE experimental durante o período de aplicação de vazão média foi de 4,0mgPO₄/L com eficiência média de 52% e, durante o período de aplicação de vazão máxima, de 6,4 mgP/L com elevação de 4% na sua concentração média, ocorrida fundamentalmente no interior do TS.

As concentrações mínimas de P-total e P-PO₄, respectivamente de 1mgP/L e 0,6 mgPO₄/L, e a eficiência máxima na remoção de P-total e P-PO₄, de 89%, foram constatadas aos 106 dias de monitoramento, 29 dias após o início do período de vazão média. As concentrações máximas de P-total e P-PO₄, respectivamente

de 9,5 mgP/L e 8,6 mgPO₄/L, e as eficiências mínimas na remoção de P-total, de 3%, e P-PO₄, zero (0), foram verificadas no período de aplicação da vazão máxima.

A comparação entre os resultados obtidos permite aferir que o aumento da vazão afluente e, conseqüentemente, a redução do tempo de detenção hidráulica, são capazes de reduzir o desempenho de *wetlands* construídas quanto à remoção de fósforo.

Figura 50. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de P-total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média

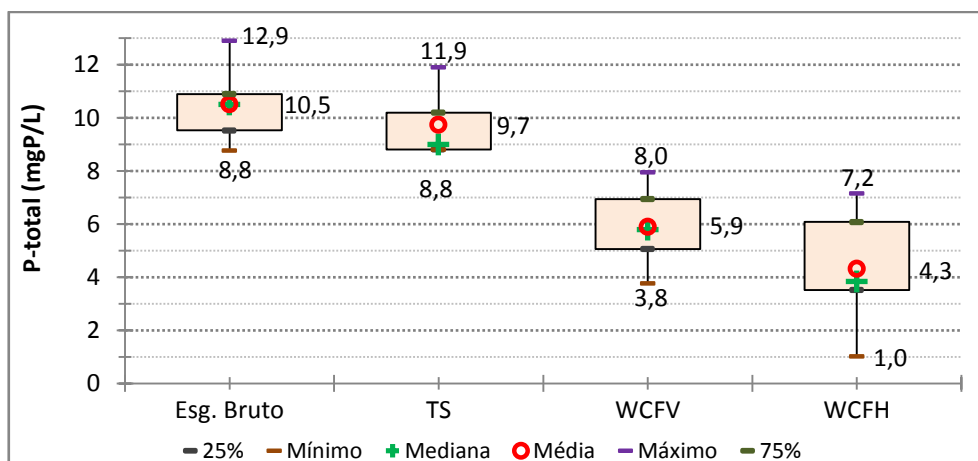
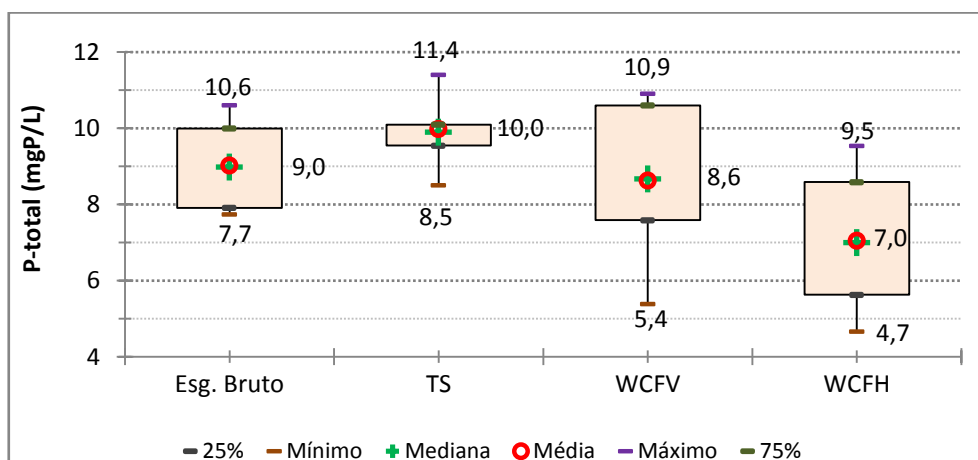


Figura 51. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de P-total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima



Durante aplicação da vazão média, a eficiência média de remoção de P-total foi ligeiramente superior à verificada por CALIJURI et al. (2009), de 52%, DORNELAS et al. (2008), de 44% e BITAR et al. (2009), de 42%. Quanto à remoção de P-PO₄, obteve-se na ETE experimental testada eficiência média de 52%, superior às relatadas por OLIJNYK e col. (2007), de 40% e 42%, em duas WC de fluxo horizontal subsuperficial em escala real implantadas em municípios de pequeno porte no interior e no litoral do Estado de Santa Catarina, usadas para tratamento de efluente de tanques sépticos e dimensionadas para vazões de esgoto sanitário geradas por 50 e 24 pessoas, respectivamente, com leitos filtrantes de areia grossa e macrófitas presentes na região *Zizanopsis bonariensis*, *Eleocharis interstincta* e *Eleocharis elegans*. ANDRADE (2012), também obteve eficiências em escala piloto pouco abaixo da ETE experimental, de 46% em uma WC com fluxo afogado e de 41% em WC com fluxo livre.

A eficiência média de remoção de P-total sob vazão máxima (TDH=1,125dia), apesar de menor em relação ao período de vazão média, não deve ser menosprezada, considerando-se que foi idêntica aos melhores resultados observados por VALENTIM (2003) em uma WC de formato quadrado cultivada com *Typha sp*, porém com TDH de 6 dias, muito mais elevado que o adotado no presente experimento e praticamente igual à média constatada por ZANELA (2008) de 27%.

Percebe-se uma tendência de estabilização do sistema e de diminuição da concentração de P-total e P-PO₄ no efluente final da ETE 35 dias após as medições das respectivas concentrações máximas, aos 154 dias de monitoramento. O tempo de recuperação do sistema de tratamento diante da variação na carga hidráulica afluyente imposta por meio da alternância de períodos com vazão média e vazão máxima, entre 21 a 35 dias, de 3 a 5 semanas, foi também observado quanto aos valores de pH e de desempenho da ETE quanto à remoção da matéria orgânica carbonácea e nitrogênio. Esse prazo pode indicar o tempo que foi necessário à adaptação da comunidade de micro-organismos ativos no interior do TS e das câmaras da WC híbrida.

Figura 52. Série histórica das concentrações de P-total no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento

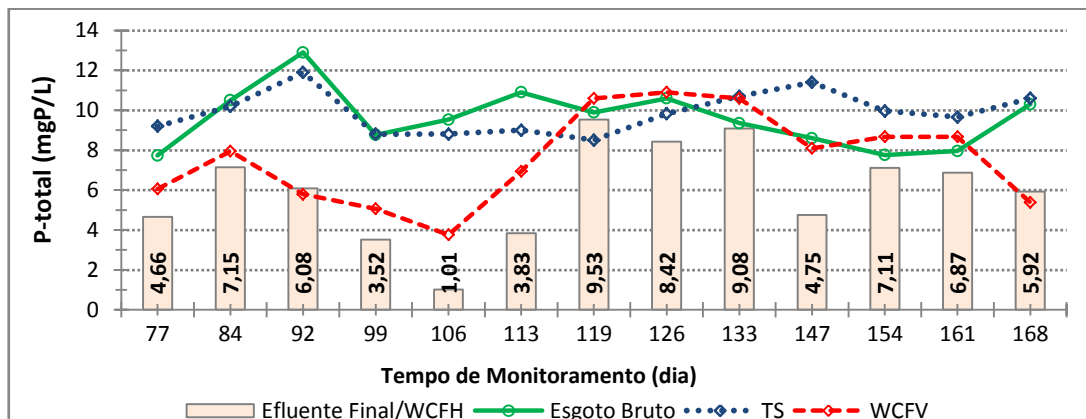
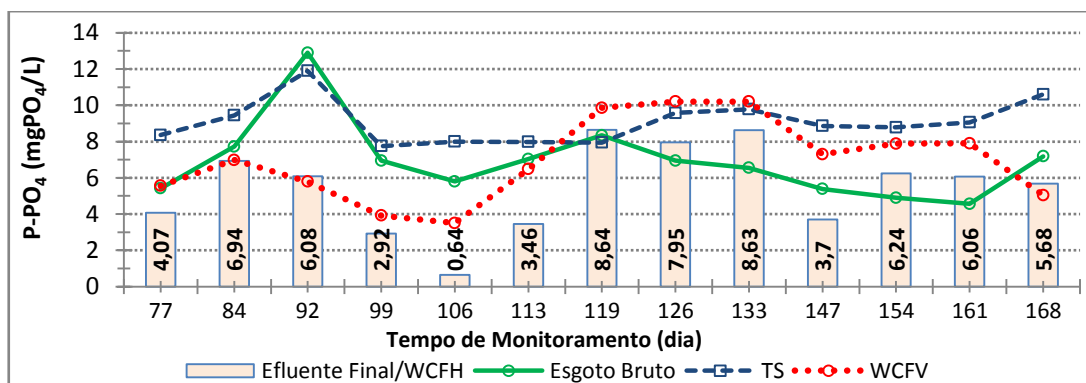
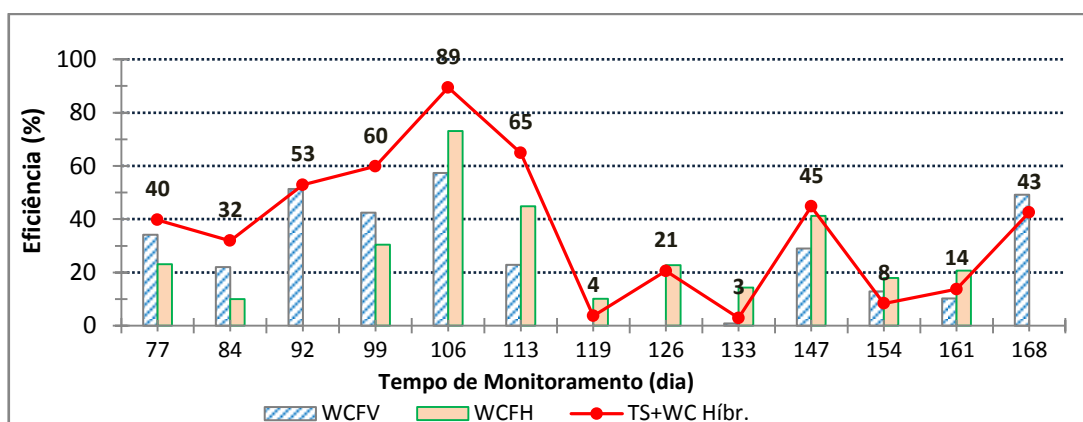


Figura 53. Concentrações de P-PO₄ no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período total de monitoramento



Ao longo dos 13 dias subsequentes à elevação da vazão média para máxima, em duas amostragens ocorreu aumento na concentração de P-total e P-PO₄ na WCFV em relação à concentração afluente. Na WCFH, também observou-se a elevação na concentração de P-total e P-PO₄ em relação ao efluente da etapa anterior em duas amostras, aos 92 e 168 dias de monitoramento. Contudo, mesmo tendo havido redução do desempenho das câmaras nesses dias, a eficiência global do sistema manteve-se positiva, evidenciando o benefício da associação de câmaras com fluxo vertical e horizontal no sentido de amortizar a possível perda momentânea de eficiência em uma das câmaras.

Figura 54. Eficiência global de remoção de P-total na ETE e nas câmaras da WC Híbrida durante o período total de monitoramento



A eficiência média alcançada na ETE experimental quanto à remoção total de fósforo e de suas parcelas orgânica e inorgânica ($P-PO_4$) deveu-se quase que exclusivamente à WC híbrida, provavelmente pela presença do meio filtrante de brita e das macrófitas somente nesta etapa do tratamento. No TS, houve substancial aumento da concentração de $P-PO_4$ sob aplicação de vazão média e máxima e de P-total sob aplicação de vazão máxima.

As raízes e rizomas das macrófitas e o material do leito das câmaras da WC híbrida servem como barreira, meio filtrante e suporte para o fósforo orgânico particulado e como superfície de contato para a formação e desenvolvimento do biofilme bacteriano capaz de reter fósforo solúvel em sua biomassa e de solubilizar a maioria do material particulado através da hidrólise (observou-se a redução da fração particulada de fósforo de 23% para 7% no período de vazão média e de 31% para 9% no período de vazão máxima).

A hidrólise do fósforo particulado realizada por bactérias fermentativas hidrolíticas, que normalmente ocorre lentamente e depende, entre outros fatores, do pH do meio (VON SPERLING, 2007), pode ter sido favorecida pela boa capacidade de tamponamento da solução aquosa no interior da WC híbrida. A provável predominância de um ambiente equilibrado na WC híbrida (pH e temperatura) e a presença do meio filtrante de brita N° 1, com grãos limpos e finos e potencial redox, podem ter contribuído para a ocorrência das reações de adsorção e precipitação química do fósforo com o cálcio existente no calcário, presente na composição da brita. As macrófitas proporcionam também a retirada do fósforo solúvel através da assimilação ao longo de sua fase de crescimento e amadurecimento.

O aumento substancial da concentração de P-PO₄ no interior do TS e em algumas amostras coletadas nas câmaras vertical e horizontal da WC híbrida (ver Figura 53) pode ser decorrente da liberação de fosfato para a fase líquida pelos micro-organismos heterotróficos ativos acumuladores de fósforo denominados Poli-P ou OAP. Em ambiente anaeróbio contendo matéria orgânica na forma de ácidos orgânicos, principalmente acetato, essa população microbiana, cuja biomassa é constituída, aproximadamente, por 38% de fósforo, converte o polifosfato existente no interior das suas células a fosfato para a produção da energia destinada ao armazenamento do acetato como polihidroxibutirato (PHB) necessário para seus processos metabólicos (catabolismo e anabolismo) (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999; VON SPERLING, 1997).

Comparando-se o desempenho das câmaras da WC híbrida, verificou-se que as eficiências médias da WCFV quanto à remoção de P-total, de 39%, quase idêntica à medida por SILVA (2013), de 38%, e P-PO₄, de 40%, praticamente igual à relatada por ANDRADE (2012), de 41%, foram superiores sob aplicação da vazão média. Sob aplicação da vazão máxima, constatou-se melhor desempenho na WCFH, com média de 18% na remoção de P-total e de 20% na remoção de P-PO₄.

O desempenho superior da WCFH sob aplicação da vazão máxima e nas duas últimas amostragens durante aplicação da vazão média pode ter sido alcançado pela exposição permanente das raízes e rizomas das macrófitas com o esgoto no interior da WCFH (fato não observado na WCFV em virtude do tempo insuficiente para crescimento e penetração das raízes das mudas e touceiras até a região submersa do leito da WCFV situada a 50 cm do fundo), aumentando o tempo de contato das mesmas com o esgoto e a superfície de aderência disponível ao desenvolvimento do biofilme, favorecendo a captação de fósforo pelas plantas durante a fase de crescimento (MATOS, 2013) e a filtração e sedimentação de sólidos em suspensão pela diminuição dos vazios do leito (que acarreta a redução da velocidade de escoamento e possibilita melhor distribuição do esgoto e maior aproveitamento do meio filtrante da câmara).

Considerando-se as limitações para a remoção física e biológica de fósforo em sistemas *wetland* (VON SPERLING e col., 2009), o desempenho global obtido no experimento foi significativo, tendo sido, sob aplicação da vazão média, igual ou superior à maioria dos resultados obtidos nos experimentos com sistemas de *wetlands* construídas realizados no Brasil citados anteriormente na sub-seção 3.4.6.

Além da possibilidade de absorção de fósforo solúvel pelas macrófitas, a remoção definitiva de fósforo em *wetlands* construídas também pode-se dar com a descarga do lodo biológico acumulado no sistema durante as operações de lavagem, limpeza ou substituição do material filtrante para evitar sua colmatação total.

Assim como apontado anteriormente para o nitrogênio, a remoção apenas parcial do fósforo presente no esgoto bruto pode ter uma face positiva, já que o efluente tratado poderá ser reutilizado na agricultura nos processos de fertirrigação de culturas, desde que sejam atendidos os critérios e as exigências técnicas mínimas para proteção da saúde pública e do meio ambiente definidos pelos órgãos ambientais.

Mesmo se consideradas as menores eficiências registradas no sistema quanto à remoção de P-total, observadas em algumas das amostras coletadas no período de operação sob vazão máxima (cerca de 1/3 da remoção média obtida sob aplicação da vazão média), e o fato de que o monitoramento foi realizado somente durante o período inicial de crescimento das macrófitas, possivelmente antes da plena estabilização do sistema de tratamento, foi possível constatar o bom potencial da tecnologia de *wetlands* construídas híbridas para a remoção de fósforo, mesmo que parcialmente, colocando-a como uma alternativa a ser avaliada diante de tecnologias convencionais usuais de pequeno porte que empregam o filtro biológico anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente como pós-tratamento de efluentes de tanque séptico, com eficiência típica de 35%, variando entre 20% a 50% (ABNT, 1997; VON SPERLING, 2005).

5.4.6 Sólidos

As concentrações médias da série de sólidos no esgoto bruto e nas unidades da ETE durante o período de aplicação da vazão média e da vazão máxima são apresentadas nas Figuras 55 e 56.

Figura 55. Concentrações médias da série de sólidos no esgoto bruto e nas unidades da ETE sob aplicação da vazão média

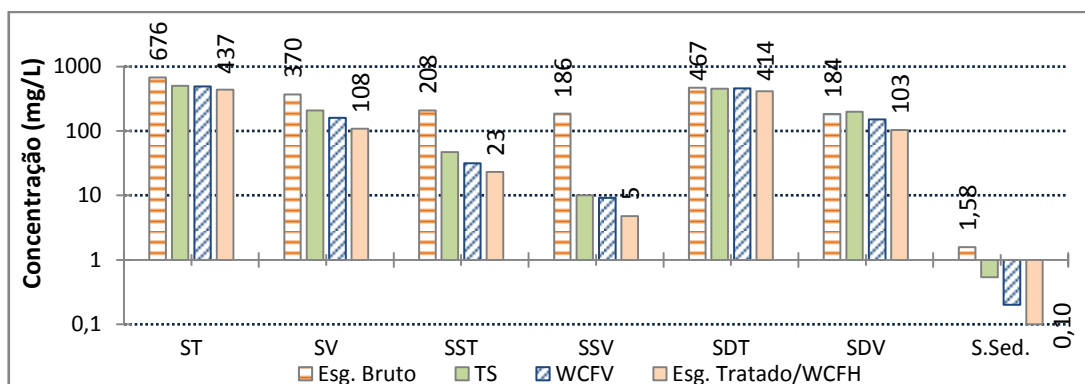
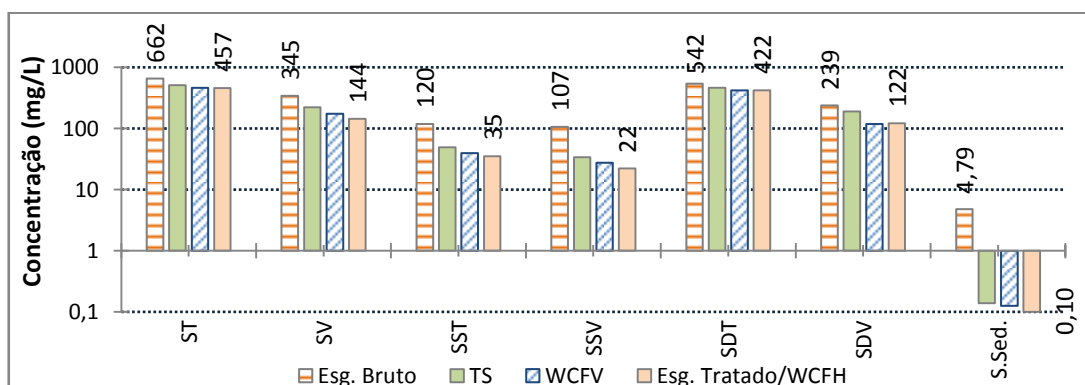


Figura 56. Concentrações médias da série de sólidos no esgoto bruto e nas unidades da ETE sob aplicação da vazão máxima



A remoção média de ST na ETE experimental foi de 33%, durante aplicação da vazão média, e de 30% durante aplicação da vazão máxima. A concentração da fração volátil (SV) dos ST apresentou redução média de 69%, durante aplicação da vazão média, e de 58%, durante aplicação da vazão máxima. A minimização da relação SV/ST nos períodos de aplicação de vazão média e máxima, respectivamente, de 54% e 52% no esgoto bruto para 24% e 31% no efluente final tratado sugere a existência de boas condições ambientais e de eficiente biodegradação da matéria orgânica nas unidades que compõem a ETE.

