

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

Tarcio Moreno Veloso de Andrade Guimarães

**COMPORTAMENTO DE FILTRO PLANTADO HORIZONTAL
(WETLANDS CONSTRUÍDOS) NO TRATAMENTO DE ESGOTO
UNIFAMILIAR.**

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, para a obtenção do grau de mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Sérgio Philippi.

Florianópolis – SC
2013

Catálogo na fonte elaborada pela biblioteca da
Universidade Federal de Santa Catarina

Guimarães, Tarcio Moreno Veloso de Andrade

Comportamento de filtro plantado horizontal (wetlands
construídos) no tratamento de esgoto unifamiliar / Tarcio
Moreno Veloso de Andrade Guimarães ; orientador, Luiz
Sérgio Philippi - Florianópolis, SC, 2013.

89 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Saneamento Descentralizado.
3. Tratamento de Esgoto Unifamiliar. 4. Filtros Plantados.
5. Hidrodinâmica. I. Philippi, Luiz Sérgio. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida, saúde e oportunidades que me levaram a pesquisar um assunto de grande interesse em uma cidade maravilhosa. Minha família, meus pais (Jussara e Antônio), minha vó (Nícia), irmãos (João e Larissa), em especial, meu irmão João, que me acompanhou de perto na maior parte desta jornada. Meu tio Elói e sua família, que me receberam com muito carinho. Ao GESAD, em especial, ao professor Philippi e à doutora Maria Elisa, pelo convite ao grupo, orientações e por acreditar no meu potencial. À equipe de trabalho, bolsistas, e a Tuti, pelos “puxões de orelha”. Meu amigo Marquinhos, que contribuiu com a qualificação. Aos professores Marcos Von Sperling, Henry Corseuil e Pablo Sezerino, pelos ensinamentos e contribuições. Em especial à Romina, pela companhia e pelo carinho. Aos amigos da casa, da capoeira, do Neamb e das aventuras da vida. Agradeço às instituições: UFSC/PPGEA, CAPES, CNPq. Todos, a sua maneira, contribuíram e, sem eles, não seria possível realizar este trabalho.

RESUMO

Filtros plantados com escoamento horizontal subsuperficial (FHSS) são de grande interesse no tratamento de esgoto doméstico, devido à boa eficiência e aos baixos custos de implantação e manutenção. Para o dimensionamento adequado desses sistemas, é necessária uma compreensão sólida dos processos físicos e bioquímicos que se combinam para remover os poluentes. Contribuem nestes processos: solo, microrganismos, plantas e principalmente comportamento hidrodinâmico do fluido dentro do filtro. Considerando a importância da microbiota e do comportamento hidrodinâmico nos processos de tratamento de esgoto em FHSS, além da avaliação da eficiência de tratamento, foi desenvolvido um estudo microbiológico do meio filtrante e um teste com traçador químico (NaCl). É um sistema residencial (4 pessoas; $0,27 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$), com tratamento primário em tanque séptico, seguido de um FHSS. Foram avaliados os principais parâmetros físico-químicos e biológicos do esgoto na entrada e na saída do sistema. No meio filtrante, foram avaliadas as concentrações de bactérias heterotróficas, sólidos voláteis e microrganismos visualizados por microscopia. O FHSS apresentou, ao longo de 17 meses, eficiência satisfatória, removendo, em média, $18,7$ e $3,2 \text{ g m}^2 \text{ dia}^{-1}$ de DQO e sólidos suspensos, respectivamente, o que corresponde a eficiências de 80%. Com relação à microfauna avaliada no leito filtrante, os microrganismos mais abundantes foram os ciliados, seguidos por nematoides. A concentração de microrganismos foi correlacionada positivamente com a concentração de matéria orgânica e de oxigênio. No teste com traçador foi obtida uma eficiência volumétrica de 1,14 e um tempo de detenção hidráulico médio de aproximadamente 5 dias. Foi obtido um valor de 0,02 para o número de dispersão (d). Os valores obtidos para os coeficientes de cinética de primeira ordem de remoção de DQO, para os modelos clássicos aplicados aos dados do FHSS foram de $0,35 - 0,44 \text{ d}^{-1}$. Estes dados contribuem para o dimensionamento de filtros plantados, preenchidos com areia, aplicados em escala residencial para o tratamento de esgotos.

Palavras-chave: Tratamento de esgoto unifamiliar, *Wetlands* construídos, Microbiologia, Hidrodinâmica, Cinética de Remoção de DQO

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Abreviações e siglas de sistemas de tratamento e de parâmetros de projeto.

FP – Filtro plantado com macrófita (*Constructed Wetland*)
FS - Filtro plantado com macrófita de fluxo superficial
FSS - Filtro plantado com macrófita de fluxo subsuperficial
FHSS - Filtro plantado com macrófita de fluxo horizontal subsuperficial
FVSS - Filtro plantado com macrófita de fluxo vertical subsuperficial
TI – Tanque Imhoff
TS- Tanque séptico
UASB- Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo

h – Altura da coluna de água (m)
H – Altura do meio filtrante (m)
S – Área superficial (m²)
V – Volume (m³)
Q – Vazão (m³ dia⁻¹)
d₆₀/d₁₀ – Coeficiente de uniformidade (Cu; adimensional)
d₆₀,d₁₀ – Diâmetros correspondente a porcentagem em peso de massa ensaiada
ε – Porosidade (%)

Abreviações de parâmetros de qualidade de esgoto

CT – Coliformes Totais
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio em cinco dias de incubação
DQO – Demanda Química de Oxigênio
EC – *Escherichia coli*
NT – Nitrogênio Total
N-NH₄ – Nitrogênio amoniacal
N-NO₂ – Nitrito
N- NO₃ – Nitrato
P-PO₄⁻ – Fósforo ortofosfato
ST – Sólidos Totais
SS – Sólidos Suspensos
SV – Sólidos Voláteis
SSF – Sólidos Suspensos Fixos
SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
SDV – Sólidos Dissolvidos Voláteis
SDF- Sólidos Dissolvidos Fixos

Abreviações e Siglas de parâmetros hidrodinâmicos.

k – Condutividade hidráulica ($m\ d^{-1}$)
u – Velocidade do fluido ($m\ d^{-1}$)
TDH – τ – Tempo de detenção hidráulica médio (d)
 τ_n - Tempo de detenção hidráulica nominal (d)
 ϕ_θ – Tempo de resposta normalizado (adimensional)
 σ_θ^2 - Variância normalizada (adimensional)
D – Coeficiente de dispersão (adimensional)
 e_v – Eficiência volumétrica (adimensional)
 e_T – Eficiência total do volume filtrante (adimensional)
K – Coeficiente de cinética de remoção de DQO (d^{-1})

Outras Siglas e Abreviações

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA – American Public Health Association
AWWA – American Water Works Association
ABP – Agregados de Baixo Peso
CE – Condutividade Elétrica
DP – Desvio Padrão
EPAGRI – Empresa de Pesquisa e Extensão Rural de Santa Catarina
FD – Fluxo dispersivo
NBR – Norma Brasileira
NMP – Número mais provável
NTIS – Número de tanques em série
TIS – Tanques em Série de Mistura Completa
GESAD – Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado

LISTA DE TABELAS

Tabela 01: Concentração de SS do efluente de sistemas de tratamento primário de FP utilizando decantadores e/ou digestores anaeróbios.	16
Tabela 02: Concentração e eficiência de remoção de SS e DQO do efluente de decanta-digestores anaeróbios como tratamento primário de FP.	17
Tabela 03: Processos típicos de tratamento primário em esgoto doméstico.	17
Tabela 04: Características antagônicas entre parâmetros de solos minerais e orgânicos.	20
Tabela 05: Características físicas da areia em FHSS.	21
Tabela 06: Concentrações de matéria orgânica no afluente e efluente de FHSS de diferentes países.	31
Tabela 07: Classificação e distribuição de sólidos em efluentes domésticos.	32
Tabela 08: Concentrações e eficiência de remoção de SS no tratamento de efluentes domésticos em FHSS.	32
Tabela 09: Remoção de Nitrogênio amoniacal.	35
Tabela 10: Capacidade de adsorção de fósforo em diferentes materiais suporte.	37
Tabela 11: Assimilação de fósforo total pela <i>Phragmites australis</i> em diversos sistemas de tratamento de esgoto doméstico.	37
Tabela 12: Concentração de organismos patogênicos presentes em esgotos domésticos.	38
Tabela 13: Remoção de indicadores de patogênicos em sistemas municipais.	39
Tabela 14: Modelos de cinética de remoção de DQO em FHSS.	44
Tabela 15: Teste com traçador e eficiência volumétrica em FHSS.	45
Tabela 16: Parâmetros e métodos analíticos avaliados no efluente do sistema.	52
Tabela 17: Concentrações e remoção dos principais parâmetros físico-químicos avaliados no sistema.	55
Tabela 18: pH e Alcalinidade em FHSS com efluente de TS.	58
Tabela 19: Concentrações e remoções de DQO, SS e ST do efluente.	58
Tabela 20: Condições meteorológicas durante a avaliação hidrodinâmica.	65
Tabela 21: Primeira etapa da campanha de medida de vazão (24h).	66
Tabela 22: Segunda etapa da campanha de medida de vazão (60h).	66
Tabela 23: Parâmetros hidrodinâmicos obtidos neste estudo.	69
Tabela 24: Parâmetros hidrodinâmicos de outro estudo.	70
Tabela 25: Cinéticas de remoções de DQO ($K; d^{-1}$) obtidas neste estudo.	71

LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Tipos de Filtros Plantados com Macrófita.	15
Figura 02: Representação esquemática de um FHSS.	19
Figura 03: Zona de alimentação e de recolhimento (sistema hidráulico).	21
Figura 04: Meio filtrante na porção da entrada e da saída de um FHSS.	22
Figura 05: Representa a área mais afetada no processo de colmatação.	23
Figura 06: Estruturas de alimentação: cano perfurado	24
Figura 07: Estrutura de saída e controle de nível de água.	24
Figura 08: Muda de <i>Glyceria máxima</i> e rizomas de <i>Phragmites australis</i> .	26
Figura 09: <i>Cyperus papyrus</i> dez dias e oito meses após o plantio.	27
Figura 10: Esquema metabólico de degradação da matéria orgânica.	30
Figura 11: Acúmulo e fração volátil dos sólidos ao longo do leito filtrante.	33
Figura 12: Remoção de SS ao longo no perfil longitudinal.	33
Figura 13: Componentes hidrodinâmicas em FHSS.	41
Figura 14: Acúmulo de sólidos e redução da condutividade hidráulica.	43
Figura 15: Eficiência volumétrica: volume total x volume nominal.	47
Figura 16: Ilustração do sistema de tratamento de esgoto em estudo.	50
Figura 17: Pontos de amostragem para caracterização microbiológica do leito filtrante.	53
Figura 18: Série temporal de dados de pH.	57
Figura 19: Série temporal de dados de alcalinidade(mg CaCO ₃ .L ⁻¹).	57
Figura 20: Concentrações e fração volátil de sólidos totais no efluente.	59
Figura 21: Série temporal de dados de DQO (mg L ⁻¹).	60
Figura 22: Série temporal de dados da concentração de SS (mg L ⁻¹).	60
Figura 23: Imagens de microrganismos obtidas com microscopia ótica.	63
Figura 24: Percentuais de sólidos voláteis nos pontos do leito filtrante.	64
Figura 25: Contagem de bactérias heterotróficas no leito filtrante.	64
Figura 26: Densidade de microfauna (microrganismo mL ⁻¹) no leito filtrante.	64
Figura 27: Segunda etapa da campanha de medida de vazão.	67
Figura 28: Curvas de DTD (dados de CE) do meio e da saída do FHSS	68
Figura 29: Curva de DTD das concentrações de Cl- com o ajuste do modelo TIS.	68

LISTA DE TABELAS DO APÊNDICE

Tabela 26: Dados de pH.	81
Tabela 27: Dados de Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹).	82
Tabela 28: Dados de concentração de DQO (mg L ⁻¹).	83
Tabela 29: Dados de SS (mg L ⁻¹).	84
Tabela 30: Dados de ST, STF e STV (mg L ⁻¹).	85
Tabela 31: Dados de concentração de N- NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹).	86
Tabela 32: Dados de concentração de P-PO ₄ ⁻ (mg L ⁻¹).	87
Tabela 33: Dados de concentração de CT e EC (NMP 100 mL ⁻¹).	88
Tabela 34: Dados médios mensais de temperatura, radiação e precipitação.	89
Tabela 35: Dados médios da avaliação no leito filtrante.	89
Tabela 36: Dados de Bactérias aeróbias e % de SV do leito filtrante.	89

LISTA DE FIGURAS DO APÊNDICE

Figura 30: Sistema: FHSS, saída do taque séptico e saída do FHSS.	82
Figura 31: Imagem do Papyrus em 2, 4 e 8 meses após o plantio.	83
Figura 32: Coleta de esgoto bruto e produção de morangos na residência.	84
Figura 33: Imagens de ciliados obtidas com a microscopia.	85
Figura 34: Imagens de nematoides obtidas com a microscopia.	86
Figura 35: Imagens de rotíferos obtidas com a microscopia.	87
Figura 36: Imagens de microrganismos não identificados.	88

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 Objetivo	13
2 FUNDAMENTOS TEÓRICOS	14
2.1 TIPOS DE FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS (FP)	14
2.2 ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO PRIMÁRIO AOS FP	15
2.3 FP DE FLUXO HORIZONTAL E SUBSUPERFICIAL (FHSS)	18
2.4 PRINCIPAIS PARÂMETROS DE PROJETO	18
2.4.1 Impermeabilização do leito filtrante	18
2.4.2 Material componente do leito filtrante	19
2.4.3 Sistema hidráulico	23
2.4.4 Macrófita	25
2.5 PROCESSOS FÍSICOS E BIOQUÍMICOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES	27
2.5.1 Degradação da matéria orgânica	28
2.5.2 Retenção de sólidos	31
2.5.3 Transformação do nitrogênio	34
2.5.4 Retenção de fósforo	36
2.5.5 Remoção de organismos patogênicos	38
2.6 HIDRODINÂMICA EM FHSS	40
2.6.1 Teste com traçador em FHSS	44
3 MATERIAIS E MÉTODOS	50
3.1 DESCRIÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL	50
3.2 DIMENSIONAMENTO E CONSTRUÇÃO DO SISTEMA	50
3.3 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICO- BIOLÓGICOS DO EFLUENTE	52
3.4 AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA DO LEITO FILTRANTE	52
3.5 TESTE COM TRAÇADOR QUÍMICO (NaCl)	54
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
4.1 REMOÇÕES DE POLUENTES DO EFLUENTE	55
4.1.1 pH e alcalinidade	56
4.1.2 Orgânicos e sólidos	58
4.1.3 Nitrogênio e fósforo	61
4.2 AVALIAÇÕES MICROBIOLÓGICAS	62
4.3 HIDRODINÂMICA (TESTE COM TRAÇADOR)	65
4.4 CÁLCULO DO COEFICIENTE CINÉTICO DE REMOÇÃO DE DQO	70
5 CONCLUSÕES	70
6 RECOMENDAÇÕES	73
7 REFERÊNCIAS	74
APÊNDICE	81

1 INTRODUÇÃO

As diversas tecnologias aplicadas ao tratamento de esgotos domésticos diferenciam-se em níveis de complexidade ou mecanização. Em geral, quanto mais simples o sistema, maior sua necessidade por área. Sistemas naturais como Filtros Plantados com Macrófitas (FP) ou Lagoas de estabilização, geralmente, necessitam de grandes áreas. Em situações que se faz necessário uma maior eficiência, sistemas mais complexos podem representar uma melhor opção. São comuns os sistemas semi mecanizados, como os Reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) ou sistemas mecanizados como Lodos ativados. A escolha da tecnologia deve estar de acordo com as condições do local, e é fundamental considerar fatores como: tipo de efluente, vazão, área disponível e custos.

Práticas descentralizadas com processos naturais de baixo custo são melhores opções para áreas rurais, pequenas comunidades ou locais desprovidos de serviços de saneamento básico (LENS, 2001). Os FP, conhecidos internacionalmente como *Constructed Wetlands*, são tecnologias simples, com baixo custo energético, fácil operação e representam uma opção adequada, dentre os demais tipos de sistemas de tratamento de esgoto. São bastante empregados no tratamento do esgoto municipal e doméstico (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008). Os FP são de grande interesse no tratamento de efluentes em residências, especialmente os de fluxo horizontal subsuperficial (FHSS), pois funcionam sem necessidade de bombeamento, ou seja, pela ação da gravidade o esgoto flui lentamente através do meio filtrante onde ocorrem reações de ordem físicas e bioquímicas que promovem o tratamento.

Pesquisas voltadas para o uso de FP, no tratamento de esgoto, tiveram início na década de 50, com Dra. Kathe Seidel, na Alemanha, e seu primeiro sistema em grande escala posto em operação ocorreu em 1960. Diferentes configurações foram desenvolvidas, e a tecnologia espalhou-se lentamente entre 1970 e 1980. Com o desenvolvimento das pesquisas científicas pelo mundo, durante 1990, a tecnologia tornou-se internacional. Entre 1990 e 2000, diferentes configurações foram combinadas e testadas na melhoria da eficiência do tratamento. Atualmente é reconhecida como uma tecnologia confiável para o tratamento de diversos tipos de águas residuárias (VYMAZAL, 2011).

Na primeira década do século 21, as pesquisas com FP poderiam ser caracterizadas pelo seguinte: (1) a combinação de diferentes configurações (sistemas híbridos) para obter melhor desempenho, especialmente para

transformação do nitrogênio; (2) tratamento de compostos específicos presentes nos efluentes; (3) busca de materiais filtrantes adequados ao fluxo subsuperficial, especialmente quanto à capacidade de remoção e retenção de fósforo; (4) identificação de bactérias que auxiliam nos processos de tratamento; (5) modelagem hidráulica e de remoção de poluentes (VYMAZAL, 2011).

O uso dos FHSS, no pós-tratamento do efluente do tanque séptico, é uma prática comum em sistemas unifamiliares e melhora bastante as condições para infiltração no solo ou disposição final em uma rede coletora. Portanto, estudos que buscam caracterização e difusão do conhecimento destes sistemas são de grande importância no controle de poluição hídrica.

Para o dimensionamento adequado de sistemas de tratamento com FHSS, é necessária uma compreensão sólida dos processos físicos e bioquímicos, que se combinam para remover os poluentes. Contribuem nestes processos: solo, microrganismos, plantas e os padrões de movimento do fluido dentro do filtro.

A função desempenhada pela comunidade microbiana formada no leito dos FHSS é reconhecida como primordial nos processos bioquímicos de remoção de poluentes dos efluentes a serem tratados. Estudos recentes têm dado foco ao entendimento da diversidade microbiana e da sua distribuição espacial nos filtros (RAGUSA *et al.*, 2004; CHAZARENC *et al.*, 2010; PUIGAGUTE *et al.*, 2012).

Devido à escassez de conhecimento das propriedades hidrodinâmicas nos FHSS, obtidas normalmente com teste de traçadores, os valores atuais das taxas cinéticas de remoção de poluentes são calculados assumindo uma condição de fluxo pistão ideal. Assim, tais taxas são, muitas vezes, subestimadas, o que pode resultar em dimensionamentos superestimados. Portanto, é fundamental expandir o conhecimento do comportamento hidráulico dos FHSS, a fim de melhorar as estimativas de cinética de remoção e obter previsões mais satisfatórias na concepção final do sistema (GARCIA *et al.*, 2005).

Considerando a importância dos sistemas de tratamento de esgotos unifamiliares, foram realizados, neste trabalho: uma caracterização microbiológica e sua distribuição espacial no leito do filtro; um estudo hidrodinâmico com teste de traçador químico, assim como o monitoramento do desempenho de remoção de poluentes de um FHSS de um sistema de tratamento de efluentes em escala residencial. Os dados obtidos foram trabalhados nos modelos clássicos (fluxo pistão, fluxo dispersivo, tanques em série de mistura completa) e obtidos os coeficientes de cinética de primeira ordem para remoção de DQO. Tais coeficientes são úteis no

dimensionamento adequado de sistemas de tratamento de efluentes doméstico com FHSS.