Ao longo do monitoramento, observou-se uma significativa variação na concentração de SST no esgoto bruto além de baixas concentrações de SST e sólidos sedimentáveis na comparação com valores típicos de esgotos sanitários, predominantemente domésticos. Esse fato deve ser considerado para evitar

distorções na análise comparativa das eficiências das unidades da ETE e pode ser parcialmente justificado tanto pela oscilação previsível na contribuição de matéria orgânica fecal ao longo do dia (por tratar-se de um esgoto gerado em um campus universitário com variação na quantidade de usuários) quanto pelo elevado tempo de residência celular do lodo sedimentado no fundo do tanque de equalização de vazão devido a sua baixa frequência de remoção.

Durante aplicação da vazão média, a concentração média de SST no efluente final da ETE foi de 23 mg/L, com remoção média de 74% e a concentração média de SSV foi de 5 mg/L, com remoção média de 96%. Sob aplicação da vazão máxima, verificou-se oscilação e perda de desempenho do sistema. Nesse período, houve diminuição da remoção média de SST para 49% e a concentração média do efluente final da ETE aumentou para 35 mg/L. Quanto aos SSV, a remoção média reduziu para 52% e a concentração do efluente final da ETE subiu para 22mg/L.

As eficiências médias do TS quanto à remoção de SST, SSV e sólidos sedimentáveis foram superiores às da WC híbrida sob vazão média. Sob vazão máxima, o TS obteve melhor eficiência quanto aos SST e sólidos sedimentáveis e desempenho semelhante ao da WC híbrida quanto aos SSV. Os elevados volume útil e TDH no TS, bem acima dos respectivos valores mínimos recomendados na norma técnica da ABNT, favoreceram a sedimentação eficaz no interior desta unidade e podem representar a principal justificativa para o melhor desempenho do mesmo.

O desempenho da ETE quanto à remoção de sólidos sedimentáveis foi alto e constante, inclusive após a elevação da vazão afluente. Sob aplicação da vazão média, obteve-se eficiência média de 75% e mediana de 92%. Sob aplicação da vazão máxima, a eficiência média foi de 70% e a mediana de 95%.

Em ambos períodos, a concentração do efluente final da ETE alcançou o valor mínimo de detecção do ensaio laboratorial, de 0,1mL/L, mais do que suficiente para atendimento aos padrões de lançamento de efluentes líquidos em corpos d'água definidos na legislação ambiental federal (CONAMA Nº 430/2011) e na legislação do Estado de São Paulo (Decreto Estadual Nº 8.468/1976).

A concentração média de SDT no efluente final da ETE, durante aplicação da vazão média, foi de 414mg/L com eficiência média de 11%, e durante aplicação da vazão máxima, de 422mg/L com eficiência média de 20%. A remoção média da parcela volátil dos sólidos dissolvidos (SDV), sob aplicação da vazão média, foi de

39%, com mediana de 47% e efluente de concentração igual a 103mg/L, e sob aplicação da vazão máxima, de 44%, mediana de 45% e efluente de concentração igual a 122mg/L.

Observou-se a diminuição dos SDV no efluente de cada uma das unidades da ETE, indicando as prováveis adsorção e consumo pelos micro-organismos presentes no biofilme durante seus processos metabólicos para digestão da matéria orgânica, com exceção no TS operando sob vazão média, onde a hidrólise do material particulado volátil realizado pelos micro-organismos foi mais intensa e significativa devido provavelmente à maior carga de sólidos aplicada ao TS em relação às câmaras da WC híbrida, por tratar-se de esgoto mais concentrado.

A concentração média de SDF no efluente final da ETE manteve-se próxima a do esgoto bruto. Contudo, houve redução dos SDF no TS em decorrência possivelmente de sua adsorção à biomassa em suspensão e elevação na WC híbrida provavelmente pela solubilização dos SSF. A maior eficiência na WC híbrida para remoção de SDV, em ambos períodos de aplicação de vazão, pode ser explicada pela filtração e retenção dos sólidos dissolvidos por adesão superficial aos grãos do meio filtrante e às raízes e rizomas das macrófitas.

Sob vazão máxima, o desempenho do TS quanto à remoção de SDT foi ligeiramente melhor que o da WC híbrida. O aumento da velocidade e turbulência do fluxo de esgoto devem ter provocado a queda no rendimento da WC híbrida devido provavelmente à ressuspensão, translocação para a fase líquida e perda dos sólidos dissolvidos até então sedimentados no material dos leitos filtrantes.

As concentrações de SDT em todas as amostras do efluente final da ETE ao longo do monitoramento foram inferiores aos respectivos e mais restritivos padrões de qualidade de corpos d'água interiores definidos na legislação ambiental federal e estadual, de 500mg/L, indicando a viabilidade de remoção, mesmo que parcial e limitada, de sólidos dissolvidos em WC híbridas com leito filtrante composto por brita N°1.

O aumento da vazão afluyente e, conseqüentemente, a redução do TDH e a elevação da carga superficial de sólidos aplicada à WC híbrida, foram capazes de provocar leve redução no desempenho global da ETE quanto à remoção de sólidos em suspensão e sólidos sedimentáveis, situação esta não observada quanto aos sólidos dissolvidos, cuja eficiência sob vazão máxima foi ligeiramente superior.

Comparando-se os resultados da WCFV e da WCFH, podemos dizer que ao longo do monitoramento, ambas câmaras da WC híbrida apresentaram rendimento semelhante quanto à retenção e remoção de sólidos do esgoto:

- Quanto aos SST: tanto sob vazão média, quanto sob vazão máxima, ambas câmaras alcançaram desempenho semelhante;
- Quanto aos SSV e aos sólidos sedimentáveis: sob aplicação da vazão média, obteve-se maior eficiência na WCFH; sob vazão máxima, o desempenho foi semelhante em ambas câmaras;
- Obteve-se maior eficiência na WCFV quanto aos SDV, em ambos períodos de aplicação de vazão, e quanto aos SDT, sob vazão máxima, e eficiência ligeiramente superior na WCFH quanto aos SDT sob vazão média.

As maiores eficiências médias da ETE foram observadas quanto à retirada do material particulado sedimentável e em suspensão da fase líquida. Esse fato pode ser explicado pela combinação eficaz dos efeitos da sedimentação e da solubilização do material particulado (realizada pelos micro-organismos ativos por meio da hidrólise) no TS e na WC híbrida, bem como da filtração e retenção superficial nas partículas do meio filtrante e nas raízes e rizomas das macrófitas nas câmaras da WC híbrida.

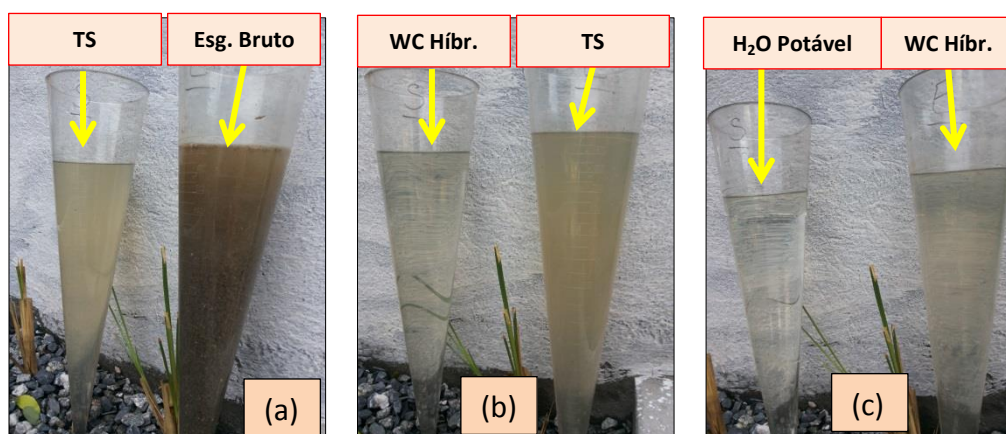
O desempenho médio global obtido no experimento quanto à remoção de SST e sólidos sedimentáveis, operando sob vazão média e máxima de projeto, foi igual ou superior à maioria dos resultados obtidos nos experimentos com sistemas de *wetlands* construídas realizados no Brasil citados anteriormente na sub-seção 3.4.6 e em sistemas convencionais usuais de pequeno porte que empregam o filtro biológico anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente como pós-tratamento de efluentes de tanque séptico, cujas eficiências típicas quanto aos SST e sólidos sedimentáveis são, respectivamente, de 60% a 90% e superior a 70%, com concentrações de SST na faixa de 30mg/L a 60mg/L (ABNT, 1997; VON SPERLING, 2005).

Além do significativo desempenho quanto à remoção das diversas formas de apresentação de sólidos no esgoto (Figuras 55 e 56), diferentemente do observado por SEZERINO (2006), não constatou-se durante o período de monitoramento a ocorrência da colmatação dos leitos filtrantes de nenhuma das

câmaras da WC híbrida. Contudo, há que se ressaltar que a colmatção provavelmente seja um fenômeno inevitável ao longo do tempo de operação de sistemas com meios filtrantes. A constatação simultânea dos fatos citados anteriormente pode indicar que durante o período de monitoramento:

- Os dispositivos de alimentação e coleta de esgoto utilizados nas câmaras da WC híbrida foram eficazes no sentido de uniformizar a distribuição do afluente e a descarga do efluente tratado e de minimizar a ocorrência de curto-circuitos e o impacto sobre a biota do sistema;
- As reduzidas áreas superficiais dos leitos filtrantes das câmaras da WC híbrida, sob as condições ambientais locais, foram suficientes para absorver o carregamento superficial de sólidos aplicado;
- A estratificação proposta para os leitos filtrantes das câmaras da WC híbrida e o tipo e conformação dos materiais nele empregados (britas Nº 1 e Nº 2) foram eficazes no sentido de permitirem velocidades de percolação do esgoto pelo meio poroso sem a provocação do cisalhamento do biofilme aderido à brita e raízes e rizomas das macrófitas e sem prejudicar a capacidade de sedimentação e filtração dos leitos.

Figura 57. Comparação visual da qualidade do esgoto bruto e dos efluentes do TS e da WC Híbrida



Na Figura 57 são apresentadas amostras do esgoto bruto, do TS e da WC híbrida, coletadas no última dia de amostragem para comparação visual da

qualidade do efluente de cada etapa do tratamento. É possível verificar a ausência de materiais flutuantes e de resíduos sólidos objetáveis no efluente final tratado da ETE experimental (Figura 57, item c) permitindo o atendimento às respectivas condições de qualidade da água definidas na legislação ambiental federal e estadual para corpos d'água de classes 2.

5.4.7 Odor, Sulfeto Total e Sulfato Total

Os odores característicos de sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos são essencialmente gerados pela digestão biológica da matéria orgânica (TCHOBANOGLOUS e col., 1991) podendo ser considerado o gás sulfídrico ou sulfeto de hidrogênio, H_2S , um dos mais representativos em virtude de sua possível toxicidade tanto aos micro-organismos decompositores de matéria orgânica atuantes em sistemas biológicos de tratamento de esgotos (quando presente em quantidades acima das necessárias à síntese de proteínas e ao crescimento bacteriano) quanto ao ser humano (quando exposto a concentrações superiores a 5mg/L) e da alta sensibilidade do olfato humano (CAVALCANTI, 2012).

Os resultados da investigação em campo foram idênticos aos laboratoriais. No esgoto bruto e no efluente do TS constatou-se a presença de odor em ambas amostras. Contudo, no efluente da WC híbrida, a presença de odor constatada na primeira campanha de amostragem não foi verificada na última campanha de amostragem, aos 168 dias de monitoramento. Esses fatos podem indicar a capacidade das WC's com fluxo subsuperficial para minimizar a liberação de odores desagradáveis, característicos de sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, à atmosfera local.

A ausência de odor no efluente tratado da ETE experimental permitiria o atendimento aos padrões de qualidade de corpos d'água de classes 2, 3 e 4 definidos nos artigos 11, 12 e 13 da legislação ambiental do Estado de São Paulo (Regulamento da Lei Estadual Nº 997 de 31/05/1976, aprovado pelo Decreto Estadual Nº 8.468 de 08/09/1976) e aos padrões de qualidade de corpos d'água de classes 1, 2, 3 e 4 definidos nos artigos 14, 15, 16 e 17 da legislação ambiental federal (Resolução CONAMA Nº 357 de 17/03/2005).

As eficiências médias globais da ETE quanto à remoção de sulfeto total durante os períodos de aplicação de vazão média e máxima foram, respectivamente, de 88% e 82%. As concentrações média, mediana, mínima e máxima de sulfeto total no esgoto bruto e nas unidades da ETE experimental durante os períodos de aplicação de vazão média e máxima são apresentadas, respectivamente, nas Figuras 58 e 59.

Figura 58. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de sulfeto total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média

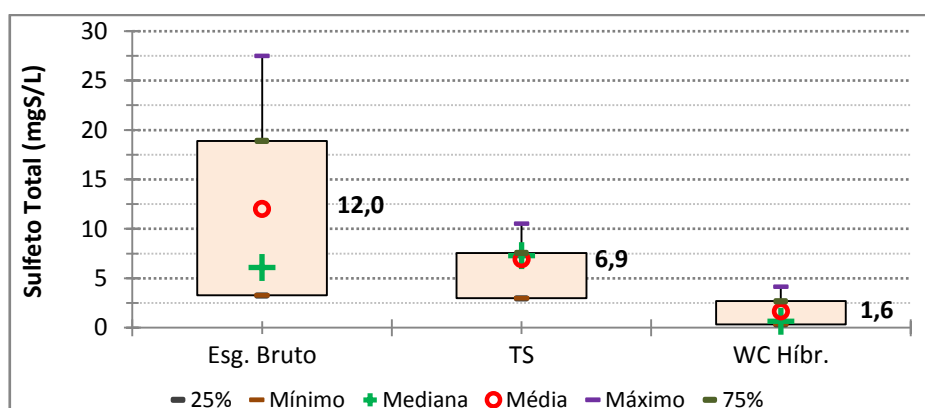
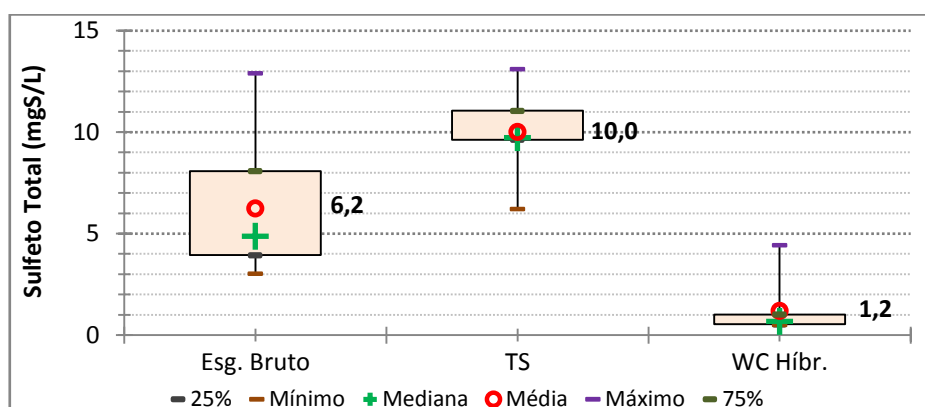


Figura 59. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de sulfeto total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima



No TS, percebeu-se a diminuição na concentração de sulfato (SO_4^{-2}) em ambos períodos de aplicação de vazão e a elevação na concentração de sulfetos sob vazão máxima. Esses fatos provavelmente se devem à redução biológica do

sulfato formando sulfetos, processo que faz parte do ciclo biológico do enxofre, já que o sulfato pode ser considerada a principal fonte de sulfeto nas águas (PIVELI e KATO, 2006).

Sob vazão média, notou-se a diminuição do sulfeto no TS, possivelmente em decorrência do desprendimento para a atmosfera de parte do gás sulfídrico H_2S (sulfeto não dissociado) presente na fase líquida junto com o biogás. A intensa digestão anaeróbia no TS, averiguada pela significativa eficiência na remoção de matéria orgânica carbonácea e pela existência de um ambiente ligeiramente acidificante, com valores de pH abaixo de 7 e maiores que 6,5, possibilita o aumento da produção de biogás e a liberação de H_2S (presente no biogás) da fase líquida. A ausência de OD, a manutenção de baixas velocidades de escoamento e baixa turbulência, especialmente sob aplicação da vazão média, e a presença de sólidos em suspensão no TS também pode favorecer o desprendimento de sulfetos da fase líquida (PIVELI e KATO, 2006; VON SPERLING, 2007).

Na WC híbrida, ao longo de todo o monitoramento, observou-se a diminuição da concentração de sulfetos e a elevação da concentração de sulfatos, possivelmente em decorrência da:

- Liberação de sulfato de cálcio, $CaSO_4$ (composto parcialmente solúvel em água e presente na composição da brita) para a fase líquida, a partir da dissolução parcial do material filtrante (brita) pela ação do gás carbônico presente no esgoto (PIVELI e KATO, 2006);
- Oxidação de sulfetos e sua conversão a sulfatos;
- Facilitação da liberação à atmosfera pelas macrófitas do gás sulfídrico (H_2S) dissolvido presente na fase líquida (MATOS, 2013).

A oxidação de sulfetos e sua conversão a sulfatos na WCFV e na WCFH pode ter sido favorecida, respectivamente, pela possível penetração e dispersão de oxigênio do ar pelos poros do leito filtrante (fenômenos da convecção e reaeração atmosférica) durante a infiltração do esgoto pela camada não submersa do substrato e pela utilização do oxigênio passível de ser fornecido pelas mudas e touceiras de capim Vetiver. Parte do oxigênio do ar incorporado pelas folhas do capim Vetiver pode ser transferido por meio de um tecido vegetal (aerênquimas) à região de contato entre o material do leito filtrante e as raízes e rizomas (chamada de rizosfera), onde são formados pequenos locais aeróbios, vizinhos à zona de

raízes e rizomas, que permanecem em contato com o esgoto e contribuem para o crescimento de micro-organismos a ele aderidos e para os processos de degradação biológica (MATOS, 2013).

As concentrações média, mediana, mínima e máxima de sulfato total no esgoto bruto e nas unidades da ETE experimental durante os períodos de aplicação de vazão média e máxima são apresentadas, respectivamente, nas Figuras 60 e 61.

Figura 60. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de sulfato total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média

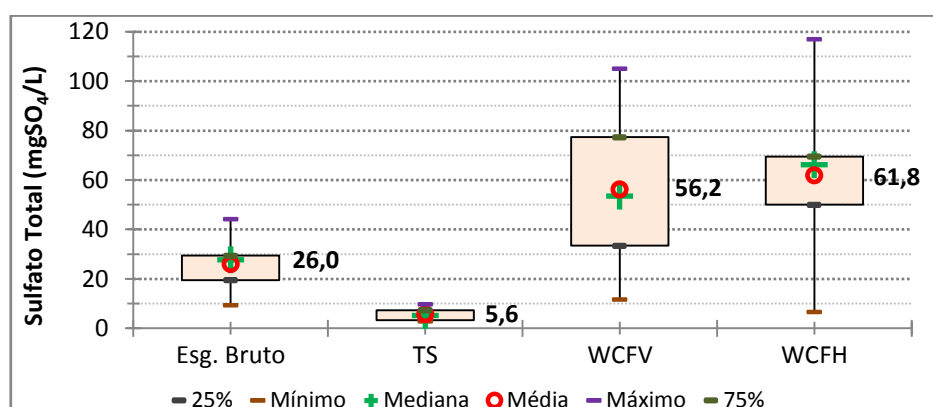
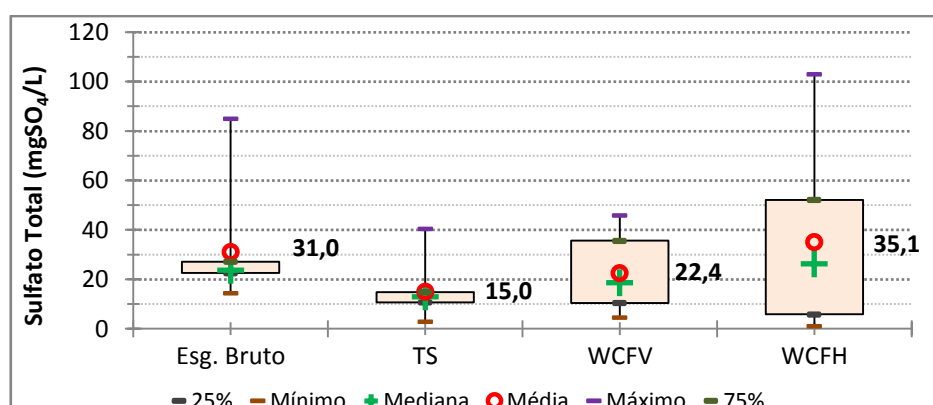


Figura 61. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de sulfato total no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima



As maiores concentrações de sulfato no efluente final da ETE operando sob aplicação de vazão média podem indicar que a elevação da vazão tende a

reduzir a eficiência dos mecanismos de remoção do sulfeto da fase líquida por oxidação e pela ação das macrófitas e minimizar a solubilização e liberação do sulfato de cálcio presente na brita.

Os valores mínimos e medianos de sulfetos e as concentrações médias de sulfato obtidos no efluente tratado da ETE experimental permitem o atendimento às respectivas condições de qualidade da água definidas na legislação ambiental do Estado de São Paulo (Art. 19-A do Regulamento da Lei Estadual Nº 997 de 31/05/1976, aprovado pelo Decreto Estadual Nº 8.468 de 08/09/1976) para lançamento em sistemas públicos de esgotos sanitários (concentrações de sulfeto e sulfato limitadas, respectivamente, a 1mgS/L e 1.000mgSO₄/L). As concentrações médias de sulfato alcançadas no efluente da ETE atendem aos respectivos e restritivos padrões de qualidade de corpos d'água (inferior a 250mgSO₄/L) definidos na legislação ambiental federal (Resolução CONAMA Nº 357 de 17/03/2005).

5.4.8 Óleos e Graxas Totais

As concentrações média, mediana, mínima e máxima de óleos e graxas totais no esgoto bruto e nas unidades da ETE experimental durante os períodos de aplicação de vazão média e máxima são apresentadas, respectivamente, nas Figuras 62 e 63.

Figura 62. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de óleos e graxas totais no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média

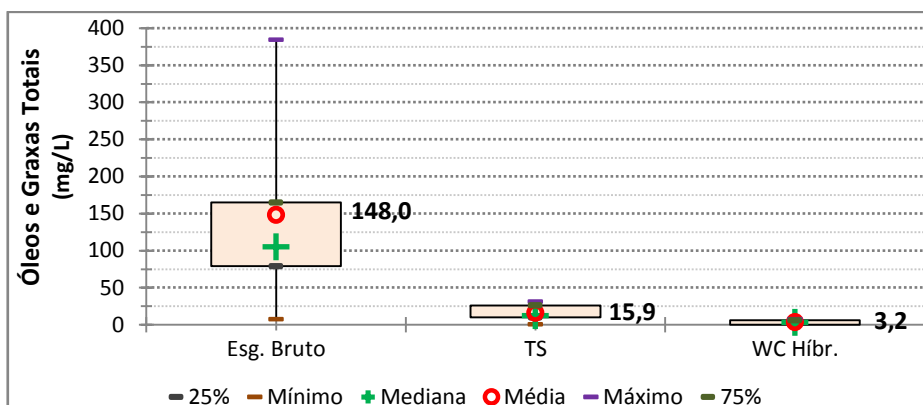
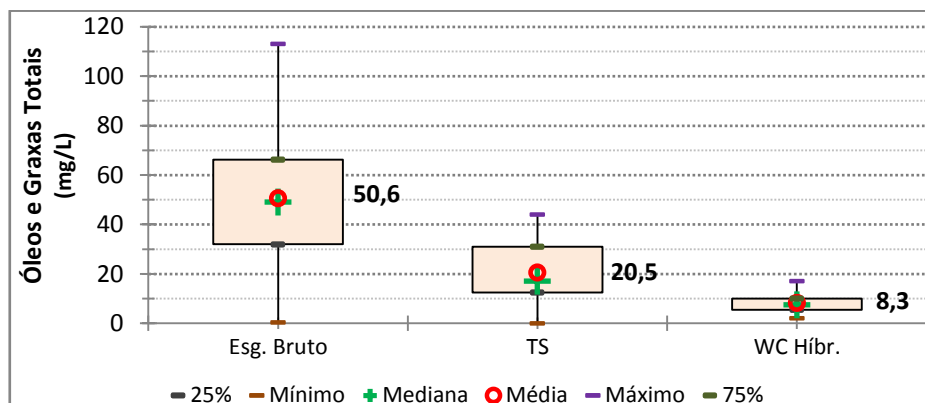
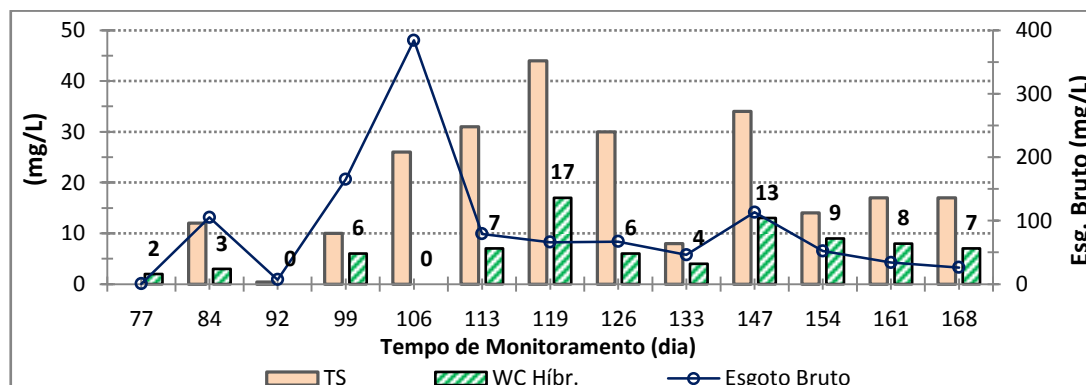


Figura 63. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de óleos e graxas totais no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima



O gráfico da Figura 64 demonstra a série histórica das concentrações de óleos e graxas totais no esgoto bruto e no efluente de cada etapa do sistema experimental de tratamento ao longo do período total de monitoramento.

Figura 64. Concentrações de óleos e graxas totais no esgoto bruto e nos efluentes das unidades da ETE experimental ao longo do período de monitoramento

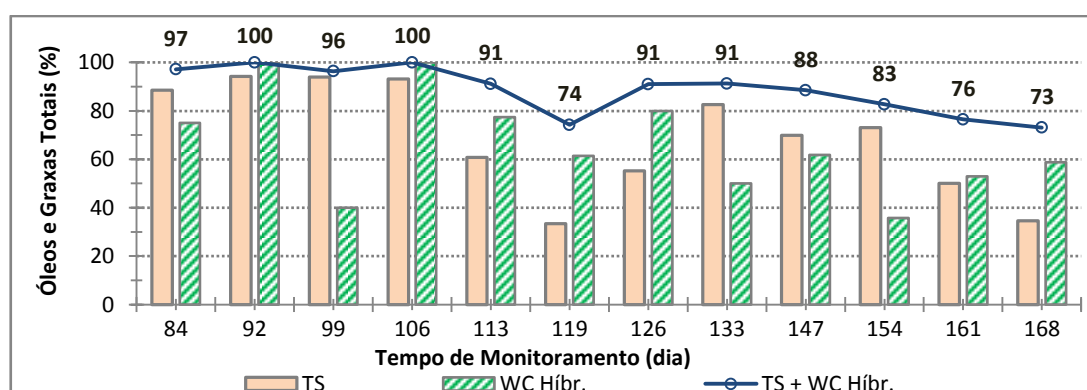


As concentrações de óleos e graxas medidas no efluente final tratado do sistema experimental ao longo de todo o período de monitoramento (sob vazão média e máxima) possibilitam o atendimento aos respectivos padrões de lançamento de efluentes líquidos em corpos d'água definidos na legislação ambiental federal (artigo 21 da Resolução CONAMA Nº 430 de 13/05/2011, que alterou o Art. 34 da Resolução CONAMA Nº 357 de 17/03/2005) e na legislação

ambiental do Estado de São Paulo (artigo 18 do Regulamento da Lei Estadual Nº 997 de 31/05/1976, aprovado pelo Decreto Estadual Nº 8.468 de 08/09/1976).

No gráfico da Figura 65 são apresentadas as eficiências global e das unidades do sistema experimental de tratamento durante o período total de monitoramento. As eficiências médias globais da ETE experimental na remoção de óleos e graxas totais durante os períodos de aplicação de vazão média e de vazão máxima foram, respectivamente, de 97% e 82%.

Figura 65. Eficiência global da ETE experimental e das suas unidades constituintes quanto à remoção de óleos e graxas totais ao longo do período de monitoramento



O desempenho global obtido no presente experimento durante todo o monitoramento, pode ser considerado significativo. As eficiências médias registradas nos períodos de aplicação de vazão média e máxima, de 97% e 82%, respectivamente, foram superiores às alcançadas em 3 *wetlands* construídas em escala real tratando esgotos domésticos de uma comunidade na província de Edirne na Turquia, monitoradas por ÇAKIR e col. (2015), de 62,1% e 74,5%, testadas sob taxas de aplicação hidráulica superficial (75mm/dia e 125mm/dia) menores e TDH maiores (3,7dias e 2,2dias) que os respectivos parâmetros de projeto aplicados no presente estudo.

As unidades do sistema estudado foram capazes de superar situações de elevada carga afluente (como a concentração de 384mg/L no esgoto bruto, medida aos 106 dias de monitoramento, no período de aplicação de vazão média), bem acima da faixa típica de esgotos sanitários, entre 50mg/L e 100mg/L.

No tanque séptico, o volume útil foi suficiente para atender à vazão de pico aplicada e a extensão do trecho imerso do dispositivo de saída de esgoto, proposto

por este autor, mostrou-se eficaz. Os valores dos parâmetros adotados no projeto hidráulico da WC híbrida (que influenciam no regime de escoamento em meios porosos) parecem não ter prejudicado o desempenho dessa etapa do tratamento quanto à remoção de óleos e graxas totais.

Durante o período de aplicação de vazão média, tanto o tanque séptico como a WC híbrida obtiveram melhor eficiência média, respectivamente, 86% e 78%, com o tanque séptico levando ligeira vantagem. Durante o período de aplicação de vazão máxima, o tanque séptico e a WC híbrida alcançaram eficiência média idêntica e eficiências mínima e máxima próximas. Contudo, o tanque séptico apresentou maior instabilidade que a WC híbrida com a elevação da vazão (maior redução da eficiência mínima medida, de 61% para 33%). Esses fatos devem ser destacados considerando-se que, ao contrário do tanque séptico, cujo volume útil estava acima do mínimo recomendável para a vazão aplicada, a WC híbrida operou sobrecarregada ao longo do extenso tempo de exposição à vazão máxima.

As maiores eficiências e as menores concentrações no efluente tratado também foram medidas sob vazão média. No TS, a eficiência máxima foi registrada a partir de 15 dias do início da aplicação de vazão média e se estendeu por 14 dias consecutivos (94% de eficiência em duas amostras sucessivas, seguida por uma amostra com 93%) e a concentração mínima no efluente foi de 0,4 mg/L. Na WC híbrida, eficiência máxima de 100% e remoção total de óleos e graxas em duas amostras coletadas, aos 15 dias e 29 dias após o início da aplicação de vazão média. Os dados obtidos apontam que tanto o tanque séptico quanto a WC híbrida foram capazes de alcançar o desempenho próximo ao valor máximo a partir de 15 dias da redução da vazão.

Esses resultados indicam que a elevação da vazão aplicada e, conseqüentemente, a redução do tempo de detenção hidráulico e o aumento da turbulência nas unidades constituintes do tratamento, podem prejudicar o desempenho de sistemas biológicos de pequeno porte dessa natureza quanto à remoção de óleos e graxas. No interior do tanque séptico, a perturbação do escoamento hidráulico pode retardar a formação da camada flutuante de espuma junto à superfície líquida, causando o arraste de pequenas partículas oleosas mais densas junto com o efluente. Na WC híbrida, pode causar o desprendimento e o arraste, junto com o efluente, das partículas oleosas superficialmente aderidas ao material do meio filtrante (brita), às raízes e rizomas das macrófitas e à biomassa.

5.4.9 Coliformes Termotolerantes e *Escherichia Coli*

As concentrações de coliformes termotolerantes e *E.Coli* no esgoto bruto e nos efluentes das unidades da ETE experimental, relativas a cada campanha de amostragem, são apresentadas, respectivamente, nos gráficos das Figuras 66 e 67.

Figura 66. Concentrações de coliformes termotolerantes no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período de monitoramento

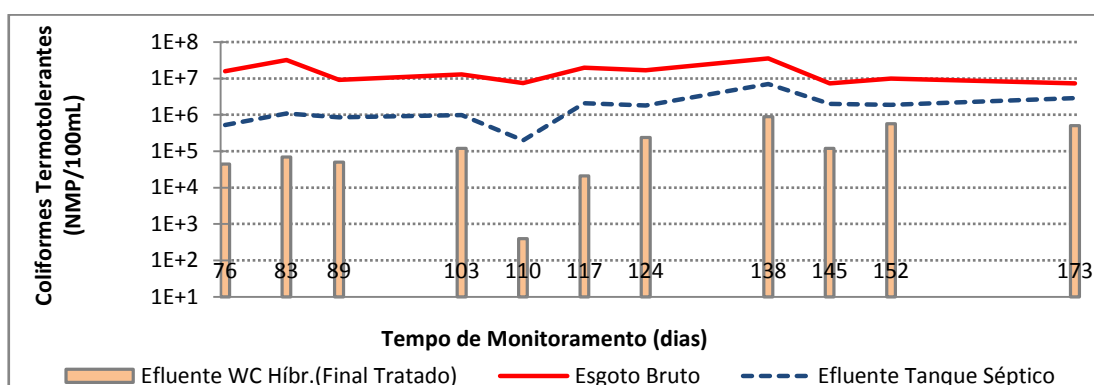
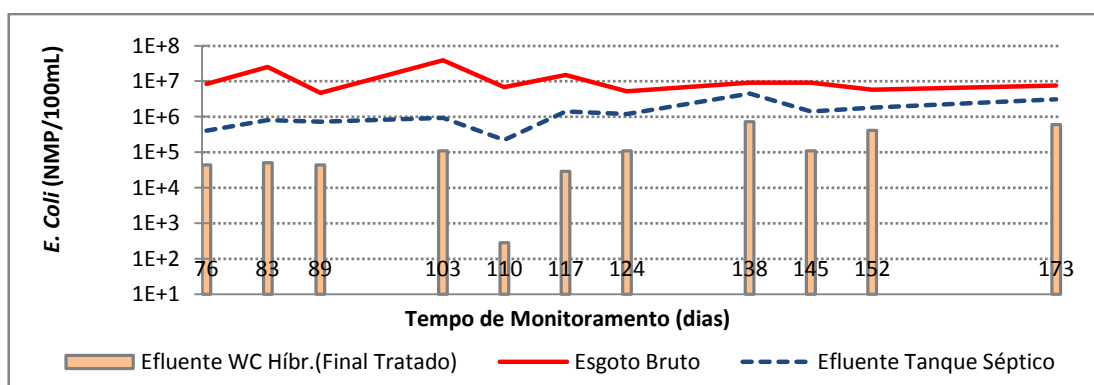


Figura 67. Concentrações de *E.Coli* no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período de monitoramento



Durante o período de aplicação de vazão média, a concentração média de coliformes termotolerantes (Figura 68) no efluente final tratado da ETE experimental foi de 2×10^4 UFC/100mL, com eficiência média de 99,6%, variando entre 99,1% e 99,995% e redução média de 3 unidades log. Para a *E. Coli* (Figura 69), a

concentração média foi de $1,6 \times 10^4$ UFC/100mL, com eficiência média de 99,6%, variando entre 99,1% e 99,996%, e redução média de 3 unidades log.