1.1 OBJETIVO

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de um sistema composto por tanque séptico, seguido de filtro plantado com *Cyperus papyrus* de fluxo horizontal subsuperficial, no tratamento de efluente unifamiliar, considerando a caracterização microbiológica e as condições hidrodinâmicas do leito filtrante.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a eficiência do sistema tanque séptico + filtro plantado no tratamento dos esgotos domésticos de uma residência unifamiliar;
- Caracterizar qualitativamente a composição microbiológica do biofilme aderido no leito filtrante e sua distribuição espacial;
- Realizar um teste com traçador salino (NaCl) e os cálculos dos parâmetros hidrodinâmicos;
- Realizar o cálculo dos coeficientes de cinética de primeira ordem para remoção de DQO em FHSS pelos modelos: Fluxo pistão, Fluxo dispersivo e Tanques em série de mistura completa.

2 FUNDAMENTOS TEÓRICOS – FILTROS PLANTADOS (FP)

Os Filtros Plantados com Macrófitas (FP) são idealizados e construídos para simular condições naturais (encontradas em zonas úmidas e alagadas), propiciando, durante o fluxo, através do meio, processos e transformações de ordem física, química e biológica, responsáveis pelo tratamento do esgoto (VYMAZAL, 2005).

Áreas úmidas (*Natural Wetlands*), como pântanos ou várzeas, durante séculos, foram usadas como um local de descarga de esgoto sanitário, em sua maioria, por ser o canal de esgotamento mais cômodo do que pelo conhecimento da capacidade de autodepuração ou dos serviços prestados pelo ecossistema (WENTZ, 1987). Entretanto, por volta de 1950, ao considerar novas informações sobre a importância e as funções desses ecossistemas (*wetlands*) e os efeitos deletérios dessa prática, o uso desses ecossistemas para esgotamento sanitário diminuiu em muitos lugares do mundo. Ainda existe uso de “wetlands”, sob condições controladas, mas, dentre as tecnologias naturais, os Filtros plantados (*Constructed Wetlands*) são os mais populares (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL e KRÖPFLOVÁ, 2008).

Kadlece Knight (1996) descrevem quatro funções principais para o uso dos FP: (1) compensar a perda de *habitat* desses ambientes naturais para áreas voltadas à agricultura e ao desenvolvimento urbano; (2) controle de qualidade de água; (3) controle de vazão; e (4) produção de alimentos e fibras vegetais. Sendo o controle da qualidade de água um dos principais objetivos dos FP, são diversos os seus tipos e suas aplicações no tratamento de águas residuárias.

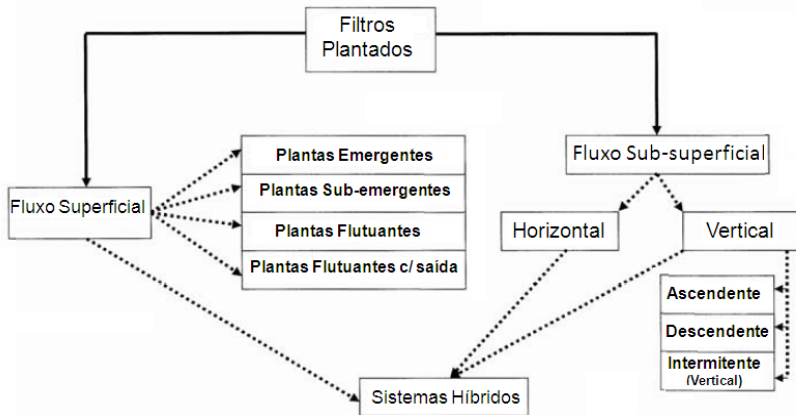
Esta revisão terá em foco os elementos fundamentais à compreensão dos Filtros Plantados com Macrófitas de Fluxo Horizontal Subsuperficial (FHSS) em sistemas residenciais de tratamento de efluentes. Para tanto, serão abordados os assuntos: (1) Tipos de FP; (2) FP com Fluxo Horizontal Subsuperficial (FHSS); (3) Principais parâmetros de projeto; (4) Processos físicos e bioquímicos de remoção de poluentes; (5) Hidrodinâmica em FHSS.

2.1 TIPOS DE FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS

São diversos os tipos de FP empregados no controle de qualidade da água (*Constructed Treatment Wetlands*). Estes podem ser classificados em dois grandes grupos quanto ao tipo de regime hidráulico: Fluxo superficial (FS) e Fluxo subsuperficial (FSS). No regime superficial, ocorre a

diferenciação quanto ao tipo de macrófita com sua forma e crescimento diferenciados em: flutuantes, emergentes e subemergentes. Para o regime subsuperficial, existem os tipos: de fluxo vertical (FVSS), ascendente, descendente e intermitente; os de fluxo horizontal (FHSS); e os sistemas híbridos (figura 01).

Figura 01: Tipos de Filtros Plantados com Macrófita.



Fonte: Adaptado de Vymazal e Kröpfelová (2008).

2.2 ALTERNATIVAS DE TRATAMENTO PRIMÁRIO AOS FP

O principal objetivo do tratamento primário é a redução de sólidos suspensos (SS) do efluente, contudo, também promove a redução do conteúdo orgânico com processos de hidrólise e geração de lodo. Alguns tratamentos conseguem atingir eficiência em 50% de remoção de DQO ou DBO. De um ponto de vista geral, o tratamento primário é concebido para garantir o correto funcionamento das etapas subsequentes (METCAL e EDDY, 2003). A concentração e a carga de SS são os principais fatores que influenciam nos processos de colmatação.

Os sistemas de tratamento primários mais comuns nos FP são os Tanque Sépticos (TS) ou Imhoff (TI) (VYMAZAL, 2011). Tais sistemas, dimensionados corretamente, geralmente, conseguem reduções de 50-70% de SS, obtendo concentrações de SS na faixa de 50-90 mg L⁻¹ no efluente primário (METCALF e EDDY, 2003).

É de grande interesse combinar digestores anaeróbicos com FP, de modo a obter uma eficiência de tratamento satisfatória. No Brasil, são desenvolvidas pesquisas da combinação de sistemas anaeróbios (TS ou

UASB) com FP (PHILIPPI *et al.*, 1999; SPERLING e PAOLI, 2013). Álvares *et al.*(2008) revisaram diversos trabalhos que estudam sistemas com digestão anaeróbica como tratamento primário de FP. A tabela 01 contém os diferentes sistemas revisados por Álvares *et al.* (2008). A tabela 02 contém uma revisão semelhante, incluindo trabalhos mais atuais com sistemas brasileiros.

Tabela 01: Concentração de SS do efluente de sistemas de tratamento primário de FP utilizando decantadores e/ou digestores anaeróbios.

	N	SS (mgL ⁻¹)	SS _R (%)	Referência
Tanque Séptico (TS) e Tanque Imhoff (TI)				
Sedimentação primária / FVSS	1	240-416		Gree <i>et al.</i> (2006)
TS / FHSS	8	26-114		Neralla <i>et al.</i> (2000)
TS / FVSS (Sistema residencial)	3	85-124		Brix e Arias (2005)
TS / FH	4	90-517 (261) ^a	35	Caselles-Osorio <i>et al.</i> (2007)
Lagoa de sedimentação / FSH	12	5-200 (25) ^b		Rousseau <i>et al.</i> (2004a)
Decantador / FSSV	7	13-1000 (80) ^b		Rousseau <i>et al.</i> (2004a)
Decantador / FSSH	2	10-400 (47) ^b		Rousseau <i>et al.</i> (2004a)
TS ou TI / FHSS	3	173		Puigagut <i>et al.</i> (2007a)
TS ou TI / FHSS	45	65		Vymazal (2002)
TI / FHSS	1	146	73	Caselles-Osorio <i>et al.</i> (2007)
TI / FHSS	3	26-76		Masiet <i>et al.</i> (2006)
Faixa (Média)		26-1000 (123)		
Digestores anaeróbios de alta taxa				
UASB / FVSS	1	124	52	Green <i>et al.</i> (2006)
UASB / FHSS + FS	1	59	66	El-Khateeb and El-Gohary (2003)
UASB / FHSS	1	189		El-Hamouri <i>et al.</i> (2007)
UASB / FHSS	1	34-42	82-91	Barros <i>et al.</i> (2008)
UASB / FHSS	1	38-74 (52) ^a	49-78 (65) ^a	Ruíz <i>et al.</i> (2006)
Faixa (Média)		34-189 (92)	SS_R (%)	52-91 (68)

N é o número de estudos; ^aFaixa seguido da média; ^bFaixa seguido de percentil 50%.

Tabela 02: Concentração e eficiência de remoção de SS e DQO do efluente de decanto-digestores anaeróbios como tratamento primário de FP.

	SS (mg L ⁻¹)	SS _R (%)	DQO (mg L ⁻¹)	DQO _R (%)	Referência
Sistemas Residenciais (<i>single house</i>)					
TS / FHSS	52-164 (88) ^a	88	430-658 (540)	73	Veloso <i>et al.</i> (2013) (este estudo)
TS/FHSS (água cinza)	37-540 (111) ^a	53	500-1387 (786)	36	Veloso <i>et al.</i> (2013)
TS / FVSS	20-246 (44) ^a	67	71-726 (383)	60	Gikas e Tsihrintzis (2012)
Faixa (Média)	20-540 (73)^b	53-88 (66)^b	71-1387 (535)^b	36-73 (55)^b	
Sistemas descentralizados					
TS/ FVSS + FHSS	102	72	378	17	Suntti et al. (2013)
UASB/FHSS	37	81	142	63	Paoli e Von Sperling (2013)
HUSB / FHSS	62	61	234	20	Pedescoll <i>et al.</i> (2011)
Decantador / FHSS	99	32	235	20	Pedescoll <i>et al.</i> (2011)
Decantador / 5 opções de FSS	72	-	113	-	Tanner <i>et al.</i> (2012)

^a Média do número de dados de cada sistema; ^b Média com o número total de dados

A tabela 03 apresenta os diferentes processos e operações comuns ao tratamento primário de esgoto municipal e doméstico.

Tabela 03: Processos típicos de tratamento primário em esgoto doméstico.