Figura 68. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de coliformes termotolerantes no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média

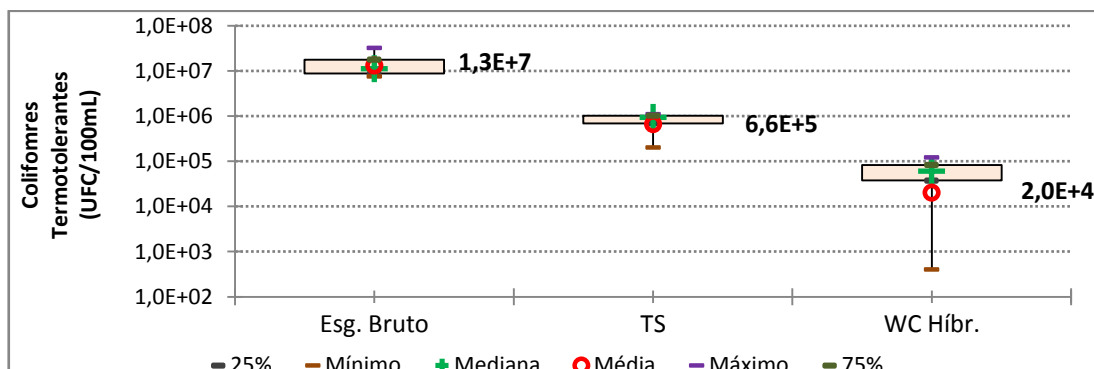
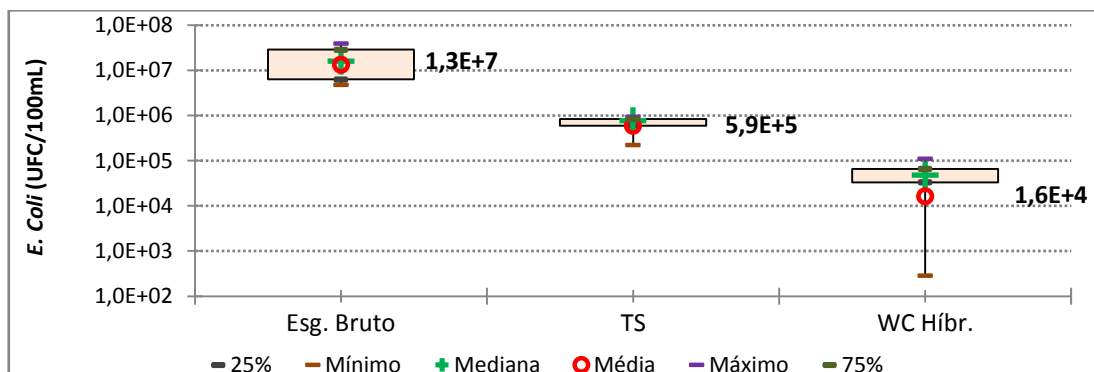


Figura 69. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de *E. Coli* no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão média



Ao longo do período de aplicação da vazão máxima, a concentração média de coliformes termotolerantes no efluente final tratado da ETE experimental foi de $1,8 \times 10^5$ UFC/100mL, com eficiência média de 97,3%, variando entre 93% e 99,9% e redução média de 2 unidades log. Para a *E. Coli*, a concentração média foi de $1,6 \times 10^5$ UFC/100mL, com eficiência média de 96,1%, variando entre 92% e 99,8%, e redução média de 1 unidade log.

Figura 70. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de coliformes termotolerantes no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima

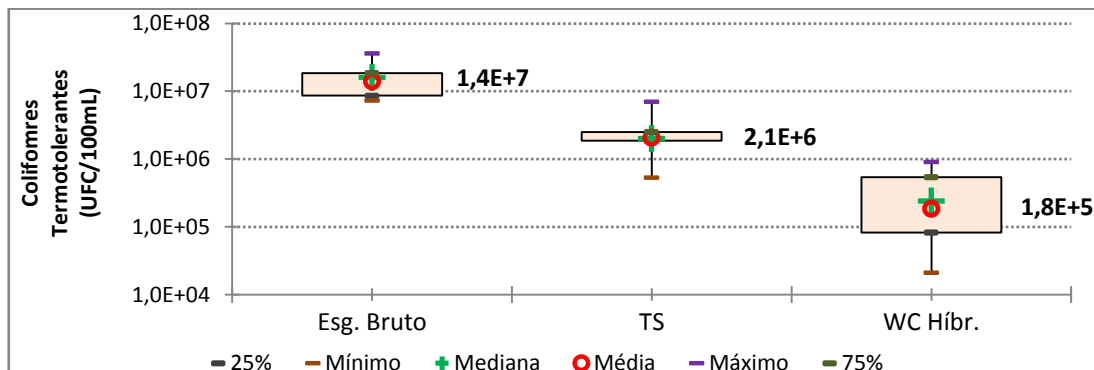
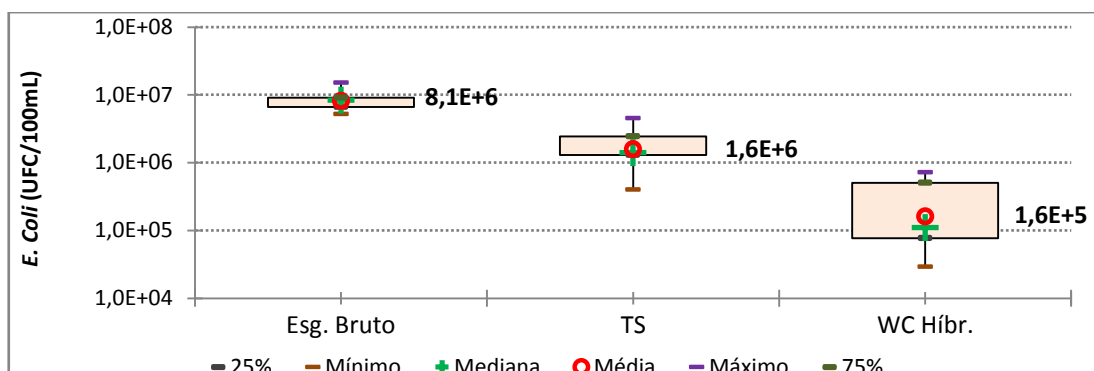


Figura 71. Concentrações média, mediana, mínima e máxima de *E. Coli* no esgoto bruto e no efluente de cada unidade da ETE durante aplicação da vazão máxima



A menor concentração e a maior eficiência, respectivamente, 400 UFC/100mL e 99,995% ou 4 unidades log removidas para coliformes termotolerantes e 280 UFC/100mL e 99,996% ou 4 unidades log removidas para *E.Coli*, foram constatadas no período de monitoramento com aplicação da vazão média, 110 dias após o abastecimento inicial do sistema com esgoto bruto.

Por outro lado, a maior concentração e a menor eficiência, respectivamente, 9×10^5 UFC/100mL e 93% ou 1 unidade log removida para coliformes termotolerantes e $7,2 \times 10^5$ UFC/100mL e 92% ou 1 unidade log removida para *E.Coli*, foram constatadas no período com aplicação da vazão máxima, aos 138 dias e 173 dias de monitoramento, ou seja, na 9ª e 11ª (última) campanhas de amostragem. Esses resultados indicam que a elevação da vazão aplicada ao

sistema (aumento da taxa de aplicação hidráulica superficial na WC híbrida e redução do tempo de detenção hidráulico) reduziu a eficiência do mesmo quanto à remoção de coliformes termotolerantes e *E.Coli*.

Figura 72. Eficiências global e das unidades do sistema experimental quanto à remoção de coliformes termotolerantes durante o período de monitoramento

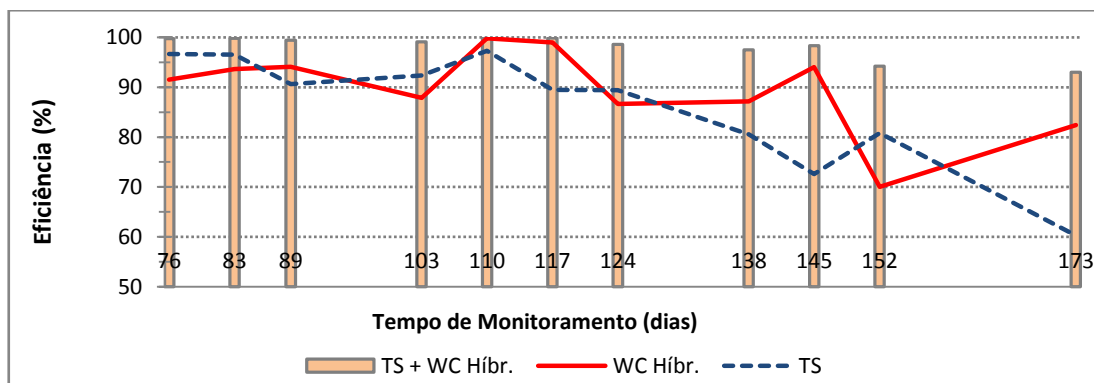
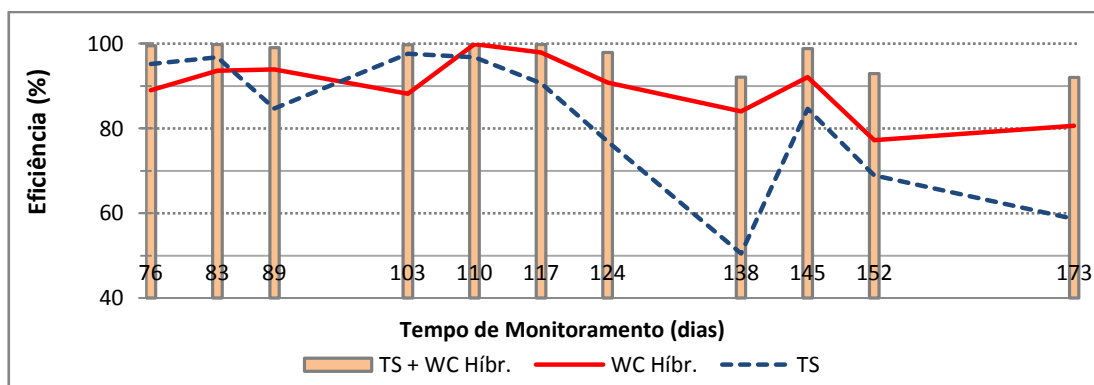


Figura 73. Eficiências global e das unidades do sistema experimental quanto à remoção de *E.Coli* durante o período de monitoramento



As eficiências médias da WC híbrida durante o período de vazão máxima (87,2% e redução de 2 unidades log para coliformes termotolerantes e 87,4% e redução de 1 unidade log para *E. Coli*) foram superiores às do TS. Contudo, no período de aplicação da vazão média, o TS apresentou uma eficiência média ligeiramente superior à da WC híbrida (redução média de 2 unidades log no TS contra 1 unidade log na WC híbrida). Essa situação deve ter ocorrido em decorrência do elevado tempo de detenção hidráulica no TS quando operando sob vazão média (5,8 dias) por este ter volume útil 2,6 vezes acima do volume

necessário para a vazão média de projeto (vide justificativa descrita para este sobredimensionamento na sub-seção 4.5). A análise conjunta desses fatos pode indicar que o processo de filtração do esgoto afluyente na WC híbrida, decorrente da existência do meio filtrante e das raízes e rizomas das macrófitas, teria capacidade de amenizar o prejuízo provocado pela turbulência ao processo de sedimentação durante picos de vazão.

A eficiência máxima obtida no sistema experimental estudado quanto à remoção de coliformes termotolerantes (4 unidades log e 99,995%) foi semelhante às alcançadas nos experimentos de SEZERINO e PHILIPPI (2000) e SOUZA e col. (2000), de 4 unidades log, e pouco superior à obtida por ALMEIDA (2005), de 99,5%, por ANDRADE e PINTO (2013), de 98%, e por SMITH e col. (2005), este implantado no Canadá, de 99,7%.

O valor mediano da eficiência obtida no experimento quanto à remoção de coliformes termotolerantes (redução de 2 unidades log) também foi semelhante à observada em um levantamento do desempenho de 130 *wetlands* com fluxo subsuperficial e diferentes configurações operacionais relatado por KADLEC (2009), monitoradas nos EUA, e países da Europa, Ásia e Oceania (redução de 1,82 unidades log).

Quanto ao parâmetro *E.Coli*, as eficiências média e mediana obtidas no sistema experimental estudado (média de 97,4% e 2 unidades log e mediana de 99,1% e 1 unidade log) ficaram próximas às verificadas por VALENTIM (1999), entre 94% e 97%, BORGES e col. (2002), com 95%, OLIJNYK e col. (2007) e LANA e col. (2013), com remoção de 1 a 2 unidades log, e PY-DANIEL e col. (2013), com 99,8%.

A eficiência média quanto ao parâmetro *E.Coli* durante o período de aplicação de vazão média no presente sistema experimental estudado (3 unidades log e tempo de detenção hidráulica de 2,81 dias) também foi semelhante à constatada em 8 *wetlands* com fluxo subsuperficial horizontal e leito de areia grossa, monitorados no Reino Unido e na Itália, com tempo de detenção hidráulica médio de 2 dias e remoção média de 2,5 unidades log e à verificada em 7 *wetlands* com fluxo vertical e leito de areia, monitorados na França, Itália, Alemanha e Holanda, com taxas de aplicação hidráulica de 300 mm/dia e remoção média de 2,6 unidades log (KADLEC, 2009).

Já VALENTIM (2003), avaliando o comportamento de seu experimento implantado no município de Campinas, Estado de São Paulo, sob a aplicação de diversos tempos de detenção hidráulica, constatou a tendência de redução efetiva e regular de *E.Coli*, pelo seu decaimento natural, em leitos cultivados de fluxo subsuperficial com tempos de detenção hidráulica superiores a 6 dias. REED e col. (1995) sugerem tempos de detenção hidráulica entre 3 e 7 dias para a remoção média de 1 a 2 unidades log em *wetlands* com fluxo subsuperficial e acima de 14 dias para remoção de 3 a 4 unidades log.

As eficiências médias verificadas no presente experimento quanto à remoção de coliformes fecais, mesmo tendo a ETE sido intencionalmente concebida para operar sob tempos de detenção hidráulica reduzidos (1,125 dia na vazão máxima e 2,81 dias na vazão média), foram superiores à eficiência típica de sistemas de tratamento de pequeno porte compostos por tanque séptico seguido de filtro anaeróbio (70% a 90%, com redução média de 1 a 2 unidades log e efluente final tratado com 10^6 a 10^7 UFC/100mL) e, inclusive, de várias tecnologias convencionais e mais sofisticadas para tratamento de esgotos em nível secundário, como reatores UASB (70% a 90%), lodos ativados (75% a 90%) e reatores aeróbios com biofilme aderido (70% a 90%) (VON SPERLING, 2005, 2007).

Contudo, apesar da obtenção em uma das campanhas de amostragem, no período de aplicação da vazão média, de um efluente final tratado com concentração de coliformes termotolerantes (400 UFC/100mL) e *E.Coli* (280 UFC/100mL) abaixo dos limites máximos definidos nas legislações ambientais federal e do Estado de São Paulo destinadas ao controle da poluição das águas, torna-se necessária elevar a eficiência da ETE experimental ou prever a inclusão de uma etapa complementar de desinfecção para que seja viável a disposição final do efluente tratado em corpos d'água sensíveis ou com baixa capacidade de diluição e autodepuração. A redução das dimensões do material usado no leito filtrante (brita) pode ser uma alternativa prática e eficaz e deve ser testada.

5.4.10 Vírus (Enterovírus), Protozoários (*Giardia sp* e *Cryptosporidium sp*) e Helmintos (*Ascaris sp*)

A remoção de protozoários e helmintos é influenciada, fundamentalmente, pela ação combinada de mecanismos físicos (como a sedimentação, a filtração e a adsorção nas partículas do leito filtrante e na zona de raízes das macrófitas) e biológicos (como a predação por outros protozoários) (KADLEC, 2009). Os vírus podem ser removidos por processos semelhantes aos aplicáveis para remoção ou inativação de coliformes (VON SPERLING, 2005).

As concentrações média e mediana de *Giardia sp* no efluente final tratado da ETE experimental foram de 0,05 cistos/L, com eficiências média e mediana de remoção de 99,995%, e variação de 99,992% a 99,998% (Figuras 74 e 75).

Figura 74. Concentrações de *Giardia sp* no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período de monitoramento

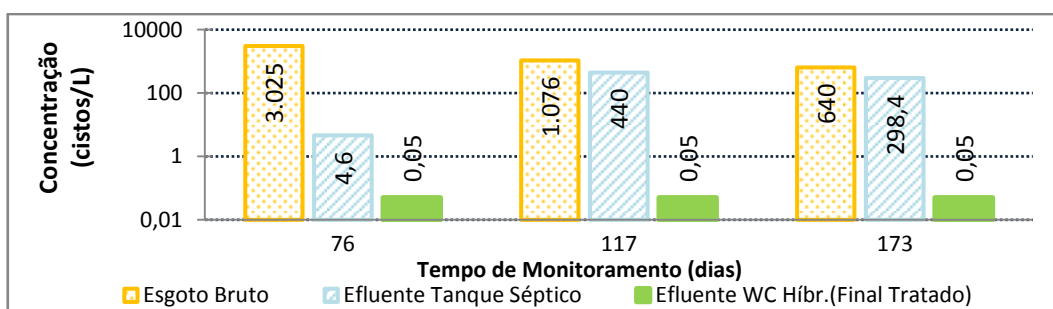
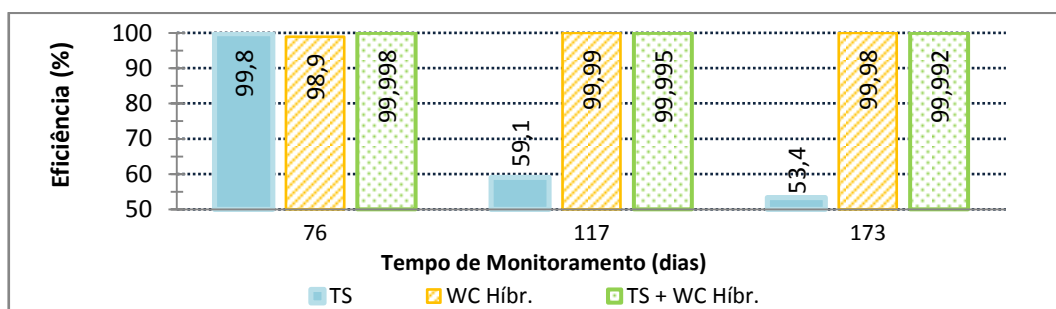


Figura 75. Eficiências global e das unidades do sistema experimental quanto à remoção de *Giardia sp* durante o período de monitoramento



As concentrações média e mediana de *Cryptosporidium sp* no efluente final tratado da E.T.E. experimental foram de 0,05 oocistos/L, com eficiência média de remoção de 98,7%, mediana de 99,6%, e variação de 96,9% a 99,7% (Figuras 76 e 77).

As eficiências obtidas no presente experimento ficaram dentro do intervalo verificado em 5 *wetlands* construídas com fluxo subsuperficial horizontal, com leito filtrante de cascalho, macrófitas dos gêneros *Typha* e *Scirpus* e unidades de controle sem plantas, implantados nos EUA, Estado do Arizona, operados com tempos de detenção hidráulica variando entre 3,3 dias a 16,7 dias e taxas de carregamento hidráulico de 36 a 59 mm/dia, cujas remoções de *Cryptosporidium sp* e *Giardia sp* variaram, respectivamente, entre 79% a 100% e 95% a 100% (KADLEC, 2009).

Figura 76. Concentrações de *Cryptosporidium sp* no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período de monitoramento

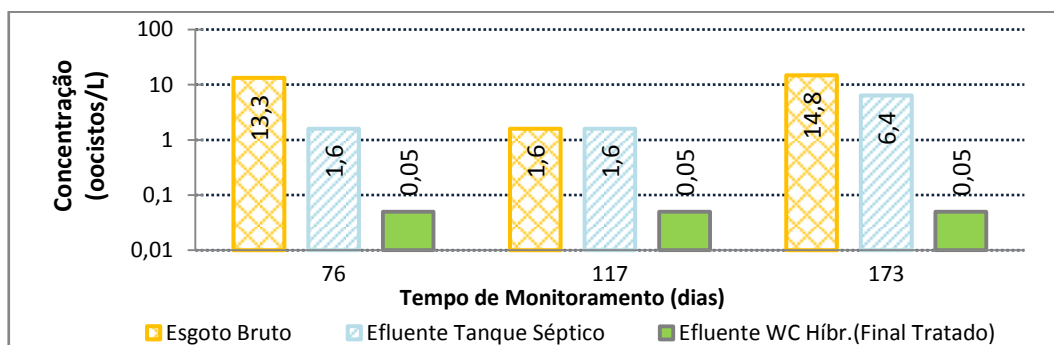
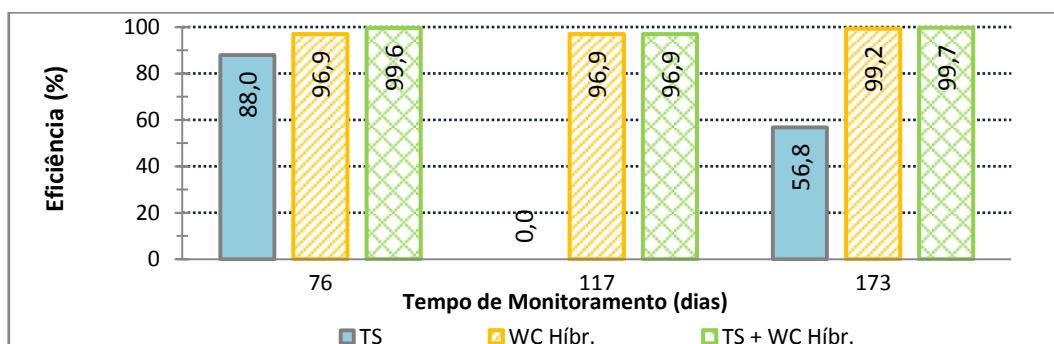
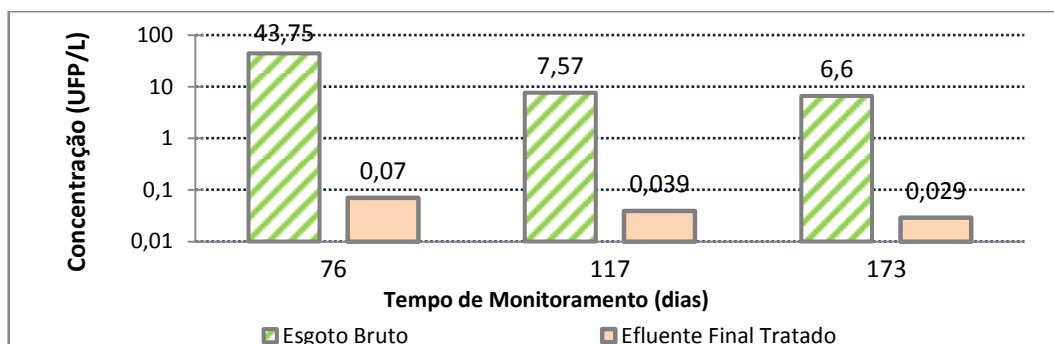


Figura 77. Eficiências global e das unidades do sistema experimental quanto à remoção de *Cryptosporidium sp* durante o período de monitoramento



As concentrações média e mediana de Enterovírus no efluente final tratado da ETE experimental foram baixas, respectivamente de 0,043UFP/L e 0,039UFP/L, situando-se muito próximas ao valor mínimo de 0,029 UFP/L (Figura 78). Mesmo tendo havido considerável variação na concentração do esgoto bruto, a eficiência média de remoção de Enterovírus na ETE experimental, de 99,6% ou 2,5 unidades log, ficou muito próxima à eficiência máxima, de 99,8%, indicando certa estabilidade do sistema, alcançando resultados semelhantes a de *wetlands* construídas com fluxo superficial recebendo efluente não desinfectado, de 1 a 2 unidades log, relatados por JASPER e col. (2013) e ficando dentro da faixa de variação medida em pesquisas em locais variados nos EUA que apontam remoções superiores a 90%. Apesar dos maiores custos para monitoramento laboratorial em relação ao indicadores micro-biológicos de contaminação fecal mais comuns, pesquisas existentes indicam que as *wetlands* normalmente se apresentam como um meio ambiente hostil à sobrevivência de vírus entéricos (KADLEC, 2009).

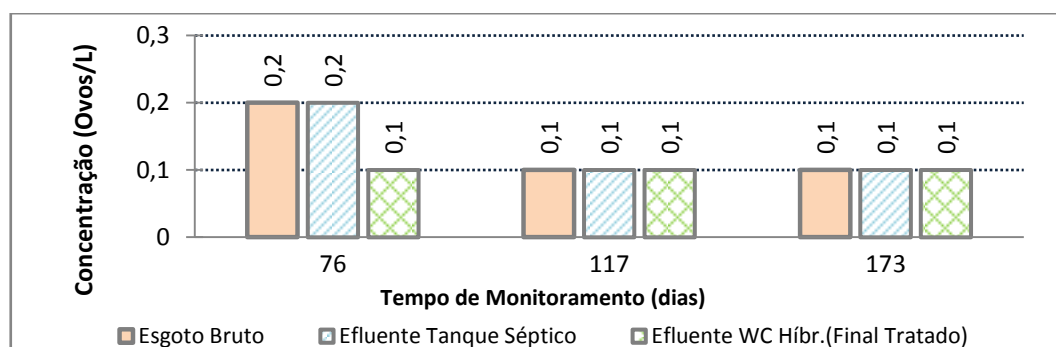
Figura 78. Concentrações de Enterovírus no esgoto bruto e no efluente do sistema experimental durante o período de monitoramento



As concentrações média e mediana de *Ascaris sp* no efluente final tratado da ETE experimental foram baixas, atingindo o valor do limite inferior de quantificação do método laboratorial, de 0,10ovo/L (Figura 79). Porém, a avaliação da eficiência global do sistema experimental foi parcialmente prejudicada porque a concentração do esgoto bruto medida em duas das três amostras coletadas foi igual ao limite de quantificação do método laboratorial. Mesmo assim, é possível afirmar que a WC híbrida apresentou bom potencial para redução na concentração de helmintos (o tanque séptico não influenciou na eficiência do sistema de tratamento estudado quanto à remoção desse patógeno), possivelmente superior

ao de sistemas de tratamento de pequeno porte compostos por tanque séptico seguido de filtro anaeróbio, com concentração típica de helmintos no efluente tratado superior a 1 ovo/L e dentro da faixa observada em 6 *wetlands* construídas com fluxo subsuperficial horizontal, com leito filtrante de cascalho e solo local, cultivados com macrófitas do gênero *Phragmites* e unidades de controle sem plantas, implantadas na Cidade do México, que alcançaram remoção da espécie *Ascaris* entre 67% a 100% nos leitos plantados e de 33% nos leitos não plantados (KADLEC, 2009).

Figura 79. Concentrações de *Ascaris sp* no esgoto bruto e nos efluentes das unidades do sistema experimental durante o período de monitoramento



Comparando-se as unidades do sistema isoladamente quanto à remoção dos protozoários e helmintos investigados, a WC híbrida apresentou comportamento mais estável e desempenho bem superior ao TS. Apesar de terem sido coletadas poucas amostras, devido aos elevados custos para monitoramento laboratorial de protozoários, vírus e helmintos, os resultados obtidos no presente experimento foram importantes e podem indicar o bom potencial da tecnologia de *wetlands* construídas para remoção e/ou inativação de micro-organismos patogênicos, mesmo que de forma parcial.

6. CONCLUSÕES

- Tanto as mudas jovens quanto as touceiras adultas de capim Vetiver adaptaram-se bem à exposição e contato com o esgoto e às condições ambientais presentes após o transplântio em ambas câmaras da WC híbrida, apresentando desenvolvimento e crescimento rápidos (com crescimento ligeiramente superior na WCFV) mesmo diante das oscilações pluviométricas e de temperatura observadas no local do experimento. A manutenção da frequência de irrigação das mudas e touceiras no período inicial de trato após transplântio foi o único procedimento de manejo necessário ao longo do monitoramento. O tempo médio para formação e início do amadurecimento das mudas jovens do capim Vetiver foi de aproximadamente 71 dias, sendo que as touceiras adultas precisaram de menor tempo para readaptação e retomada do crescimento após o transplântio. Os mecanismos de reprodução exclusivamente através de mudas e de crescimento dos tecidos aéreos superficiais das macrófitas aquáticas para os lados, possibilitam a formação de uma barreira vegetal viva e a valorização estética do sistema de tratamento. O capim Vetiver apresentou-se como uma espécie de macrófita aquática com bom potencial de utilização em *wetlands* construídas para tratamento de esgotos domésticos.
- O esgoto bruto apresentou características de esgoto sanitário, predominantemente doméstico, de média concentração, e boa condição de biodegradabilidade.
- As unidades constituintes do sistema experimental operaram sob temperaturas próximas às ideais, com média de 24,3°C, favorecendo o crescimento e a reprodução dos micro-organismos atuantes nos processos biológicos de tratamento.
- A indisponibilidade de OD no interior do leito filtrante da WCFV pode indicar que o mesmo tenha sido prontamente consumido pela biomassa microbiana em seus processos metabólicos de oxidação biológica da matéria orgânica. Na WCFH e no TS, o meio ambiente manteve-se predominantemente anaeróbio.
- A manutenção do pH próximo à neutralidade, variando entre 6,4 e 7,5, os baixos e constantes valores de acidez (inferiores a 2mg/L), e a preservação de elevados valores de alcalinidade, entre 244mgCaCO₃/L e 415mgCaCO₃/L, nos

efluentes do TS e da WC híbrida, indicam boas condições de tamponamento da solução aquosa. A redução da alcalinidade na WCFV pode ter sido consequência, entre outros fatores, da nitrificação biológica parcial nesta câmara. A produção de alcalinidade na WCFH pode ter sido decorrente da desnitrificação biológica parcial nesta câmara.

- O sistema experimental apresentou remoção de matéria orgânica carbonácea elevada, com eficiências médias de 96% e 90% em termos de $DBO_{5,20}$ e DQO, respectivamente, sob aplicação da vazão média de projeto. As concentrações no efluente tratado alcançaram valores mínimos de $8\text{mgO}_2/\text{L}$ e $30\text{mgO}_2/\text{L}$ para $DBO_{5,20}$ e DQO, respectivamente.
- A remoção de nitrogênio total não foi elevada, porém ficou dentro das expectativas, com média de 40% sob aplicação da vazão média, e concentrações no efluente tratado variando entre $30\text{mgN}/\text{L}$ e $65\text{mgN}/\text{L}$. Cerca de 80% da fração orgânica da matéria nitrogenada presente no esgoto bruto foi removida. O melhor desempenho quanto à remoção de nitrogênio total foi constatado na WC híbrida, e quanto à sua parcela amoniacal, na WCFV, ambos durante o período de aplicação de vazão média. Apesar de parciais, observou-se indícios da ocorrência da nitrificação (limitada pela baixa concentração de OD) e da desnitrificação biológicas, principalmente na WCFV e na WCFH, respectivamente.
- As eficiências médias alcançadas na ETE experimental quanto à remoção de fósforo total (60%) e de sua parcela inorgânica, P-PO_4 (52%), foram significativas, principalmente sob aplicação da vazão média, com concentrações de P-total no efluente tratado variando entre $1\text{mgP}/\text{L}$ e $9,5\text{mgP}/\text{L}$. O bom desempenho deveu-se quase que exclusivamente à WC híbrida, provavelmente pela presença do meio filtrante de brita e das macrófitas aquáticas.
- Constatou-se considerável desempenho da ETE experimental quanto à remoção de materiais flutuantes e resíduos sólidos objetáveis e das diversas formas de apresentação de sólidos no esgoto, principalmente SST (remoção média de 74% e concentração mínima no efluente tratado de $10\text{mg}/\text{L}$), SSV (remoção média de 96%) e sólidos sedimentáveis (remoção média de 75% e concentração mínima no efluente tratado de $0,1\text{mg}/\text{L}$ em ambas câmaras da WC híbrida). A concentração da fração volátil total (SV) dos ST apresentou

redução média de 69%, sugerindo a predominância de boas condições ambientais para biodegradação da matéria orgânica. A diminuição da concentração de SDV no efluente de cada uma das unidades da ETE (remoção média de 44%) e a obtenção de concentrações de SDT em todas as amostras do efluente tratado final da ETE inferiores aos padrões de qualidade de corpos d'água mais restritivos, de 500mg/L, indicam a viabilidade de remoção, mesmo que parcial e limitada, de sólidos dissolvidos em WC híbridas com leito filtrante composto por brita Nº1.

- A eficiência na remoção de sulfetos na ETE experimental, especialmente na WC híbrida, com média de 88% e concentração mínima no efluente tratado de 0,3mgS/L, propiciou a geração de efluente tratado sem odores desagradáveis característicos de sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos, indicando boa capacidade da WC híbrida testada para esse fim. A concentração máxima de sulfato no efluente da ETE, de 117mgSO₄/L, atende aos padrões de qualidade de corpos d'água definidos na legislação ambiental federal (concentração inferior a 250mgSO₄/L).
- O desempenho da ETE experimental quanto à remoção de óleos e graxas totais foi alto, mesmo em situações de elevada carga afluente, com a eficiência variando entre 73% e 100% e a concentração no efluente tratado compreendida entre zero e 17mg/L, indicando a robustez do sistema proposto.
- As remoções dos micro-organismos indicadores de contaminação fecal foram relevantes, semelhantes e maiores durante o período de aplicação de vazão média. Para o parâmetro coliformes termotolerantes, a remoção média foi de 99,6%, com reduções médias de 2 e 3 unidades log, respectivamente sob aplicação das vazões máxima e média, redução máxima de 4 unidades log e concentrações no efluente tratado variando entre 400UFC/100mL e 9×10⁵UFC/100mL. Com relação a *Escherichia Coli*, a eficiência média também foi de 99,6%, com reduções médias de 1 e 3 unidades log, respectivamente sob aplicação das vazões máxima e média, redução máxima de 4 unidades log e concentrações no efluente tratado variando entre 280UFC/100mL e 7,2×10⁵UFC/100mL. A filtração proporcionada pela presença do meio filtrante de brita e das raízes e rizomas das macrófitas aquáticas pode ter contribuído para evitar maiores oscilações no desempenho da WC híbrida durante o período de vazão máxima (sobrecarga).

- As concentrações médias de *Giardia sp* e *Cryptosporidium sp* no efluente tratado final da ETE experimental foram, respectivamente, de 0,05cistos/L e 0,05oocistos/L, com eficiências médias de 99,995% e 98,7%. A concentração média de Enterovírus foi baixa, de 0,043 UFP/L, com a eficiência média de 99,6% situando-se muito próxima ao valor mínimo obtido na amostra com eficiência máxima, de 99,8%, indicando a estabilidade do sistema. A concentração média de *Ascaris sp* também foi baixa, atingindo o valor do limite inferior de quantificação do método laboratorial (0,10 ovo/L). O desempenho da WC híbrida quanto à remoção dos protozoários e helmintos investigados apresentou-se mais estável e bem superior que o do TS.
- A perda de água por evapotranspiração e o ganho de água pela precipitação não foram suficientes para provocar distorções na caracterização da qualidade do efluente tratado da WC híbrida.
- Durante o período de monitoramento, não foi constatada a colmatação dos leitos filtrantes de nenhuma das câmaras da WC híbrida.
- Ficou evidente o benefício da associação de *wetlands* construídas com fluxo vertical e horizontal no sentido de amortizar possíveis perdas momentâneas de eficiência em uma das câmaras da WC híbrida.
- As remoções de matéria orgânica carbonácea, nitrogênio, fósforo, sólidos em suspensão, sólidos sedimentáveis, sulfetos e óleos e graxas apresentaram tendência de melhoria com a diminuição da vazão aplicada e com a elevação do TDH.
- A recuperação e a estabilização da eficiência das unidades do sistema de tratamento diante da variação na vazão afluente aplicada demandaram, em média, de 15 a 35 dias, em torno de duas a 5 semanas.
- O sistema experimental, mesmo sendo compacto e com dimensões reduzidas, apresentou flexibilidade operacional, mantendo bom desempenho inclusive nos períodos de sobrecarga (com aplicação de coeficiente de vazão de pico de 2,6), mostrando-se adequado para tratamento das contribuições diárias de esgotos domésticos de até 10 pessoas (considerando o consumo de água em residências de alto padrão) e de até 16 pessoas (considerando o consumo de água em residências de baixo padrão).
- A qualidade do efluente tratado final da ETE experimental em relação aos parâmetros de interesse para esgotos domésticos aqui estudados permite o

atendimento às condições de lançamento e aos padrões de emissão de efluentes líquidos em corpos d'água e em sistemas públicos de esgotamento sanitário definidos na legislação ambiental federal e do Estado de São Paulo.

- Por fim, considerando-se que a avaliação da ETE experimental foi baseada no desempenho do sistema de tratamento durante seu período inicial de operação, provavelmente antes de sua plena estabilização, foi possível constatar o bom potencial da tecnologia de *wetlands* construídas híbridas para o tratamento descentralizado de esgotos domésticos, inclusive em regiões com pouca disponibilidade de área livre, colocando-a como uma alternativa a ser considerada diante de sistemas convencionais usuais de pequeno porte que empregam o filtro biológico anaeróbico de leito fixo como pós-tratamento de efluentes de tanque séptico.

6.1 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

- Avaliar o desempenho do sistema de tratamento quanto aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, bem como a biomassa vegetal produzida, considerando-se maior período de operação e monitoramento da ETE experimental.
- Avaliar a eficiência da WC Híbrida quanto à remoção dos parâmetros de qualidade estudados neste experimento, bem como o fenômeno da colmatação dos leitos filtrantes, usando-se “brita Nº 0” (pedrisco) como material suporte nas câmaras de fluxo vertical e horizontal.
- Avaliar e comparar a eficiência de uma unidade de controle em tamanho real, sem plantas aquáticas (macrófitas aquáticas), com a WC Híbrida testada neste estudo.
- Quantificar a capacidade de transferência de oxigênio do capim Vetiver para a rizosfera.
- Avaliar a necessidade e a possível influência da poda dos tecidos aéreos do capim Vetiver na qualidade do efluente tratado final da WC Híbrida.
- Avaliar a variação da eficiência da WC Híbrida utilizando-se uma combinação de duas ou mais espécies de macrófitas aquáticas e adotando-se menor densidade de plantas/m² nos leitos filtrantes.