Operação/processo	Aplicação/ocorrência	Tamanho de partícula afetada
Triagem, grossa	Utilizado para interceptar partículas largas assim como restos de plantas, trapos e outros objetos grandes.	>15 mm
Triagem, fina	Remover partículas pequenas.	1,5 – 6,0 mm
Triagem, micro	Remover partículas pequenas.	> 0,025 mm
Trituração	Usado para triturar e moer partículas grandes em partículas de menor tamanho com maior uniformidade.	6 mm
Separação por gravidade	Remover sólidos sedimentáveis e material suspenso.	>0,040 mm
Remoção de areia	Remover cascalhos, areia e pedriscos.	>0,15mm
Remoção de óleo e gordura	Remover óleos e gorduras de descarga individuais.	-
Tanque Séptico e Tanque Imhoff	Usado para remover material suspenso de esgoto doméstico por flotação e sedimentação	>0,040 mm

Fonte: Vymazal e Kröpfelová (2008).

2.3 FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS DE FLUXO HORIZONTAL E SUBSUPERFICIAL (FHSS)

Conhecidos na literatura internacional como “*Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands*” (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008), neste trabalho, será abordado como Filtros Plantados com Macrófita de Fluxo Horizontal Subsuperficial (FHSS).

Os FHSS são assim intitulados devido ao comportamento do fluido dentro do mesmo que, ao ser alimentado na entrada, flui lentamente na direção horizontal, através dos poros no leito filtrante sob a superfície, entrando em contato com as zonas de raízes, até ser recolhido na saída por uma estrutura que controla o nível da água. Durante a passagem, o fluido entra em contato com zonas aeróbias, anaeróbia e anóxicas. As zonas aeróbias ocorrem nas proximidades das raízes e rizomas que liberam oxigênio para o substrato (VYMAZAL, 2005).

Na Europa e no Reino Unido, os FHSS são usualmente conhecidos como “*Reed Beds*”, que recebe este nome devido às características da espécie de macrófita mais comum nestes sistemas (*Phragmites australis*; COOPER *et al.*, 1996). Os FHSS são de grande interesse para o saneamento em residências, devido aos baixos custos operacionais e à boa eficiência de tratamento.

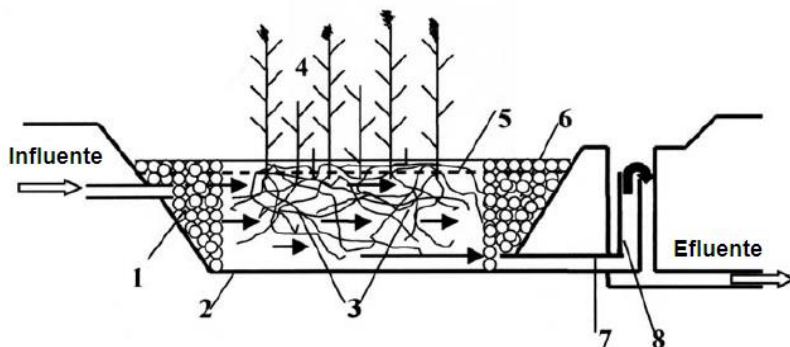
Uma ilustração desse sistema com a descrição de alguns dos principais componentes de projeto é apresentado na figura 02. Os demais parâmetros de projeto, juntamente com os que foram ilustrados, serão detalhados nos próximos tópicos. O conhecimento destes parâmetros é fundamental na implantação de qualquer projeto.

2.4 PRINCIPAIS PARÂMETROS DE PROJETO

2.4.1 Impermeabilização do leito filtrante

A impermeabilização do leito filtrante é importante no controle do escoamento, para impedir infiltração de águas residuárias e consequente contaminação das águas subterrâneas. Os materiais mais comumente usados são forros plásticos, tais como polietileno de baixa e alta densidade ou PVC. Sua espessura costuma variar entre 0,5 a 1,5 mm (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008). Segundo Cooper *et al.* (1990), alguns solos com elevados teor de argila e condutividade hidráulica de 10^{-8} m s^{-1} , ou menor que isso, podem ser compactados, de modo a proporcionar uma vedação adequada sem necessidade de uso algum material.

Figura 02: Representação esquemática de um FH. (1) zona de alimentação composta por britas; (2) forro impermeável; (3) meio filtrante; (4) vegetação; (5) nível de água do leito; (6) zona de recolhimento composta por britas; (7) tubo de coleta do fluido drenado; (8) estrutura de saída e controle do nível de água no leito; as setas indicam o fluxo horizontal padrão.



Fonte: Adaptado de Vymazal (2005).

2.4.2 Material componente do leito filtrante

O meio filtrante dos filtros plantados estão associados a várias funções: (1) meio suporte para fixação das raízes e rizomas da vegetação; (2) auxiliar na distribuição e recolhimento do fluxo na entrada e saída do reator; (3) meio suporte para o crescimento microbiano; e (4) filtragem e mineralização de partículas (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

Conforme Kadlec e Knight (1996), os materiais filtrantes encontrados no tratamento com filtros plantados diferenciam-se em minerais ou orgânicos quanto a sua fração de carbono orgânico; os minerais são os que possuem percentual de matéria orgânica menor que 20-35%. Geralmente, os FSS são construídos com meios de suporte minerais. A natureza do meio de suporte influencia as condições do meio filtrante em diversos parâmetros (tabela 04).

2.4.2.1 Zonas de entrada e saída

Geralmente, compostos por brita ou cascalho, cuja espessura pode variar entre 50-200 mm, (figura 03). Este componente de projeto tem função no controle do fluxo através de uma alimentação uniforme do esgoto

tanto na entrada do leito como na zona de recolhimento da saída (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

Tabela 04: Características antagonísticas entre parâmetros de meios de suporte minerais e orgânicos (material filtrante).

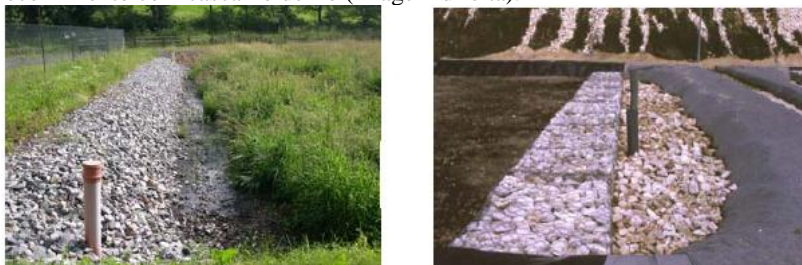
Parâmetro	Minerais	Orgânicos
Matéria orgânica (%)	< 20 – 35	> 20 – 30
Carbono orgânico	< 12 – 20	> 12 – 20
Ph	Próximo do neutro	Ácido
Densidade do leito	Alta	Baixa
Porosidade	Baixa (45 – 55 %)	Alta (80%)
Condutividade hidráulica	Alta (exceto para argilas)	Baixa para alta
Capacidade de retenção de água	Baixa	Alta
Disponibilidade de nutrientes	Geralmente alta	Geralmente baixa
Capacidade de troca catiônica	Baixa, dominado por cátions	Alta, dominado por íons de hidrogênio

Fonte: Kadlec e Knight (1996)

2.4.2.2 Condutividade Hidráulica e colmatção

Na escolha dos materiais componentes do leito filtrante, o principal parâmetro que se deve considerar é a condutividade hidráulica (k), através deste, os materiais diferenciam-se em diversas ordens de magnitude, a exemplo dos dois extremos, têm-se o cascalho grosso com $k > 10^3 \text{ m d}^{-1}$ e partículas de argila com $k < 10^{-4} \text{ m d}^{-1}$. Outro aspecto importante é o potencial iônico das partículas, especialmente com alta capacidade de sorção de fósforo.

Figura 03: Zona de alimentação com brita (imagem esquerda) e zona de recolhimento com cascalho de rio (imagem direita).



Fonte: Adaptado de Vymazal e Kröpfelová (2008).

Partículas muito pequenas, como as argilas, possuem alto potencial de adsorção dos componentes do esgoto devido a suas cargas negativas, entretanto, sua baixa condutividade hidráulica (k) dificulta o fluxo no reator, tornando-se um problema na manutenção do sistema ao longo do tempo. A tabela 05 contém exemplos de vários tipos de areia com diferentes valores de k para condições de leito limpo, ou seja, antes de sofrer as alterações provocadas pelo sistema (acúmulo de sólidos, crescimento de raízes e compactação).

Tabela 05 : Características físicas da areia em FHSS.

Tipo de areia	Porosidade (%)	Densidade (g cm^{-3})	d_{10}	d_{60}	d_{60}/d_{10}	k (m dia^{-1})
0 – 2 mm (lavada)	31	1,83	0,32	1,4	4,4	67
0 – 2 mm (lavada)	36	1,70	0,45	1,2	2,7	202
0,5 – 4 mm (lavada)	43	1,46	1,40	3,7	1,5	770
0-2mm	32	1,79	0,28	1,1	3,9	143
0-2mm	36	1,72	0,22	0,7	3,1	74
0-4mm	38	1,66	0,25	0,9	3,7	77
0-4mm	44	1,40	0,80	3,2	4,0	1130
0-4mm (lavada)	30	1,86	0,24	1,0	4,2	22
0-4mm (lavada)	36	1,67	0,21	0,6	3,0	79
0-2mm (lavada)	35	1,66	0,23	0,7	3,1	40
1-4mm (lavada)	36	1,71	0,61	3,4	5,6	360
0-4mm	33	1,70	0,20	0,7	3,5	30
Quartz 0,3-1mm	32	1,74	0,29	0,9	3,1	11

Fonte : Arias *et al.* (2001)

A escolha do material com a condutividade hidráulica adequada é fundamental, para isso, deve-se considerar a redução no valor deste parâmetro ao longo do tempo de estabilização do leito filtrante, devido à influência da formação do biofilme e do crescimento das plantas. A

condutividade hidráulica tende a diminuir com o tempo, à medida que os sólidos vão sendo retidos no filtro (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Alguns pesquisadores acreditaram que a fenologia das vegetações, crescimento das raízes e rizomas, seguidos de suas respectivas mortes e decomposição, provocam alterações no meio filtrante, facilitando a manutenção do regime hidráulico (KICKUTH, 1981). Entretanto, estudos revelaram que essa hipótese não é verdadeira (BRIX, 1997).