- Estudar uma concepção alternativa para o dispositivo ou sistema de alimentação do esgoto afluyente à WCFV, visando o aproveitamento máximo da área superficial do leito filtrante e a plena uniformização da distribuição do esgoto.
- Avaliar a possibilidade e a viabilidade de reúso não potável do efluente tratado final da ETE experimental.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. CT Saneamento e Saúde em Comunidades Isoladas. Sustentabilidade de Tratamentos de Esgotos Domiciliares em Comunidades Isoladas – Projeto Piloto Vila Machado [on line]. 2013 [acesso em 26 jan 2015]. Disponível em <<http://www.abes-sp.org.br/camaras/saneamento-e-saude-em-comunidades-isoladas/projetos>>.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13.969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro; 1997.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7.229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro; 1993.

Almeida R de A, Almeida NAM. Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais [periódico na internet]. Revista Eletrônica de Enfermagem. 2005 [acesso em 31 jan 2015]; 07(03): 308-318. Disponível em <URL: <http://www.revistas.ufg.br/index.php/fen>>

Andrade HHB de. Avaliação do desempenho de sistemas de zona de raízes (*wetlands* construídas) em escala piloto aplicados ao tratamento de efluente sintético. Curitiba; 2012. [Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná]

Andrade HHB de, Pinto FM. Zona de raízes como alternativa tecnológica para adequação de esgotos domésticos em comunidade rural de Morretes-PR [on line]. In: 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias; 2013 mai 9-11; Santa Catarina, Brasil. [acesso em 26 jan 2014]. Disponível em <URL: <http://www.1swbrasil.com.br/Anais1SW.pdf>>

Andrade Neto CO de. Pesquisa referente à experiência brasileira relativa a sistemas de baixo custo para tratamento de águas residuárias. Caixa Econômica Federal; 1994.

Antunes RP. Análise do potencial de uso das macrófitas aquáticas do sistema de áreas alagadas construídas da ETE da Comunidade de Serviços Emaús (Ubatuba, SP) como adubo orgânico [dissertação de mestrado]. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo; 2009.

APHA – American Public Health Association. AWWA – American Water Works Association. Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water & wastewater. 20st. ed. Washington: APHA; 1998.

Bodin H. Wastewater treatment in constructed wetlands: Effects of vegetation, hydraulics and data analysis methods. Linköping (Sweden); 2013. [Dissertation - Linköping University. Department of Physics, Chemistry and Biology].

Brix H. Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Wat. Sci. Tech.*, [on line] 1997; 35 (5): 11-17. Disponível em: <URL:http://www.researchgate.net/publication/230563377_Do_macrophytes_play_a_role_in_constructed_treatment_wetlands/file/d912f50e317ed94384.pdf>

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 377, de 09 de outubro de 2006. Dispõe Sobre Licenciamento Ambiental Simplificado de Sistemas de Esgotamento Sanitário. [on line] Brasília, 10 out 2006. [acesso em 13 mai 2013]. Disponível em: <URL: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=507>>

Çakir R, Gidirislioglu A, Çebi U. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. *Journal of Environmental Management* [on line]. 2015 [acesso em 24 nov 2015]; 164: 121-128. Disponível em: <URL: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.037>>

Campos JM, Teixeira Filho J. Retenção de nutrientes de esgoto doméstico por macrófita tradicional e ornamental em “wetlands” construídos [on line]. In: 1^o Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias; 2013 mai 9-11; Santa Catarina, Brasil. [acesso em 14 jan 2014]. Disponível em <URL: <http://www.1swbrasil.com.br/Anais1SW.pdf> >

Cano V. Implantação e avaliação de um sistema de tratamento de efluentes por Wetlands construídos visando o reuso da água. São Paulo: Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo; 2010. Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Gestão Ambiental.

Cano V. Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal. São Paulo; 2014. [Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo]

Cavalcanti JEW de A. Manual de tratamento de efluentes industriais. 2^a ed. ampliada. São Paulo (BR): Engenho Editora Técnica Ltda; 2012.

Chaves T de A, Andrade AG de. Capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*): Produção de mudas e uso no controle da erosão e na recuperação de áreas degradadas [on line]. Niterói: CDT/Pesagro-Rio; 2013. (Programa Rio Rural – Núcleo de Pesquisa Participativa. Manual Técnico, 39. Secretaria de Estado de Agricultura e Pecuária [acesso em 14 jan 2014]. Disponível em <URL: http://www.pesagro.rj.gov.br/downloads/riorural/39_Capim_Vetiver.pdf>

Comitê de Bacias Hidrográficas do Litoral Norte (CBH-LN). Projeto piloto para implantação de tecnologias alternativas em saneamento na comunidade em Rodamonte em Ilha Bela-SP [on line]. In: Seminário Soluções Inovadoras de Tratamento e Reúso de Esgotos em Comunidades Isoladas – Aspectos Técnicos e Institucionais [internet]; 2013 jun 20-21; Campinas, Brasil [acesso em 26 jan 2015]. Disponível em <URL: <http://www.abes-sp.org.br/camaras/saneamento-e-saude-em-comunidades-isoladas/eventos-realizados/5239-seminario-solucoes-inovadoras-de-tratamento-e-reuso-de-esgoto-em-comunidades-isoladas-aspectos-tecnicos-e-institucionais>>

Cooper P. What can we learn from old wetlands? Lessons that have been learned and some that may have been forgotten over the past 20 years. *Desalination* 2009; 246: 11 –26.

Cooper P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. In: *Proceedings of the 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control*; 1998; Águas de São Pedro, Brasil. P. 228-242.

Coraucii Filho B, e col. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo. In: CHERNICHARO C. A. de L., coordenador. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. 1^a ed. Belo Horizonte (MG); 2001. p. 15-21. Projeto PROSAB.

Crites R, Tchobanoglous G. *Small and decentralized wastewater management systems*. United States of America: McGraw-Hill, Inc; 1998.

Cui L, Liu W, Zhu X, Ma M, Huang X, Xia Y. Performance of hybrid constructed wetland systems for treating septic tank effluent. *Journal of Environmental Sciences*. 2006; 18:665-669.

Esteves FA. *Fundamentos de limnologia*. 2^a ed. Rio de Janeiro (RJ): Interciência; 1998.

Freitas TR de. Desempenho de tanques vegetados em um ecossistema engenheirado para tratamento descentralizado de esgotos domiciliares na Ilha Grande, RJ. Rio de Janeiro; 2011. [Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro]

IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico [on line]. Rio de Janeiro; 2010. [acesso em 02 mar 2014]. Disponível em: <URL: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>

IBGE. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios. Banco de Dados Agregados: 2011. [on line]. [acesso em 13 mai 2013]. Disponível em: <URL: <http://www.sidra.ibge.gov.br/pnad/pnadpb.asp?o=3&i=P>>

Jasper JT, Nguyen MT, Jones ZL, Ismail NS, Sedlak DL, Sharp JO, Luthy RG, Horne AJ, Nelson KL. Unit Process Wetlands for Removal of Trace Organic Contaminants and Pathogens from Municipal Wastewater Effluents. *Environmental Engineering Science* 2013; 30 (8): 421-436.

Jordão EP, Pessôa CA. Tratamento de Esgotos Domésticos. 4ª ed. Rio de Janeiro (BR): SEGRAC; 2005.

Kadlec RH, Knight RL, Vymazal J, Brix H, Cooper P, Haberl R. Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. IWA; 2006.

Kadlec RH, Wallace SD. Treatment wetlands. 2nd ed. Boca Raton (FL): CRC Press; 2009.

Kivaisi AK. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering* 2001; 16 (4): 545 – 560.

Lana LCO, Moraes DC, Vasconcellos GR, Cota RS, Von Sperling M. Pesquisas da UFMG com sistemas de wetlands construídos de escoamento vertical: lições após cinco anos de estudos [on line]. In: 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias; 2013 mai 9-11; Santa Catarina, Brasil. [acesso em 31 jan 2015]. Disponível em <URL: <http://www.1swbrasil.com.br/Anais1SW.pdf>>

Langergraber G, Harbel H, Laber J, Pressl A. Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed wetlands. *Water Science Technology* 2003; 48 (5): 25-34.

Luque R. Bioengenharia Vetiver: Fundamentos da tecnologia verde [on line] [Divulgação de Workshop; 2014 abr 24-25; Porto Alegre, Brasil]. [acesso em 30 jan 2014]. Disponível em <<http://www.vetiver.org/>>

Marques DM. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. In: Campos, J.R., coordenador. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. 1ª ed. Rio de Janeiro (RJ): ABES; 1999. p. 409-435. Projeto PROSAB.

Matos AT de. Papel das macrófitas nos sistemas alagados construídos (wetlands construídos) [on line]. In: 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias; 2013 mai 9-11; Santa Catarina, Brasil. [acesso em 14 jan 2014] Disponível em <URL: <http://www.1swbrasil.com.br/Palestra%20Dr%20Antonio%20Teixeira%20de%20Matos.pdf>>

Olijnyk DP, Sezerino PH, Fenelon FR, Panceri B, Philippi LS. Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no estado de Santa Catarina. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental; 2007 set 2-7; Belo Horizonte (MG). ABES.

Ottová V, Balcarová J, Vymazal J. Microbial characteristics of constructed wetlands. *Wat. Sci. Technol.* 1997; 35 (5): 117–123.

Pereira AR. Como selecionar plantas para áreas degradadas e controle de erosão [on line]. [s.d.] [acesso em 30 jan 2014]. Disponível em <<http://www.deflor.com.br/portugues/teses.html>>

Piveli RP, Kato MT. Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos. São Paulo: ABES; 2006.

Phillipi LS, Sezerino PH. Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: 2004.

Philippi LS, coordenador, Sezerino PH, colaborador, Olijnyk DP, Kossatz B. Eficácia dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico e de água para consumo humano utilizando *wetlands* considerando períodos diferentes de instalação e diferentes substratos e plantas utilizados – Relatório Final. Florianópolis, Santa Catarina; 2007.

Platzer C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification [on line]. In: Proceedings – 6th Int. Conf. On Wetland Systems for Water Pollution Control; 1998 Sep 27th - Oct 2nd; São Pedro (BR). [acesso em 02 mar 2014]. Disponível em <URL: <http://www2.gtz.de/dokumente/oe44/ecosan/en-design-recommendations-2008.pdf>>

Py-Daniel SS, Utumi EYK, Silva ENS, Darwich AJ. Eficiência do uso de plantas para tratamento de esgoto doméstico na zona rural de Manaus, Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Tupé, Amazonas [on line]. In: 1^o Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias; 2013 mai 9-11; Santa Catarina, Brasil. [acesso em 01 fev 2015]. Disponível em <URL: <http://www.1swbrasil.com.br/Anais1SW.pdf>>

Pulga J. Tratamento de esgoto sanitário em áreas residenciais urbanas por zona de raízes. Joinville; 2011. [Trabalho de graduação apresentado ao Departamento de Engenharia Civil da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC – como requisito para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Civil].

Reed SC, Crites RW, Middlebrooks EJ. Natural systems for waste management and treatment. 2nd ed. United States of America: McGraw-Hill, Inc; McGraw-Hill, Inc; 1995.

Rousseau DPL, Vanrolleghem PA, De Pauw N. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research* 2004; 38: 1484-1493.

Sezerino PH. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Florianópolis; 2006. [Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina]

Silva MV. Avaliação da aplicabilidade de sistema de *wetland* construído híbrido no tratamento de esgoto sanitário. São Paulo; 2013. [Trabalho de graduação apresentado ao Centro Universitário SENAC – Campus Santo Amaro, como exigência parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental].

Smith E, Gordon R, Madani A, Stratton G. Pathogen Removal by Agricultural Constructed Wetlands in Cold Climates [periódico na internet]. Journal of Environmental Informatics. 2005 [acesso em 30 jun 2013]; 6(1): 46-50. Disponível em <URL: <http://www.iseis.org/jei>>

Solano ML, Soriano P, Ciria MP. Constructed Wetlands as a Sustainable Solution for Wastewater Treatment in Small Villages. Biosystems Engineering [periódico on line]. 2004; 87 (1): 109-118.

Souza JT, Van Haandel AC, Guimarães AAV. Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland system. In: Proc. VI Latin-American Workshop and Seminar on Anaerobic Digestion; 2000. p. 314-320.

Sousa VP de; Chernicharo CA de L. Unidade compacta alternativa a tanques sépticos para o tratamento de esgotos de populações dispersas [on line]. In: Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento. Saneamento ambiental: a hora da solução; 2004 mai 16-21; Rio Grande do Sul. [acesso em 13 mai 2013]. Disponível em <URL: <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IscScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=20703&indexSearch=ID>>

Suntti C, Trein CM, Ribeiro EF, Scaratti D, Sezerino PH. Sistemas híbridos de filtros plantados – fluxo vertical seguido de fluxo horizontal para pós-tratamento de esgoto doméstico de um centro de treinamento [on line]. In: 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias; 2013 mai 9-11; Santa Catarina, Brasil. [acesso em 31 jan 2015]. Disponível em <URL: <http://www.1swbrasil.com.br/Anais1SW.pdf>>

Stottmeister U, e col. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. Biotechnology Advances [periódico on line]. 2003; 22: 93-117.

Távora Costa RN. Condutividade hidráulica do solo saturado [on line]. Fortaleza (BR); 2011. [Apostila de aula da disciplina Drenagem Agrícola do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará – UFC]. [acesso em 14 jan 2014]. Disponível em: <URL: <http://www.gpeas.ufc.br/disc/dren/aula02.pdf>>

Tchobanoglous G, e col. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse / Metcalf & Eddy, Inc.. 3rd. ed. New York: McGraw-Hill, Inc.; 1991.

Tchobanoglous G, e col. Wastewater engineering: treatment and reuse / Metcalf & Eddy, Inc.. 4rd. ed. New York: McGraw-Hill, Inc.; 2003.

Ucker FE, Almeida RA, Kemerich PD da C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. *Ambi-Água* [periódico on line] 2012; 7(3). [acesso em 31 jan 2014]. Disponível em <URL: http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/925/pdf_718>

Ucker FE, Almeida RA. Utilização do capim vetiver na remoção de nutrientes do esgoto sanitário. In: 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias; 2013 mai 9-11; Santa Catarina, Brasil. [acesso em 30 jan 2014]. Disponível em <URL: <http://www.1swbrasil.com.br>> p. 257-61

Universidade Federal de Santa Catarina. Simpósio brasileiro sobre aplicação de *wetlands* construídos no tratamento de águas residuárias. Anais do 1º SW Brasil [on line]; 2013 mai 9-11; Florianópolis, Brasil. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina; 2014 [acesso em 26 abr 2014]. Disponível em <URL: <http://www.1swbrasil.com.br/Anais1SW.pdf>>

Valentim, MAA. Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação [tese]. Campinas (SP); 2003.

Van Haandel A, Marais G. O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projeto e operação. Campina Grande: epgraf; 1999.

Van Haandel A, Vlaeminck SE, Verstraete W. 100 anos de lodo ativado: roupa nova para um sistema antigo. In: Mesa Redonda do 25º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente – Encontro Técnico AESABESP; 2014 Jul 30-31 Ago 01; São Paulo; Brasil.

Verhoeven JTA; Meuleman AFM. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological engineering* [periódico on line]. 1999; 12: 5-12.

Vymazal J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological engineering* [periódico on line]. 2009; 35:1-17.

Von Sperling M. Lodos ativados. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; 1997. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.4).

Von Sperling M. Lagoas de estabilização. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; 2002. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.3).

Von Sperling M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; 2005. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.1).

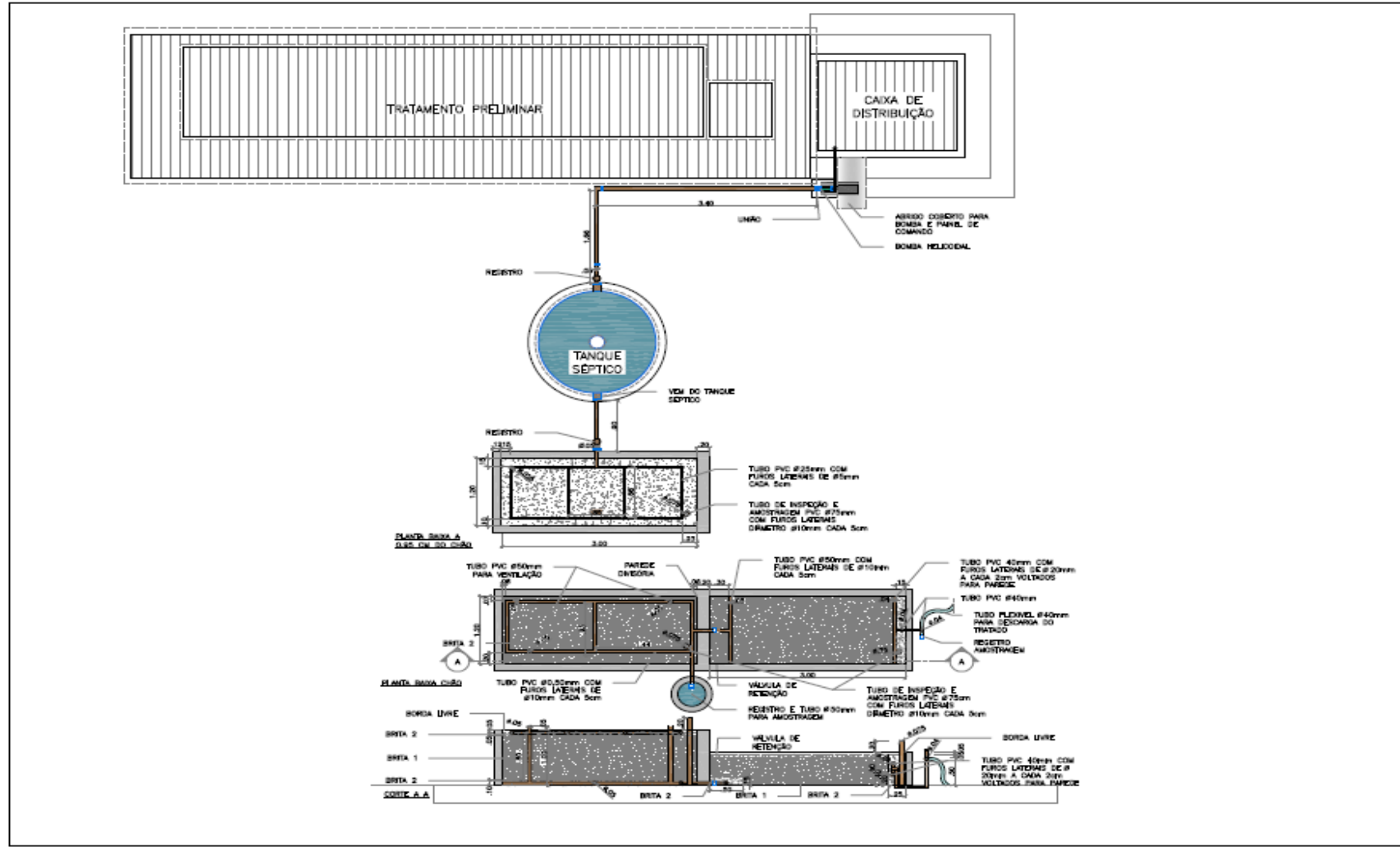
Von Sperling M. Reatores anaeróbios. 2ª ed. ampliada e atualizada. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG; 2007. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.5).