Ao longo do histórico do uso dessa tecnologia, os solos compostos predominantemente por materiais maiores, como cascalho e areia, tornaram-se mais populares em relação às matérias menores, como argila, isso porque estes últimos, geralmente, estão associados a problemas de colmatagem.

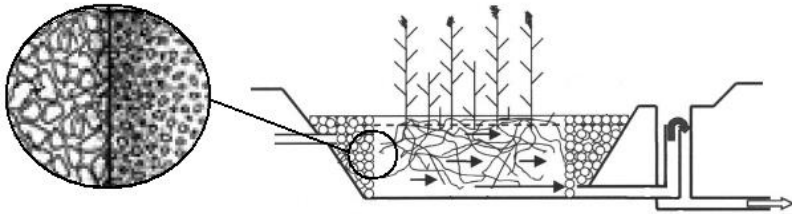
Este fenômeno foi estudado por diversos pesquisadores, usualmente conhecido na literatura estrangeira como “clogging”, e pode ser entendido como a obstrução dos poros do leito filtrante, ocasionada por processos físicos e bioquímicos, envolvendo retenção de sólidos e formação de biofilme microbiano. Este processo sofre influência do crescimento das raízes, assim como das substâncias liberadas pelas plantas e microrganismos presentes no meio. Ocorre mais intenso na região frontal (figura 04), principal mente onde se dá o primeiro contato com o efluente, porção de encontro da zona de alimentação com o meio do filtro (figura 05). Este processo pode reduzir a condutividade hidráulica, de forma significativa, ao ponto do fluxo ascender para a superfície.

Figura 04: Amostra de meio filtrante retirada na porção inicial (imagem esquerda), e na porção final (imagem direita) do leito filtrante de um FHSS.



Fonte: Adaptada de Vymazal e Kröpfelová (2008).

Figura 05: Representa a área mais afetada no processo de colmatção.



Fonte: Adaptada de Vymazal e Kröpfelová (2008).

O processo de colmatção pode ser ocasionado por uma série de escolhas inadequadas: (1) falhas no dimensionamento, (2) na escolha do material, (3) na construção do projeto, (4) estimativa incorreta do coeficiente hidráulico e/ou de sua redução ao longo do tempo. A escolha de um meio filtrante com baixa condutividade, em momentos de maiores vazão, pode ocasionar a ascensão do fluxo até a superfície e, conseqüentemente, um odor desagradável.

Apesar dos problemas com odores e possível proliferação de mosquitos, não necessariamente irá comprometer a eficiência do tratamento. Esse fluxo superficial, provocado pela obstrução do meio filtrante, faz com que o sistema funcione em um regime híbrido (superficial e subsuperficial) (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

2.4.3 Sistema hidráulico

2.4.3.1 Estrutura de distribuição

O ideal é utilizar uma estrutura simples, barato, e que possa alimentar o filtro de modo uniforme. Geralmente, utilizam-se canos com orifícios ou acessórios ajustáveis (figura 06), para isso, recomendam-se uma distância de 10% do comprimento do cano entre cada ponto de alimentação, ou seja, para um cano de cinco metros deverá haver um orifício a cada meio metro (US EPA, 2000). Projetos que utilizam apenas um ponto de alimentação possuem grandes chances de apresentarem problemas ocasionados pelo acúmulo de sólidos nas proximidades da estrutura de distribuição do efluente (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

Figura 06: Estruturas de alimentação e distribuição do esgoto



Fonte: Adaptado de Vymazal e Kröpfelová (2008).

2.4.3.2 Estrutura de saída e controle do nível d'água.

Na maioria dos casos, a estrutura de coleta e saída de fluxo é composta por um cano de drenagem perfurado, localizado na região de recolhimento em meio ao cascalho grosso. O cano de drenagem é conectado à estrutura de saída, que controla o nível d'água do filtro pelo equilíbrio hidrostático. A estrutura de saída, geralmente, é feita por um cano, que pode ser ajustável, ou por um mangote flexível (figura 07).

Figura 07: Estrutura de saída e controle de nível de água: cano ajustável (imagem esquerda) e mangote flexível (imagem direita).



Fonte: Adaptado de Vymazal e Kröpfelová (2008).

2.4.4 Macrófita

As macrófitas emergentes utilizadas nos FHSS possuem diversas propriedades relacionadas aos processos de tratamento, que fazem delas uma componente essencial de projeto. Seus efeitos são de ordem física, hidrodinâmica e bioquímico. Influenciam no comportamento hidrodinâmico, através da evapotranspiração, e seu efeito na condutividade hidráulica do leito filtrante. Fornece meio de suporte para desenvolvimento microbiológico. Com o movimento provocado pelos ventos nas plantas, facilita o aporte de oxigênio para o leito filtrante, principalmente nas áreas adjacentes às raízes.

O metabolismo das plantas com seus processos de absorção de nutrientes para o crescimento, liberação de oxigênio na rizosfera e liberação de matéria orgânica em decomposição afetam os processos de tratamento em diferentes extensões, a depender do modelo de FP adotado, em FHSS, esses efeitos podem ser considerados menos importantes em relação aos de ordem física (BRIX, 1997; VYMAZAL *et al.*, 1998).

Vale ressaltar que a dinâmica das vegetações em climas temperados ocorre diferente em relação aos climas tropicais e subtropicais. Com as estações mais definidas e com o frio mais intenso nos climas temperados, a fenologia da vegetação dá-se mais uniforme, ou seja, as plantas nascem, crescem e morrem em determinados períodos das estações, enquanto que, em regiões tropicais com temperaturas mais elevadas, esse processo ocorre constantemente (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Portanto, sem esta sazonalidade, a colheita contínua constitui um importante mecanismo de remoção, principalmente do fósforo. A matéria vegetal morta, em estado de decomposição, é uma fonte potencial de carbono orgânico biodegradável para desnitrificação, mas é também uma fonte de nitrogênio orgânico que é facilmente convertido à amônia (US EPA, 2000). Há quem acredite que, para os climas temperados, o isolamento da superfície do leito filtrante, promovido pelas macrófitas, seja sua mais importante função para os FHSS (MANDER e JENSSEN, 2003; VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

É desejável que as macrófitas possuam grande biomassa superficial e crescimento rápido, de modo a formar uma densa sombra após o plantio. As plantas devem: tolerar altas cargas orgânicas e de nutrientes, possuir um sistema radicular extenso, ser tolerantes às condições anóxicas e anaeróbicas, ser capazes de prover substrato para proliferação e atividade microbiológica e oxigenação para áreas adjacentes às raízes e rizomas (BRIX, 1994a).

Muitas espécies de macrófitas emergentes já foram experimentadas e avaliadas, dentre elas, a mais popular em FHSS é a *Phragmites australis* (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

2.4.4.1 Plantio

As formas de plantio mais comum são: transplantes de rizomas ou hastes enraizadas, mudas e sementes (BRIX, 1997). O plantio geralmente é feito com mudas jovens ou rizomas. Para isso, o cuidado em não danificar o sistema radicular é vital à sobrevivência das plantas. Rizomas são plantados com os tubérculos voltados para cima, de modo que as plantas possam emergir com facilidade. A figura 08 ilustra mudas e rizomas numa posição adequada ao plantio. Além da escolha adequada da planta e do cuidado com o plantio, deve-se ter o cuidado com apoda e o controle de plantas invasoras (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008), especialmente em regiões tropicais, onde as taxas vegetativas são mais elevadas. O fósforo removido pela macrófita pode voltar ao sistema por decomposição, se não houver a retirada das partes mortas.

Figura 08: Muda de *Glyceria maxima* (imagem esquerda) e rizomas de *Phragmites australis* (imagem direita).



Fonte: Adaptada de Vymazal e Kröpfelová (2008).

2.4.4.2 *Cyperus papyrus*

Cyperus papyrus ou Papiro é uma macrófita emergente de crescimento rápido, podendo atingir alturas de 4 metros. Adapta-se bem a ambientes alagados e suportam cargas elevadas de esgotos. Sua fixação e multiplicação no solo ocorrem através dos seus rizomas, que são relativamente de curto comprimento, mas grande em espessura. Além dessas características desejáveis para o uso no tratamento em FHSS, a

espécie também valoriza o ambiente com sua beleza ornamental (Figura 09).

Figura 09: *Cyperus papyrus* dez dias (imagem esquerda) e oito meses (imagem direita) após o plantio.



2.5 PROCESSOS FÍSICOS E BIOQUÍMICOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES

A grande área de superfície dos FP fornece um ambiente para retenções físico-químicas e biológicas dos componentes do esgoto (KADLEC e WALLACE, 2009), proporcionando transformação dos componentes de esgoto através de mecanismos promovidos por interações dos elementos constituintes do meio (solo, microrganismos e plantas). Esta depuração ocorre em zonas de aerobioses, assim como na insuficiência de oxigênio. Mesmo em diferentes configurações de FP, alguns processos ocorrem simultaneamente, destacam-se: (1) sedimentação e filtração de sólidos suspensos; (2) degradação microbiológica da matéria orgânica; (3) transformação do nitrogênio (amonificação, nitrificação e denitrificação microbiana); (4) adsorção e (5) consumo de nutrientes pela planta (fósforo e nitrogênio); (6) sedimentação, filtração e predação de microrganismos patogênicos (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

As três mais importantes propriedades físico-químicas nos filtros plantados, que são afetadas pelas condições de solos saturados, são: o pH, força iônica e potencial de óxido-redução. Solos orgânicos são geralmente mais ácidos em relação aos minerais, que tendem ser neutros ou alcalinos. Após serem inundados, os solos tendem a ter o seu pH aproximando-se da neutralidade. Essa tendência está associada ao tamponamento promovido por substâncias resultantes das reações de redução. Dentre os compostos envolvidos neste processo, destacam-se os compostos de Fe e Mn, na forma

de hidróxidos, carbonatos e ácido carbônico (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

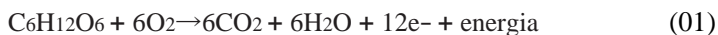
Em FHSS, as plantas desempenham um importante papel no aporte de oxigênio para o meio filtrante. As raízes e rizomas possuem espaços vazios que, preenchidos com ar, conectam-se à atmosfera, fornecendo oxigênio para as raízes das plantas. As plantas absorvem parte desse oxigênio, outra parte é liberada para rizosfera (BRIX, 1997). Entretanto, estudos revelam que essa quantidade de oxigênio liberada ainda é insuficiente para suprir as demandas dos processos aeróbios, portanto, processos anaeróbios e anóxicos constituem um importante elemento na transformação da matéria orgânica e do nitrogênio (VYMAZAL, 2005).

O monitoramento mais frequente de sistemas FP é através de parâmetros físico-químicos e biológicos, para isso, existem métodos padrões na literatura (APHA, 2005). A utilização de organismos indicadores de contaminação fecal, aliados aos parâmetros físico-químicos, constitui alternativas viáveis para a caracterização do grau de depuração de efluentes em diferentes sistemas de tratamento. Entre os principais parâmetros de monitoramento da eficiência em sistemas de tratamento, destacam-se a avaliação de: matéria orgânica, sólidos, nitrogênio, fósforo e indicadores de contaminação fecal.

2.5.1 Degradação da matéria orgânica

A degradação da matéria orgânica é feita por microrganismos, principalmente bactérias, aderidos ao material filtrante e às raízes e rizomas das plantas. Embora a degradação na presença de oxigênio seja mais eficiente, ela limita-se às zonas de aerobiose, nas proximidades das raízes, portanto, em FHSS, a maior parte da transformação da matéria orgânica ocorre devido aos microrganismos, cujas funções metabólicas dependam de baixas concentrações ou ausência de oxigênio (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; VYMAZAL, 2005).

A degradação aeróbia da matéria orgânica solúvel ocorre principalmente por bactérias aeróbias heterotróficas, de acordo com reação da equação 01:



Neste grupo de microrgânicos, um aporte insuficiente de oxigênio pode reduzir severamente o desempenho no processo bioquímico de oxidação aeróbia. Em efluentes domésticos, o suprimento de matéria orgânica dissolvida é suficiente e a degradação aeróbia é limitada pela

concentração de oxigênio dissolvido (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2009).

Segundo Megonikal *et al.* (2004), a matéria orgânica é composta por uma mistura complexa de biopolímeros. Alguns desses compostos, como proteínas, carboidratos e lipídios são facilmente degradados por microrganismo, enquanto outros, compostos como lignina e hemicelulose, são resistentes à decomposição. O processo de degradação anaeróbia dos biopolímeros ocorre em etapas (Figura 10).

Inicialmente, pela ação dos microrganismos, os polímeros são transformados em monômeros (aminoácidos, ácidos graxos e monossacarídeos). O produto primário da fermentação são ácidos graxos como ácido acético (equação02), butírico e láctico (equação03), álcool (equação04) e os gases CO₂ e H₂ (MEGONIKAL *et al.*, 2004 apud VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2009).

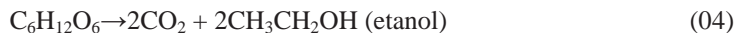
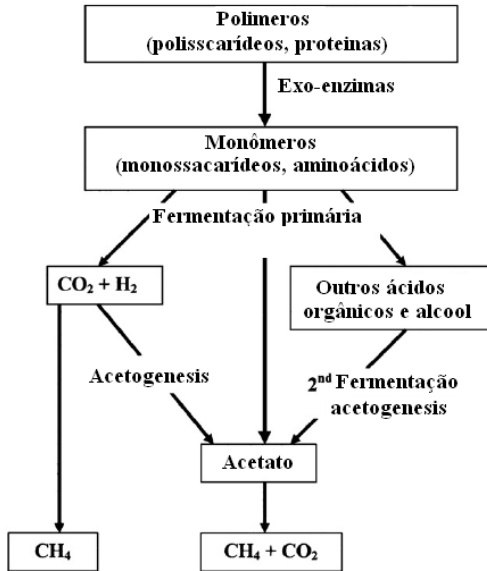


Figura 10: Esquema metabólico de degradação anaeróbia da matéria orgânica.



Fonte: Megonical *et al.* (2004) apud Vymazal e Kröpfungová (2009)

Os produtos da fermentação primária são mineralizados para CO_2 e CH_4 ou são transformados por fermentação secundária em ácidos graxos voláteis mais simples (Figura 11). O ácido acético é o principal ácido formado em solos inundados. Grupos estritamente anaeróbios de bactérias redutoras de sulfato (equação 05) e bactérias formadoras de metano (equações 06 e 07) utilizam os produtos da fermentação e dependem de uma complexa comunidade de bactérias fermentativas para suprir substrato para suas atividades metabólicas. Ambos os grupos desempenham importante papel na decomposição da matéria orgânica e no ciclo do carbono em FHSS (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2009).



Os indicadores mais comuns da concentração de matéria orgânica avaliados em FP são os parâmetros de DQO, DBO e SS. Puigagut *et al.* (2007) revisaram o desempenho de sistemas com FHSS em vários países na remoção de DBO e DQO (tabela 06).

Tabela 06: Concentrações de matéria orgânica no afluente e efluente de FHSS de diferentes países.

	Afluente	Efluente	Eficiência (%)	N
DBO₅ (mg L⁻¹)				
Espanha (1) ^a	173 (150)	32 (22)	74.2	14
Republica Checa (2)	87.2 (63.1)	10.5 (9.9)	88	55
Dinamarca e Reino Unido (3)	97 (81)	13 (12.6)	86.5	80
América do Norte (4)	27.5	8.6	68.5	34
Alemanha(5)	106 (62.1)	26.6 (16.4)	79.6	7
Polônia (6)	110 (87.8)	18.1 (14.3)	83.5	6
Eslovênia (7)	107 (30.0)	11.3 (2.5)	89	3
Suécia (8)	80.5 (55)	5.9 (4.5)	92.7	3
DBO taxa de aplicação superficial (g DBO m⁻² dia⁻²)				
Espanha (1)	10.5 (8.5)	3.1 (5.0)	68.6	9
Republica Checa (2)	3.18 (2.69)	0.45 (0.46)	83.5	49
Dinamarca e Reino Unido (3)	4.8 (5.97)	0.89 (1.34)	80	66
América do Norte (4)	2.92	1.08	63	29
Polônia (6)	3.77 (2.48)	0.71 (0.56)	81.2	6
Eslovênia (7)	5.39 (2.45)	0.55 (0.22)	89	3
Suécia (8)	2.24 (1.34)	0.31 (0.12)	86.2	2
DQO (mg L⁻¹)				
Espanha (1)	347 (255)	84 (45)	66	13
Republica Checa (2)	211 (160)	53 (48.3)	75	53
Dinamarca e Reino Unido (3)	264 (192)	64.7 (27.9)	75	59
Alemanha (5)	234 (124)	69.4 (39.1)	70.3	7
Polônia (6)	283 (170)	101 (23.6)	64.3	6
Eslovênia (7)	200 (41.5)	35.7 (3.1)	82	3
DQO taxa de aplicação superficial (g DQO m⁻² dia⁻²)				
Espanha (1)	22.6 (16.7)	8.6 (10.5)	57.8	9
Republica Checa (2)	8.64 (6.51)	2.25 (1.78)	74	48
Dinamarca e Reino Unido (3)	12.7 (15.6)	3.02 (2.78)	76	48
Polônia (6)	9.62 (4.69)	3.9 (1.36)	59.5	6
Eslovênia (7)	10.4 (4.95)	1.84 (0.93)	82	3

Fonte: adaptada Puigagute *et al.* (2007); Valores médios e Desvio Padrão em parênteses. Referências: (1) Puigagute *et al.*(2) Vymazal (2002); (3) Brix (1994b) and Schierup *et al.*(1990); (4) Kadlec e Knight (1996); (5), (6), (7) e (8) Vymazal *et al.*(1998).

2.5.2 Retenção de sólidos

A fração sólida dos esgotos é de 0,01%, na qual se incluem os sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos. É devido a essa fração a necessidade de tratamento. Os sólidos podem ser classificados de

acordo seu tamanho e estado, suas características químicas e sua decantabilidade (Tabela 07; VON SPERLING, 2005).

Tabela 07: Classificação e distribuição de sólidos em efluentes domésticos

Sólidos Totais (ST)	Em suspensão (SS) 35%	Fixos (SSF) 5%	Fixos 45%
		Voláteis (SSV) 30%	
	Dissolvidos (SD) 65%	Fixos (SDF) 40%	Voláteis 55%
		Voláteis (SDV) 25%	
Quanto ao tamanho e decantabilidade da partícula, são classificados em dissolvidos (SD) e em suspensão (SS).	Quanto às características químicas, são classificados em voláteis e fixos, nos quais os sólidos voláteis representam a fração orgânica oxidável (à 550°C), e os sólidos fixos à fração inerte (ou mineral) que permanece após a combustão.		

Fonte: Von Sperling (2005).

As unidades de pré-tratamento e/ou tratamento primário estão aptas a remover apenas partículas > 40 µm. Os sólidos remanescentes do tratamento primário são, em grande parte, retidos nos filtros plantados. A alta capacidade de retenção de sólidos encontrados em FHSS está associada aos mecanismos que ocorrem durante o fluxo lento do esgoto, através do meio poroso com as plantas (COOPER *et al.*, 1996; KADLEC e KINGHT, 1996).

Nos FHSS, o aprisionamento e captura física de sólidos são mecanismos efetivos na retenção, assim como a adsorção na massa do biofilme aderido ao material filtrante e às raízes. Para ser possível a retenção das partículas por aprisionamento, a razão entre o diâmetro da partícula a ser removida e diâmetro do meio filtrante deve ser superior ou igual a 0,05. A sedimentação por gravidade constitui um importante mecanismo de retenção de partículas maiores que 5 µm, sendo a eficiência de retenção proporcional ao quadrado do diâmetro da partícula (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

A tabela 08 apresenta valores de eficiência de FHSS no tratamento secundário de efluentes domésticos (PUIGAGUT *et al.*, 2007).

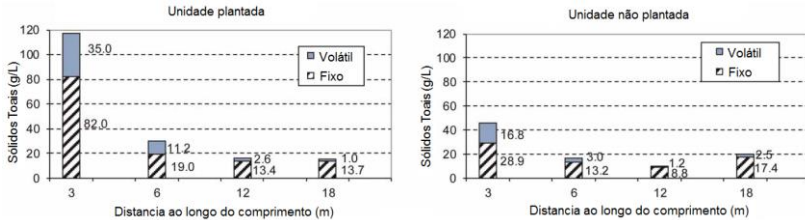
Tabela 08: Concentrações e eficiência de remoção de SS no tratamento de efluentes domésticos em FHSS.