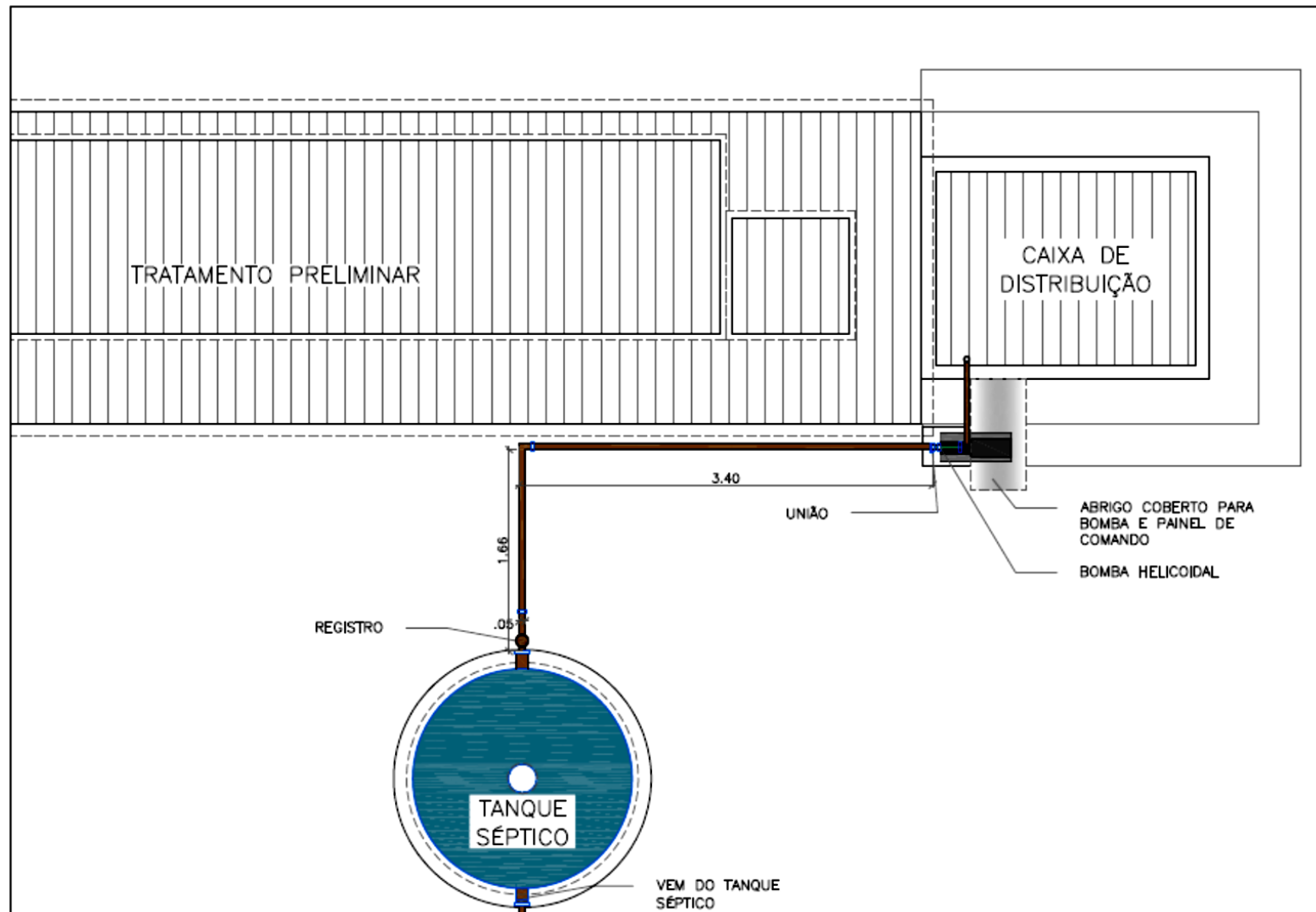
Von Sperling M; Coraucci Filho B; Monzeggia LO; Piveli RP. Remoção de nutrientes em sistemas naturais. In: Bastos FS; Von Sperling M, coordenadores. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro (RJ): ABES; 2009. p. 318-334. Projeto PROSAB.

Yao F, Shen G, Li X, Li H, Hu H, Ni W. A comparative study on the potential of oxygen release by roots of selected wetland plants. *Physics and Chemistry of the Earth* [on line] 2011; 36: 475-478. [acesso em 31 jan 2014]. Disponível em <URL: www.elsevier.com/locate/pce>

8. ANEXOS

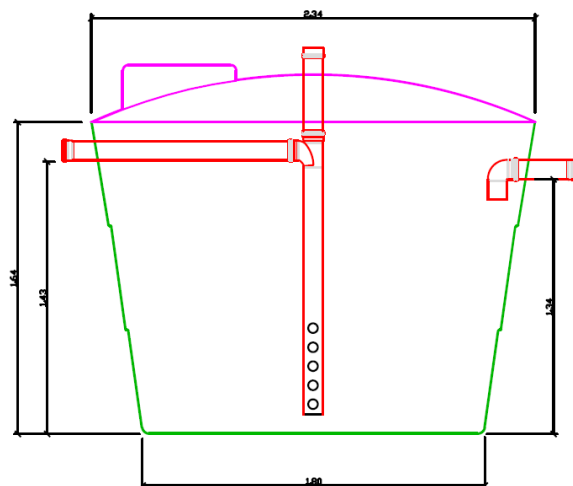
ANEXO 1. Projeto básico da estação experimental de tratamento de esgotos sanitários (plantas e cortes)



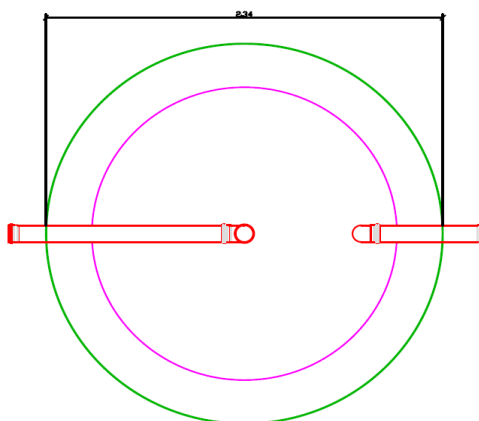


ANEXO 2. Projeto básico do tanque séptico (plantas e corte)

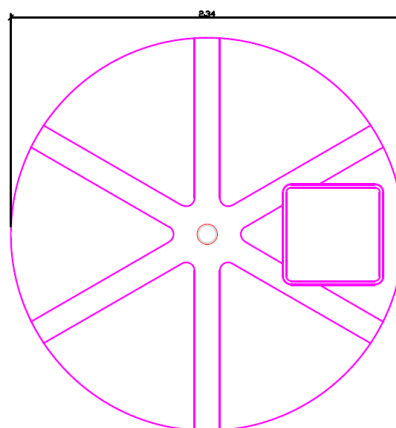
- ✓ Corte transversal do tanque séptico



- ✓ Vista superior interna do tanque séptico em planta



- ✓ Vista superior externa do tanque séptico em planta



ANEXO 3. Memorial de cálculo e dimensionamento hidráulico-sanitário da estação experimental de tratamento de esgotos

1. VAZÕES DE ESGOTO BRUTO

Adotando-se:

- População de projeto (P) 4 hab.
- Contribuição per capita esgoto doméstico (q) 160 L/hab. × dia
- Coeficiente de pico ($k = k_1 \times k_2$) 2,6

1.1. Vazão média (Q_m)

$$Q_m = P \times q = (4 \text{ hab.}) \times (160 \text{ L/hab.dia})$$

$$Q_m \cong 640 \text{ L/dia} = 27 \text{ L/h}$$

1.2. Vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$)

$$Q_{m\acute{a}x} = Q_m \times k = 640 \text{ L/dia} \times 2,6$$

$$Q_{m\acute{a}x} = 1.600 \text{ L/dia} = 70 \text{ L/h}$$

2. EQUIVALENTE POPULACIONAL (POPULAÇÃO ATENDIDA)

Considerando:

- Contribuição per capita esgoto doméstico (q) 100 L/hab. × dia
(residência de baixo padrão)
- Contribuição per capita esgoto doméstico (q) 160 L/hab. × dia
(residência de alto padrão)
- $P = Q_m$ ou $Q_{m\acute{a}x} / q$

Temos:

Equivalente Populacional (População atendida)		
Padrão de consumo de água	Vazão média (Q_m)	Vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$)
Alto	$= (640 \text{ L/dia}) / (160 \text{ L/hab.} \times \text{dia}) \cong$ 4 hab.	$= (1.600 \text{ L/dia}) / (160 \text{ L/hab.} \times \text{dia}) \cong$ 10 hab.
Baixo	$= (640 \text{ L/dia}) / (100 \text{ L/hab.} \times \text{dia}) \cong$ 7 hab.	$= (1.600 \text{ L/dia}) / (100 \text{ L/hab.} \times \text{dia}) \cong$ 16 hab.

3. TANQUE SÉPTICO

3.1. Volume útil mínimo

Adotando-se:

- População de projeto (N) = 4 pessoas (p/ Q_m) e 10 pessoas (p/ $Q_{m\acute{a}x}$)
- Contribuição unitária de despejos (C) = 160 L/hab×dia
- Tempo de detenção hidráulica (T) = 1 dia
- Taxa de acúmulo de lodo digerido (K) = 65 ($10 \leq t \leq 20^\circ\text{C}$)
- Contribuição de lodo fresco (Lf) = 1 L/pessoa×dia

Temos o volume mínimo do tanque séptico (V):

$$V = 1000 + N \times (C \times T + K \times Lf)$$

3.1.1. Para atendimento à Q_m

$$V = 1.000 + 4 \times (160 \times 1 + 65 \times 1)$$

Volume útil mínimo do tanque séptico (V) = **1.900 L**

3.1.2. Para atendimento à $Q_{m\acute{a}x}$

$$V = 1.000 + 10 \times (160 \times 1 + 65 \times 1)$$

Volume útil mínimo do tanque séptico (V) = **3.250 L**

3.2. Tempo de detenção hidráulica (TDH)

Considerando o volume útil real do tanque séptico adquirido, igual a 5.000 L, o tempo de detenção hidráulica (TDH) resultante no tanque séptico será de:

$$\text{TDH} = \text{Volume (V)} / \text{Vazão (Q)}$$

3.2.1. Para Q_m

$$5000 = 1.000 + 4 \times (160 \times \text{TDH} + 65 \times 1) \quad \therefore \text{TDH} \cong 5,8 \text{ dias} = 5 \text{ dias e } 19 \text{ h}$$

3.2.2. Para $Q_{m\acute{a}x}$

$$5000 = 1.000 + 10 \times (160 \times \text{TDH} + 65 \times 1) \quad \therefore \text{TDH} \cong 2 \text{ dias}$$

4. WETLAND CONSTRUÍDA HÍBRIDA (CÂMARA DE FLUXO VERTICAL SEGUIDA POR CÂMARA DE FLUXO HORIZONTAL)

4.1. Área superficial do leito filtrante (A_s)

Sabendo-se que:

- Comprimento do leito filtrante (L)..... 6 m
- Largura do leito filtrante (W)..... 1,20 m

Temos:

$$A_s = L \times W$$

$$A_s = 6 \text{ m} \times 1,20 \text{ m} = 7,2 \text{ m}^2$$

4.2. Relação A_s/Q

4.2.1. Para a vazão média (Q_m)

$$A_s/Q_m = 7,2 \text{ m}^2 / 0,640 \text{ m}^3/\text{dia} = 11,25 \text{ m}^2 / \text{m}^3 \times \text{dia}$$

4.2.2. Para a vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$)

$$A_s/Q_m = 7,2 \text{ m}^2 / 1,6 \text{ m}^3/\text{dia} = 4,5 \text{ m}^2 / \text{m}^3 \times \text{dia}$$

4.3. Relação $A_s/\text{habitante}$

Adotando-se:

- Contribuição per capita esgoto doméstico (q) 160 L/hab. \times dia
(residência de alto padrão)

4.3.1. Para a vazão média (Q_m)

$$A_s/Q_m = 7,2 \text{ m}^2 / 4 \text{ hab} = 1,8 \text{ m}^2 / \text{hab.}$$

4.3.2. Para a vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$)

$$A_s/Q_m = 7,2 \text{ m}^2 / 10 \text{ hab.} = \mathbf{0,72 \text{ m}^2 / \text{hab.}}$$

4.4. Razão entre comprimento (L) e largura (W) nas WC's de fluxo vertical e de fluxo horizontal

Onde:

- L = comprimento das WC's = 3m
- W = largura das WC's = 1,20m

$$L:W = 3 \text{ m} / 1,20\text{m} = 2,5 \quad \therefore L:W = \mathbf{2,5:1 (2,5 \text{ para } 1)}$$

4.5. Taxa de carregamento hidráulico ou taxa de aplicação hidráulica superficial (TCH)

$$\text{TCH} = Q / A_s$$

Onde: Q = Vazão de esgoto e A_s = Área superficial do leito filtrante

4.5.1. Para a vazão média (Q_m)

$$\text{TCH} = (0,640 \text{ m}^3/\text{dia}) / (7,2 \text{ m}^2) = 0,089 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia} \quad \therefore \text{TCH} = \mathbf{89 \text{ mm}/\text{dia}}$$

4.5.2. Para a vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$)

$$\text{TCH} = (1,6 \text{ m}^3/\text{dia}) / (7,2 \text{ m}^2) = 0,222 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{dia} \quad \therefore \text{TCH} = \mathbf{222 \text{ mm}/\text{dia}}$$

4.6. Taxa de carregamento orgânico superficial (TCO)

$$\text{TCO} = CO / A_s$$

Onde:

- CO = carga orgânica aplicada, KgDBO₅/dia
- A_s = Área superficial do leito filtrante

Adotando-se:

- DBO₅ aplicada = 210 mgDBO₅/L (efluente do tanque séptico = eficiência 30%)

Temos:

4.6.1. Para a vazão média (Q_m)

$$TCO = (210 \times 10^{-3} \text{ mgDBO}_5/\text{L} \times 640 \text{ L/dia}) / (7,2 \text{ m}^2) \quad \therefore TCH = 18,7 \text{ gDBO}_5/\text{m}^2 \times \text{dia}$$

4.6.2. Para a vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$)

$$TCH = (210 \times 10^{-3} \text{ mgDBO}_5/\text{L} \times 1.600 \text{ L/dia}) / (7,2 \text{ m}^2) \quad \therefore TCH = 46,7 \text{ gDBO}_5/\text{m}^2 \times \text{dia}$$

4.7. Tempo de detenção hidráulica total (TDH_{tot}) na *wetland* construída híbrida

O tempo de detenção hidráulica total (TDH_{tot}) na *wetland* híbrida é igual à somatória do tempo de detenção hidráulica na *wetland* de fluxo horizontal (TDH_{FH}) e do tempo de detenção hidráulica na *wetland* de fluxo vertical (TDH_{FV}).

4.7.1. Tempo de detenção hidráulica na *wetland* construída de fluxo horizontal (TDH_{FH})

✓ Volume útil do leito filtrante da *wetland* construída de fluxo horizontal (V_u)

$$V_u = V_{u_{B1}} + V_{u_{B2}}$$

Sabendo-se que o leito filtrante é constituído por camadas distintas de brita Nº 1 (B1) e brita Nº 2 (B2), conforme discriminado nos desenhos do projeto básico, o volume útil do leito filtrante será a soma dos volumes úteis das camadas de cada tipo de brita:

Onde:

$V_{u_{B1}}$ = Volume de B1 (V_{B1}) \times porosidade da B1 (η_{B1}), e

$V_{u_{B2}}$ = Volume de B2 (V_{B2}) \times porosidade da B2 (η_{B2}),

Dos desenhos do projeto básico obtemos o comprimento, a largura e a profundidade das camadas de cada tipo de brita. Assim, temos os seguintes volumes de brita:

$$\text{Volume de B2 } (V_{B2}) = (0,50\text{m} \times 1,20\text{m} \times 0,15\text{m}) + (0,25\text{m} \times 1,20\text{m} \times 0,50\text{m})$$

$$\therefore \text{Volume de B2 } (V_{u_{B2}}) = 0,24 \text{ m}^3$$

$$\text{Volume de B1 } (V_{B1}) = (3\text{m} \times 1,20\text{m} \times 0,50 \text{ m}) - (0,50\text{m} \times 1,20\text{m} \times 0,15\text{m}) - (0,25\text{m} \times 1,20\text{m} \times 0,50\text{m})$$

$$\therefore \text{Volume de B1 } (V_{u_{B1}}) = 1,56 \text{ m}^3$$

Através do teste de porosidade, foram calculados os índices de vazios de cada material componente do leito filtrante:

a) Porosidade da brita Nº 1 (η_{B1})

Volume B1 com vazios + Volume de água = 825 mL

Volume B1 sem vazios = (Volume B1 com vazios + Volume de água) - Volume de água = 825 mL - 500 mL = 325 mL

Volume vazios B1 = Volume total amostra de B1 com vazios - Volume B1 sem vazios = 500 mL - 325 mL = 175 mL

Porosidade B1 (η_{B1}) = Volume vazios B1 / Volume total amostra de B1 com vazios

Porosidade brita Nº 1 (η_{B1}) = 175 mL / 500 mL = 0,35 (35%)

b) Porosidade da brita Nº 2 (η_{B2})

Volume B2 com vazios + Volume de água = 800 mL

Volume B2 sem vazios = (Volume B2 com vazios + Volume de água) - Volume de água = 800 mL - 500 mL = 300 mL

Volume vazios B2 = Volume total amostra de B2 com vazios - Volume B2 sem vazios = 500 mL - 300 mL = 200 mL

Porosidade B2 (η_{B2}) = Volume vazios B2 / Volume total amostra de B2 com vazios

Porosidade brita Nº 2 (η_{B2}) = 200 mL / 500 mL = 0,40 (40%)

Assim, o volume útil do leito filtrante será:

$$Vu = Vu_{B1} + Vu_{B2}$$

$$Vu = (1,56 \text{ m}^3 \times 0,35) + (0,24 \text{ m}^3 \times 0,40) = 0,546 + 0,096 \therefore Vu = 0,642 \text{ m}^3$$

✓ **Tempo de detenção hidráulica na *wetland* construída de fluxo horizontal (TDH_{FH})**

$$TDH_{FH} = Vu/Q = (L \times W \times d \times \eta) / Q$$

Onde:

- Vu = volume útil do leito filtrante = 0,642 m³
- Q = vazão de esgoto (Q_m ou Q_{máx})
- L = comprimento do leito filtrante, paralelo à direção do fluxo = 3 m
- W = largura do leito filtrante, perpendicular à direção do fluxo = 1,2 m
- d = profundidade submersa do leito filtrante = 0,50 m
- η = porosidade do leito filtrante, em fração decimal

c) Para a vazão média (Q_m)

$$TDH_{FH} = 0,642 \text{ m}^3 / 0,640 \text{ m}^3/\text{dia}$$

$$\therefore TDH_{FH} \cong 24 \text{ h} = 1 \text{ dia}$$

d) Para a vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$)

$$TDH_{FH} = 0,642 \text{ m}^3 / 1,6 \text{ m}^3/\text{dia} \quad \therefore TDH_{FH} = 9,6 \text{ h} \cong 0,4 \text{ dia}$$

4.7.2. Tempo de escoamento ou de retenção hidráulica na *wetland* construída de fluxo vertical (TDH_{FV})

Sabemos que o regime de escoamento hidráulico em meios porosos é influenciado pela condutividade hidráulica do meio filtrante (que indica a velocidade de percolação do líquido pelo meio) e pelo gradiente hidráulico, segundo a Lei de Darcy.