SS (mg L ⁻¹)	Afluente	Efluente	Efic. (%)	N
Espanha (1)	173,3 (40,4)	22 (14,1)	87	3
República Checa (2)	64,8 (46,7)	10,2 (6,9)	84	42
Dinamarca e Reino Unido (3)	98,6 (81,6)	13,6 (11,1)	86	77
América do Norte (4)	48,2	10,3	79	34
Polônia (6)	140 (77,2)	38,6 (23,5)	77	6

Fonte: adaptada Puigagute *et al.* (2007); Valores médios e Desvio padrão em parênteses. Referências na tabela 06.

Paoli e Sperling (2013) investigaram a distribuição do acúmulo de sólidos no leito filtrante em unidades plantadas e não plantadas de FHSS com 24m de comprimento. Os dados presentes nas figura12 revelam o efeito da vegetação no acúmulo de sólidos no leito filtrante de FHSS.

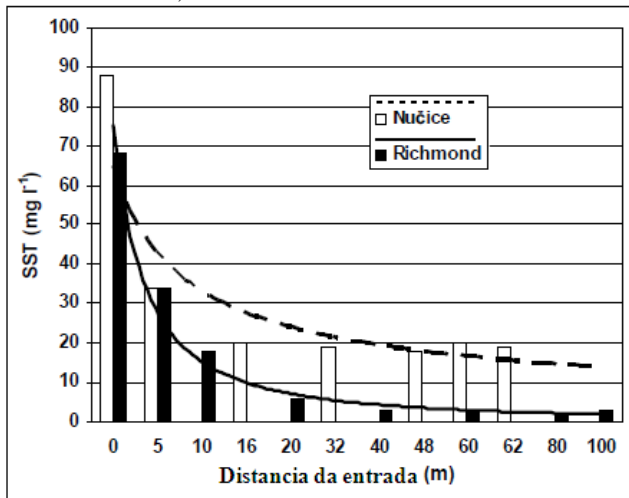
Figura 11: Acúmulo e fração volátil dos sólidos totais ao longo do FHSS em unidades plantadas e não plantadas.



Fonte: Adaptado de Paoli e Sperling (2013).

Observe que a retenção ocorre ST com mais intensidade nas porções iniciais do leito filtrante, a fração volátil também é maior no início. Com os SS ocorre da mesma maneira, a figura 12 mostra a remoção de SS ao longo do comprimento de dois FHSS.

Figura 12: Remoção de SS ao longo do perfil longitudinal dos FHSS em Nucice, Rep. Checa e em Richmond, Austrália.



Fonte: Adaptado de Vymazal e Kröpfelová (2008).

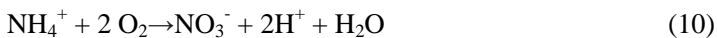
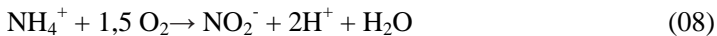
2.5.3 Transformação do nitrogênio

Sendo um dos mais importantes elementos presentes nos ciclos biogeoquímicos, as formas de nitrogênio encontradas em FHSS variam desde compostos orgânicos aos inorgânicos, em diferentes estágios de oxidação. As principais formas são as mesmas encontradas para o esgoto doméstico bruto convencional: Nitrogênio orgânico, Amônia (N-NH_4^+), Nitrito (N-NO_2^-) e Nitrato (N-NO_3^-). A forma predominante dependerá do tratamento primário empregado. Em efluentes de TS, a maior parte do nitrogênio encontra-se em sua forma amoniacal, devido aos processos de hidrólise ocorridos no reator anaeróbio.

Os principais processos de transformação do Nitrogênio em tratamentos de esgoto são: Nitrificação ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$), Desnitrificação ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$), fixação biológica ($\text{N}_2 \rightarrow \text{N orgânico}$), Amonificação do Nitrato ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NH}_4^+$), Oxidação Anaeróbia de Amônia (ANAMOX, $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{N}_2$) e Volatilização da Amônia ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$) (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

Muitos processos afetam a transformação do nitrogênio durante o tratamento de esgoto nos FHSS: remoção microbiana, fixação de nitrogênio e absorção pelas macrófitas, sendo as remoções microbianas as principais vias de transformação deste elemento. Acredita-se que esta transformação ocorre principalmente pela combinação de dois processos, Nitrificação e Desnitrificação (ZHANG *et al*, 2011). Contudo, as condições encontradas nos FHSS não são favoráveis à nitrificação (VYMAZAL, 2005).

A nitrificação é um processo quimioautotrófico, no qual o nitrogênio, em sua forma amoniacal, é reduzido a nitrito por bactérias, por exemplo, as bactérias gênero *nitrossomonas* e, posteriormente, a nitrato, devido à ação de bactérias pertencentes a outros gêneros, como, por exemplo, o *nitrobacter*, em acordo com as equações 08, 09 e 10:



A cinética desse processo é diretamente proporcional à taxa de crescimento dos organismos nitrificantes, sendo influenciada por uma série de parâmetros: pH, alcalinidade, temperatura, fonte de carbono inorgânico, população microbiológica, concentração de amônia e de oxigênio dissolvido.

A faixa de pH ótimo para nitrificação está entre 7,5 – 8,6, reduções de pH a valores abaixo disso reduzem sensivelmente a cinética desta reação. A alcalinidade neste processo é fundamental, além de ser fonte de carbono inorgânico para as bactérias, por garantir tamponamento do sistema, sendo que seu valor não deve ser inferior a 50 mg de $\text{CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, caso contrário, o processo poderá ser inibido.

O crescimento das bactérias nitrificantes varia consideravelmente com a temperatura, o grupo *Nitrossomonas*, responsável pela formação do nitrito, é mais resistente à queda de temperatura em relação ao grupo *Nitrobacter*, portanto, baixas de temperatura podem ocasionar a nitrificação incompleta da amônia. A faixa ótima de temperatura está entre 25-35°C, abaixo de 15° reduz consideravelmente as taxas de conversão, sendo 4-5°C a faixa mínima para ocorrer o processo. Quanto maior a concentração de amônia, maior será a demanda por oxigênio dissolvido, que está disponível por difusão atmosférica ou pelas plantas, sendo sua insuficiência a principal fator limitante para nitrificação em FHSS (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Na desnitrificação, atuam bactérias quimioheterotróficas, que convertem o nitrato a nitrito, depois reduzem a óxido nítrico, óxido nitroso, e, finalmente, a sua forma gasosa, sob condições anóxicas. Os principais organismos encontram-se nos gêneros *Bacillus*, *Micrococos*, *Aeromonas*, *Vibrio* e *Pseudomonas*. A presença de oxigênio dissolvido inibe o processo enzimático, e o pH ótimo está entre 7,0 – 8,0; durante a desnitrificação tem-se o aumento do carbono inorgânico total (COOPER *et al*, 1996).

A tabela 09 apresenta valores de remoção do nitrogênio amoniacal (N-NH_4) e em FHSS para efluentes domésticos em diferentes locais da Catalunha, Espanha (PUIGAGUT *et al*, (2007a),

Tabela 09: Remoção de Nitrogênio amoniacal,

Localização	Concentração (mg $\text{N-NH}_4\text{L}^{-1}$)		Eficiência (%)
	Entrada	Saída	
Almatret Norte	57	26	54
Almatret Sul	67	23	65
Alfés	41	23	44
Corbins	35	28	20

Fonte: Puigagut *et al*, (2007a)

2.5.4 Retenção de Fósforo

Assim como o nitrogênio, o fósforo é um elemento fundamental para o crescimento de diversos organismos, principalmente os vegetais. Em filtros plantados, ele apresenta-se na forma orgânica e inorgânica, sendo o ortofosfato sua principal forma, por ser a mais simples e diretamente disponível para o metabolismo biológico. As formas de retenção do fósforo incluem a filtração por sedimentação, adsorção ao biofilme e assimilação pelas plantas. O fósforo assimilado pela planta no tecido vegetal é devolvido ao efluente, quando este entra em decomposição dentro do filtro, portanto, a poda é um elemento fundamental para a retirada desse elemento pelas plantas, principalmente em regiões tropicais e subtropicais, onde as taxas de crescimento e morte são mais rápidas e menos uniformes. A faixa de concentração de fósforo, incorporada aos tecidos da macrófita, varia entre 0,1 a 0,4% em peso seco (KADLEC e KNIGHT, 1996), valores de remoção (assimilação seguido de poda) variam de aproximadamente 30 a 150 Kg m⁻² ano⁻¹ (BRIX, 1997).

A capacidade de adsorção de fósforo está associada às propriedades químicas e físicas do material filtrante, no qual incluem minerais com Fe ou grupos de hidróxido ou óxido de Al, também materiais calcários que podem promover a precipitação do Ca-fosfato. Esses minerais incluem: dolomita, calcário, bauxita, calcita, apatita, mármore, terra diatomácea, zeólitos, arenito-glaucônita, areias ricas em ferro ou areias de conchas. Na escolha do material filtrante, geralmente, prioriza-se pela condutividade hidráulica, portanto, é mais comum o uso de materiais com baixo potencial de adsorção e boa condutividade hidráulica, como cascalho, areia lavada ou brita.

Em alguns países, onde os limites de concentração de fósforo para descarga de efluente são valores muito baixos, são empregados materiais filtrantes com alta capacidade de adsorção. Os valores para capacidade de adsorção do fósforo desses materiais estão dispostos na tabela 10. Sendo o principal parâmetro para avaliar a capacidade de adsorção do fósforo a quantidade de Ca presente nestes minerais (BRIX *et al.*, 2001; ZHU *et al.*, 1997).

Tabela 10: Capacidade de adsorção de fósforo em diferentes materiais filtrantes.

Material	Capacidade de adsorção (mg P kg ⁻¹)	Material	Capacidade de adsorção (mg P kg ⁻¹)
Cascalhos	8-48	Concha de ostra	834
Cascalhos rico em Ca, Mg, Fe e Al.	1200-1700	Dolomita	1443-2500
Areia comum	14-290	Apatita	4760
Areia rica em Fe	600-1230	Calcita	400-8750
Areia de concha	335-17000	Minério de Ferro	1400
Arenito	167	ABP ^a	37-12000
Bauxita	610		

^aABP = Agregados de Baixo Peso (Materiais manufaturados).