Condutividade hidráulica (K_S):

$$K_S = Q / (A_c \times i)$$

Onde:

- Q = vazão que percola pelo meio por unidade de tempo (m^3/dia)
- A_c = área da seção transversal do leito da *wetland*, perpendicular à direção do fluxo (m^2).
- i = gradiente hidráulico ($i = 1$ quando há escoamento vertical descendente perpendicular ao plano do fundo da *wetland*, e $i = 0,001$ para leitos de fundo plano)

Devido à resistência ao escoamento por gravidade imposta pela presença do material filtrante da *wetland* vertical (brita) e pela válvula de retenção instalada entre o trecho final de descarga por gravidade do esgoto da *wetland* vertical no trecho inicial da tubulação de distribuição por gravidade do esgoto afluente à *wetland* horizontal, quando em situação de equilíbrio hidrodinâmico, podemos considerar que a altura da lâmina de esgoto na *wetland* de fluxo vertical será praticamente a mesma que na *wetland* de fluxo horizontal, ou seja, de 50 cm acima do fundo.

Assim, a *wetland* de fluxo vertical deverá apresentar dois regimes simultâneos de escoamento em trechos distintos do leito filtrante:

1º) Fluxo vertical descendente livre não afogado, perpendicular ao fundo da *wetland* nos primeiros 45 cm do meio filtrante a partir da cota de aplicação do esgoto afluente, composto por uma camada horizontal de 5 cm em brita Nº 2 sobreposta a uma camada horizontal de 40 cm em brita Nº 1;

2º) Fluxo vertical descendente afogado, nos 50 cm inferiores do meio filtrante a partir do fundo da *wetland*, composto por uma camada horizontal de 40 cm em brita Nº 1 sobreposta a uma camada horizontal de 10 cm em brita Nº 2.

4.7.2.1. Tempo de escoamento no trecho de fluxo vertical descendente livre não afogado perpendicular ao fundo da *wetland* construída (TDH_{FL})

Sabendo-se que:

✓ Camada horizontal de 5 cm em brita Nº 2:

- Porosidade da B2 (η_{B2}) = 0,40
- d = profundidade do leito filtrante = 5 cm
- $i = 1$ (escoamento vertical descendente perpendicular ao plano do fundo da *wetland*)
- $A_C = (0,05\text{m} / 0,45\text{m}) \times 3\text{m} \times 1,20\text{m} \times 0,40 \therefore A_C = 0,16 \text{ m}^2$

✓ Camada horizontal de 40 cm em brita Nº 1:

- Porosidade da B1 (η_{B1}) = 0,35
- d = profundidade do leito filtrante = 40 cm
- $i = 1$ (escoamento vertical descendente perpendicular ao plano do fundo da *wetland*)
- $A_C = (0,40\text{m} / 0,45\text{m}) \times 3\text{m} \times 1,20\text{m} \times 0,35 \therefore A_C = 1,12 \text{ m}^2$

a) Para a vazão média (Q_m):

✓ Camada horizontal de 5 cm em brita Nº 2:

$$K_S = Q / (A_C \times i) = 0,640 \text{ m}^3/\text{dia} / (0,16 \text{ m}^2 \times 1)$$

$$\therefore K_S = \mathbf{4\text{m}/\text{dia} = 4.000 \text{ mm}/\text{dia} = 167 \text{ mm}/\text{h}}$$

✓ Camada horizontal de 40 cm em brita Nº 1:

$$K_S = Q / (A_C \times i) = 0,640 \text{ m}^3/\text{dia} / (1,12 \text{ m}^2 \times 1)$$

$$\therefore K_S = \mathbf{0,571 \text{ m}/\text{dia} = 571 \text{ mm}/\text{dia} = 23,8 \text{ mm}/\text{h}}$$

✓ TDH_{FL} :

$$TDH_{FL} = (0,05\text{m} / 4\text{m}/\text{dia}) + (0,45\text{m} / 0,571\text{m}/\text{dia}) \therefore TDH_{FL} = \mathbf{0,80 \text{ dia} \cong 19,2\text{h}}$$

b) Para a vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$)

✓ Camada horizontal de 5 cm em brita Nº 2:

$$K_S = Q / (A_C \times i) = 1,6 \text{ m}^3/\text{dia} / (0,16 \text{ m}^2 \times 1)$$

$$\therefore K_S = \mathbf{10 \text{ m/dia} = 10.000 \text{ mm/dia} = 417 \text{ mm/h}}$$

✓ Camada horizontal de 40 cm em brita Nº 1:

$$K_S = Q / (A_C \times i) = 1,6 \text{ m}^3/\text{dia} / (1,12 \text{ m}^2 \times 1)$$

$$\therefore K_S = \mathbf{1,429 \text{ m/dia} = 1.429 \text{ mm/dia} = 59,5 \text{ mm/h}}$$

✓ TDH_{FL}:

$$\text{TDH}_{\text{FL}} = (0,05\text{m} / 10\text{m/dia}) + (0,45\text{m} / 1,429\text{m/dia}) \therefore \text{TDH}_{\text{FL}} = \mathbf{0,32 \text{ dia} \cong 7,7\text{h}}$$

4.7.2.2. Tempo de detenção hidráulica no trecho de fluxo vertical descendente afogado (TDH_{FA})

Sabendo-se que:

✓ Camada horizontal em brita Nº 2:

- d = profundidade do leito filtrante = 10 cm
- Porosidade da B2 (η_{B2}) = 0,40

✓ Camada horizontal em brita Nº 1:

- d = profundidade do leito filtrante = 40 cm
- Porosidade da B1 (η_{B1}) = 0,35

a) **Para a vazão média (Q_m):**

✓ Camada horizontal em brita Nº 2:

$$\text{TDH} = (3\text{m} \times 1,20\text{m} \times 0,10\text{m} \times 0,40) / 0,640 \text{ m}^3/\text{dia} \therefore \text{TDH} \cong 0,225 \text{ dia} \cong 5,4 \text{ h}$$

✓ Camada horizontal em brita Nº 1:

$$\text{TDH} = (3\text{m} \times 1,20\text{m} \times 0,40\text{m} \times 0,35) / 0,640 \text{ m}^3/\text{dia} \therefore \text{TDH} \cong 0,788 \text{ dia} \cong 18,9 \text{ h}$$

✓ TDH_{FA}:

$$\text{TDH}_{\text{FA}} = 5,4\text{h} + 18,9\text{h} = 24,3\text{h} \therefore \text{TDH}_{\text{FA}} = \mathbf{24,3 \text{ h} \cong 1,01 \text{ dia}}$$

b) Para a vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$):

✓ Camada horizontal em brita N^o 2:

$$TDH = (3m \times 1,20m \times 0,10m \times 0,40) / 1,6 \text{ m}^3/\text{dia} \therefore TDH \cong 0,09 \text{ dia} \cong 2,16 \text{ h}$$

✓ Camada horizontal em brita N^o 1:

$$TDH = (3m \times 1,20m \times 0,40m \times 0,35) / 1,6 \text{ m}^3/\text{dia} \therefore TDH \cong 0,315 \text{ dia} \cong 7,56 \text{ h}$$

✓ TDH_{FA} :

$$TDH_{FA} = 2,16 \text{ h} + 7,56 \text{ h} = 9,72 \text{ h} \therefore TDH_{FA} \cong 9,7 \text{ h} \cong 0,40 \text{ dia}$$

4.7.2.3. Tempo de escoamento ou de detenção hidráulica na *wetland* construída de fluxo vertical (TDH_{FV})

O tempo de escoamento ou de detenção hidráulica na *wetland* de fluxo vertical (TDH_{FV}) será a somatória do tempo de escoamento no trecho de fluxo vertical descendente livre não afogado (TDH_{FL}) e do tempo de detenção hidráulica no trecho de fluxo vertical descendente afogado (TDH_{FA}):

$$TDH_{FV} = TDH_{FL} + TDH_{FA}$$

a) Para a vazão média (Q_m):

$$TDH_{FV} = 19,2 \text{ h} + 24,3 \text{ h} \therefore TDH_{FV} \cong 43,5 \text{ h} = 1,81 \text{ dia}$$

b) Para a vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$):

$$TDH_{FV} = 7,7 \text{ h} + 9,7 \text{ h} \therefore TDH_{FV} \cong 17,4 \text{ h} \cong 0,725 \text{ dia}$$

4.7.3. Tempo de detenção hidráulica total na *wetland* construída híbrida (TDH_{tot})

$$TDH_{tot} = TDH_{FV} + TDH_{FH}$$

a) Para a vazão média (Q_m):

$$TDH_{tot} = 43,5 \text{ h} + 24 \text{ h} \therefore TDH_{tot} = 67,5 \text{ h} = 2,81 \text{ dia}$$

b) Para a vazão máxima ou de pico ($Q_{m\acute{a}x}$):

$$TDH_{tot} = 17,4 \text{ h} + 9,6 \text{ h} \therefore TDH_{tot} = 27 \text{ h} = 1,125 \text{ dia}$$

ANEXO 4. Plano para coleta, preservação e armazenamento das amostras de águas residuárias (Ensaio Laboratoriais de Parâmetros Físicos e Químicos)

Plano para coleta, preservação e armazenamento das amostras de águas residuárias: Ensaio de Parâmetros Físicos e Químicos						
Ensaio de Parâmetros Físicos e Químicos		Tipo do Frasco	Volume do Frasco	Preservação da Amostra em Campo	Armazenamento da Amostra	Prazo de Validade da Amostra
1	Turbidez	Plástico descartável de polímero inerte	100 mL	Resfriamento (gelo)	Refrigeração $\leq 6^{\circ}\text{C}$	48h
2	Cor verdadeira					
3	DBO _{5,20} (Demanda bioquímica de oxigênio)	Plástico descartável de polímero inerte	1L	Resfriamento (gelo)	Refrigeração $\leq 6^{\circ}\text{C}$	24h
4	DQO (Demanda química de oxigênio)	Plástico descartável de polímero inerte	100 mL	* H ₂ SO ₄ 1+1 até pH<2 * Resfriamento (gelo)	Refrigeração $\leq 6^{\circ}\text{C}$	7 dias
5	ST (Sólidos totais)	Plástico descartável de polímero inerte	500 mL	Resfriamento (gelo)	Refrigeração $\leq 6^{\circ}\text{C}$	7 dias
6	SV (Sólidos Voláteis)					
7	SST (Sólidos em suspensão totais)					
8	SSV (Sólidos em suspensão voláteis)					
9	SDT (Sólidos dissolvidos totais)					
10	SDV (Sólidos dissolvidos voláteis)					
11	Sólidos sedimentáveis	Plástico descartável de polímero inerte	1,5L	Resfriamento (gelo)	Refrigeração $\leq 6^{\circ}\text{C}$	24h
12	N-NTK (Nitrogênio total Kjeldahl)	Plástico descartável de polímero inerte	250 ml	* H ₂ SO ₄ 1+1 até pH<2 * Resfriamento (gelo)	Refrigeração $\leq 6^{\circ}\text{C}$	7 dias
13	N-NH ₄ (Nitrogênio amoniacal)					

Continua

Continuação

Ensaio de Parâmetros Físicos e Químicos		Tipo do Frasco	Volume do Frasco	Preservação da Amostra em Campo	Armazenamento da Amostra	Prazo de Validade da Amostra
14	N-NO ₂ (Nitrito)	Plástico descartável de polímero inerte	100 mL	Resfriamento (gelo)	Refrigeração ≤6°C	* Cl ⁻ , F ⁻ , SO ₄ = 28 dias * NO ₂ , NO ₃ = 48h
15	N-NO ₃ (Nitrato)					
16	Sulfato					
17	Cloreto					
18	P-total (Fósforo total)	Plástico descartável de polímero inerte	100 ml	* HNO ₃ 1+1 até pH<2 * Resfriamento (gelo)	Refrigeração ≤6°C	28 dias
19	P-PO ₄ (Ortofósforo)	Plástico descartável de polímero inerte	100 mL	* Filtrar em campo com membrana 0,45 micrômetro * Resfriamento (gelo)	Refrigeração ≤6°C	48h
20	Alcalinidade	Plástico descartável de polímero inerte	250 ml	Resfriamento (gelo)	Refrigeração ≤6°C	24h
21	Óleos e graxas totais	* Vidro âmbar boca larga com tampa de rosca com septo de teflon * Lavagem especial	1L	* HCl 1+1 até pH<2 * Resfriamento (gelo)	Refrigeração ≤6°C	28 dias
22	Sulfeto	Vidro tipo DBO, com tampa esmerilhada	300 ml	* Adicionar 4 gotas de solução 2M de acetato de zinco/100 mL da amostra. * Aguardar 15 minutos. * Adicionar NaOH até pH entre 9 e 10. * Resfriamento (gelo)	Refrigeração ≤6°C	7 dias
23	Odor	Vidro tipo DBO, com tampa esmerilhada	300 ml	Resfriamento (gelo)	Refrigeração ≤6°C	24h
24	Acidez	Plástico descartável de polímero inerte	250 ml	Resfriamento (gelo)	Refrigeração ≤6°C	24h
25	Condutividade	Plástico descartável de polímero inerte	100 mL	Resfriamento (gelo)	Refrigeração ≤6°C	28 dias

ANEXO 5. Plano para coleta, preservação e armazenamento das amostras de águas residuárias (Ensaio Laboratoriais de Parâmetros Microbiológicos)

Plano para coleta, preservação e armazenamento das amostras de águas residuárias: Ensaio de Parâmetros Microbiológicos						
Ensaio de Parâmetros Microbiológicos		Tipo do Frasco	Volume do Frasco	Preservação da Amostra	Armazenamento da Amostra	Prazo de Validade da Amostra
1	Coliformes termotolerantes	* Plástico descartável de polímero inerte * Lavagem especial	[P1] 500 mL [P2] 500 mL [P3] 500 mL	Resfriamento (gelo)	Refrigeração entre 2°C e 8°C	24h
2	<i>Escherichia Coli</i>					
3	Enterovírus	* Plástico descartável de polímero inerte * Lavagem especial	[P1] 300 mL [P4] 40 L	Resfriamento (gelo)	Refrigeração entre 2°C e 8°C	24h
4	Protozoários (<i>Cryptosporidium sp</i> e <i>Giardia sp</i>)	* Plástico descartável de polímero inerte * Lavagem especial	[P1] 1 L [P2] 1 L [P4] 20 L	Resfriamento (gelo)	Refrigeração entre 2°C e 8°C	24h
5	Ovos e larvas de Helmintos (<i>Ascaris sp</i>)	* Plástico descartável de polímero inerte * Lavagem especial	[P1] 5 L [P2] 5 L [P4] 20 L	Resfriamento (gelo)	Refrigeração entre 2°C e 8°C	24h

ANEXO 6. Comprimento das mudas e touceiras por período de medição

Câmara de Fluxo Vertical			Câmara de Fluxo Horizontal		
Muda (M) ou Touceira (T)	Comprimento dos tecidos aéreos (cm)		Muda (M) ou Touceira (T)	Comprimento dos tecidos aéreos (cm)	
	1ª medição	2ª medição		1ª medição	2ª medição
M1	70	165	M1	40	110
M2	55	135	M2	60	110
M3	90	180	M3	70	110
M4	35	90	M4	50	85
M5	40	90	M5	30	80
M6	40	90	M6	30	107
M7	40	130	M7	40	120
M8	90	170	M8	30	100
M9	60	130	M9	50	125
M10	60	110	M10	25	95
M11	25	90	M11	40	105
M12	20	45	M12	80	135
M13	70	170	M13	55	115
M14	40	130	M14	80	145
M15	40	110	M15	40	110
M16	35	50	M16	50	110
M17	70	130	M17	50	110
M18	45	120	M18	60	110
M19	90	200	M19	45	115
M20	45	110	M20	60	110
M21	45	90	M21	70	130
M22	50	120	M22	40	90
M23	90	190	M23	50	125
T1	100	160	M24	70	110
T2	100	160	T3	100	140

CURRÍCULO LATTES

Alexandre Antonio Jacob de Mendonça

Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/6016305764110112>

Última atualização do currículo em 17/11/2015

Graduação em Engenharia Civil pela Faculdade de Engenharia da FAAP - Fundação Armando Álvares Penteado (São Paulo; 1999). Especialização em Engenharia de Saneamento Básico pela Faculdade de Saúde Pública da USP - Universidade de São Paulo (São Paulo; 2002). Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da USP, área de concentração: Saúde Ambiental, linha de pesquisa: Sistemas e Tecnologias de Saneamento Ambiental, com 32 créditos concluídos (480 h/aula) em disciplinas do programa de Pós-graduação em Eng.^a Civil, área de concentração: Eng.^a Hidráulica e Sanitária do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental - PHA da Escola Politécnica da USP e 9 créditos concluídos na Faculdade de Saúde Pública da USP. Vivência como docente no planejamento, preparo e apresentação de palestras e cursos de curta duração na área de Engenharia Sanitária. Pesquisador integrante do GEPASS - Grupo de Estudo e Pesquisa em Água, Saneamento e Sustentabilidade da Escola de Artes, Ciências e Humanidades - EACH da USP. 5 anos de vivência no setor privado em empresas executoras de projetos, obras e serviços de saneamento básico. Eng.^o Civil na CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo desde 2005, atuando no Setor de Avaliação Ambiental de Sistemas de Tratamento de Efluentes dentro da Divisão de Saneamento da Diretoria de Avaliação de Impacto Ambiental. Experiência na concepção e projeto hidráulico e sanitário de sistemas de coleta, afastamento, tratamento e disposição final de esgotos sanitários, sistemas de tratamento e abastecimento de água e de redução e controle de perdas e sistemas de drenagem urbana. **(Texto informado pelo autor)**

Identificação

Nome: Alexandre Antonio Jacob de Mendonça

Nome em citações bibliográficas:


Mendonça AAJ de; MENDONÇA, A. A. J. de; MENDONÇA, Alexandre Antonio Jacob de

Formação acadêmica/titulação

2013

Mestrado em andamento em Saúde Pública (Conceito CAPES 6).

Universidade de São Paulo, USP, Brasil.

Título: Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e *wetland* construída híbrida, Orientador:  Marcelo Antunes Nolasco. Coorientador: Eng.^o Roque Passos Piveli, Eng.^o Regis Nieto.

2002 - 2002

Especialização em Engenharia de Saneamento Básico. (Carga Horária: 500h).

Universidade de São Paulo - Faculdade de Saúde Pública (FSP-USP), USP, Brasil.

Título: A cobrança pelo uso da água no Estado de São Paulo.

Orientador: Eng.^o Doron Grull.

1995 - 1999

Graduação em Engenharia Civil.

Faculdade de Engenharia da FAAP - Fundação Armando Álvares Penteado, FAAP, Brasil.

Título: Segurança e manutenção de barragens.

Orientador: Eng.^o Aiello G. Antonio Neto, Eng.^o Paulo Afonso Luz, Eng.^o Luiz Carlos Ascar.