Fonte: Vymazal e Kröpfelová (2008).

Os organismos que utilizam fósforo em seu metabolismo são chamados de organismos acumuladores de fósforo, nos quais incluem as bactérias *Acinetobacter*, *Pseudomonas* e *Moraxella*. Entretanto, muitos autores relatam que a adsorção aos constituintes do material filtrante e a precipitação são as formas mais expressivas de retenção de fósforo em FHSS. A presença de minerais como cálcio, alumínio e ferro são fundamentais para as reações de precipitação e adsorção, que são controladas pela interação do pH e potencial redox, assim como pela área superficial do material do meio de aderência (COOPER *et al*, 1996 apud PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A remoção de fósforo pelas macrófitas também tem sua importância, principalmente em regiões tropicais, onde os períodos de retirada do material vegetal superficial, através da poda, ocorrem em intervalos de tempo menores e menos uniformes. A tabela 11 apresenta valores de assimilação de fósforo pela *Phragmites australis* em sistemas de tratamento de esgoto doméstico, em diferentes países (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

Tabela 11: Assimilação de fósforo total pela *Phragmites australis* em diversos sistemas de tratamento de esgoto doméstico.

Localização	ASS (g N m ⁻² ano ⁻¹)	N _R (%)
Polônia	5,0	0,5
Rep. Tcheca	3,6	1,2
Austrália	3,4	17,8
Polônia	2,8	0,25
Áustria	2,4	2,6
Estados Unidos	0,7	27

Fonte: Vymazal e Kröpfelová (2008).

2.5.5 Remoção de organismos patogênicos

Muitos organismos patogênicos são excretados nas fezes humanas, alguns principais grupos que possuem potencial de geração de doenças estão apresentados na tabela 12. Dentre eles, destacam-se formas cistos de protozoários e ovos de helmintos, devido a sua resistência ao tratamento, alta persistência ao ambiente e baixa dose infectiva, sendo necessário apenas um ovo ou cisto viável para desencadear uma infecção. O monitoramento de contaminação fecal, através de indicadores, é prática mais comum, os principais indicadores são: *coliformes totais*, *coliformes termotolerantes* (CT) e *estreptococos fecais* (EF). Dentre os CT, o mais utilizado é a bactéria *Escherichia coli* (VON SPERLING, 2005).

Tabela 12: Concentração de organismos patogênicos presentes em esgotos domésticos.

Tipo	Organismo	Contribuição per capta	Concentração
Bactérias	Coliformes totais	$10^9 - 10^{13}$	$10^6 - 10^{10}$
	Coliformes termotolerantes	$10^9 - 10^{12}$	$10^6 - 10^9$
	<i>E. coli</i>	$10^6 - 10^{12}$	$10^6 - 10^9$
	<i>Clostridium perfringis</i>	$10^6 - 10^8$	$10^3 - 10^5$
	Enterococos	$10^7 - 10^8$	$10^4 - 10^5$
	Estreptococos fécais	$10^6 - 10^9$	$10^4 - 10^7$
	<i>Shigella</i> <i>Salmonella</i>	$10^3 - 10^6$ $10^5 - 10^7$	$10^0 - 10^3$ $10^2 - 10^4$
Protozoários (cistos)	<i>Criptosporidium parvum</i>	$10^4 - 10^6$	$10^1 - 10^3$
	<i>Entamoebahistolutica</i>	$10^4 - 10^8$	$10^1 - 10^5$
	<i>Giardia lamblia</i>	$10^4 - 10^7$	$10^1 - 10^4$
Helmintos	Helmintos (ovos)	$10^3 - 10^6$	$10^0 - 10^3$
	<i>Ascaris lumbricóides</i>	$10^1 - 10^6$	$10^2 - 10^3$
Vírus	Vírus entéricos	$10^5 - 10^7$	$10^2 - 10^4$
	Colífagos	$10^6 - 10^7$	$10^3 - 10^4$

Fonte: Von Sperling (2005)

A concentração de organismos patogênicos nos efluentes domésticos varia conforme a renda média e os hábitos de cada comunidade. São comumente encontrados cistos de *Entamoebahistolytica* e de *Giardia lamblia*, além de ovos de *Ascaris lumbricóides*, *Ancilostoma duodenale* e *Trichiristrichiura* (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A remoção dos patogênicos em FHSS ocorre por uma combinação de fatores que envolvem processos físicos de filtração, aprisionamento, adsorção e sedimentação; processos químicos de oxidação, absorção pela matéria orgânica e exposição às substâncias alopáticas, excretadas por

algumas espécies vegetais. Mecanismos biológicos incluem predação por protozoários, nematoides e zooplanctons, ataque por bactéria e vírus e morte natural (SEIDEL, 1965 apud KADLEC E KNIGHT, 1996).

A predação por protozoários, especialmente os ciliados, é um dos fatores mais importante na remoção de agentes patogênicos e bactérias entéricas no tratamento de efluentes em FHSS (PUIGAGUT *et al.*, 2012). Protozoários bacteriófagos, especialmente os ciliados, são encontrados em diversos tipos sistemas de tratamento de efluentes domésticos. Foi demonstrado que ciliados desempenham papel fundamental na remoção de bactérias em sistemas biológicos aeróbios como lodos ativados, filtros de percolação e discos biológicos (CURDS, 1992). Demonstrar papel similar dos ciliados nos FHSS é, provavelmente, mais complicado, devido à natureza heterogênea desses sistemas, à dificuldade em obter amostras representativas e ao padrão descontínuo do fluxo do efluente através do leito filtrante (DECAMP e WARREN, 1998).

Os FHSS possuem zonas onde podem se estabelecer diferentes comunidades de microrganismos, principalmente relacionadas à concentração de oxigênio disponível. Podem ser estabelecidos gradientes de zonas aeróbias e anaeróbias dentro de um mesmo filtro, mesmo em unidades de pequena escala. O conhecimento destas zonas com diferentes concentrações de oxigenação, a dinâmica de formação e acúmulo de biofilme no leito filtrante e a caracterização da comunidade microbiana associada são parâmetros fundamentais para o entendimento dos processos de depuração.

A tabela 13 apresenta valores de concentração desses parâmetros antes e após tratamento de esgotos em sistemas municipais.

Tabela 13: Remoção de indicadores de patogênicos em sistemas municipais.

Parâmetro N ^a	Log ₁₀ NMP 100 mL ⁻¹		
	Entrada	Saída	R
<i>Coliformes termotolerantes</i> 141 (95) ^a	8,22	5,17	3,05
<i>Coliformes totais</i> 75 (52)	9,18	8,25	0,93
<i>Streptococos fecais</i> 36 (26)	5,88	4,46	1,42
<i>Escherichia coli</i> 48 (26)	8,59	7,89	0,76

^a número de dados avaliados (entre parênteses o número de sistemas); ^b R = remoção.

Fonte: adaptada Vymazal e Kröpfelová (2008).

As remoções desses indicadores variam entre 1 e 3 \log_{10} NMP 100 ml^{-1} (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008). Puigagut *et al.* (2007a) apresenta valores de remoção de 1,5 \log_{10} para *Coliformes fecais* (CF).

2.6 HIDRODINÂMICA EM FHSS

Nas duas últimas décadas, o grande número de estudos em FHSS no tratamento de efluentes produziu um banco de dados em remoção de poluentes (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008; KADLEC e WALLACE, 2009), contudo, ainda faltam dados do comportamento hidráulico desses sistemas. A modelagem hidrodinâmica é uma ferramenta importante para concepção adequada de sistemas de tratamento de efluentes, pois está intimamente associada às cinéticas de remoção de poluentes que, por sua vez, é um dos principais parâmetros utilizados no dimensionamento.

Segundo Odum (2007):

Modelo é uma formulação que imita um fenômeno do mundo real e por meio do qual se pode fazer previsões. O modelo pode ser verbal ou gráfico (informal) e estatístico ou matemático (formal). ... também pode ser calibrado e refinado por meio de operações computacionais para adequar-se ao fenômeno do mundo real.

Modelos hidráulicos diferem-se quanto ao tipo de fluxo e ao padrão de mistura, sendo importante considerar a geometria do reator, quantidade de energia por volume e o tamanho ou escala do projeto (VON SPERLING, 2005).

Devido à escassez de conhecimento das propriedades hidrodinâmicas nos FHSS, obtidas normalmente com teste de traçadores, os valores atuais das taxas cinéticas de remoção de poluentes são calculados assumindo uma condição de fluxo pistão ideal. Assim, tais taxas são, muitas vezes, subestimadas, o que pode resultar em dimensionamentos superestimados. Portanto, é fundamental expandir o conhecimento do comportamento hidráulico dos FHSS, a fim de melhorar as estimativas de cinética de remoção e obter previsões mais satisfatórias na concepção final do sistema (GARCIA *et al.*, 2004).

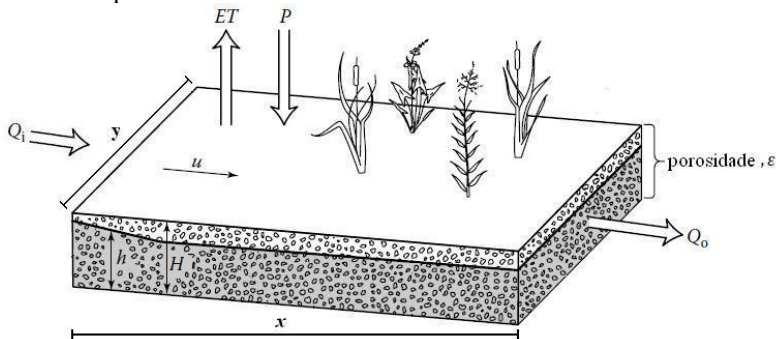
Segundo Kadlec e Knight (1996), modelos de comportamento hidrodinâmicos em filtros plantados são baseados em equações de conservação de massa, energia e momento, associados a uma equação de resistência de atrito que, para tal, utiliza-se mais comumente a equação de Manning. Tais modelos, geralmente, consideram o volume e a porosidade

do leito, a taxa de vazão e a profundidade de água, podendo ser mais complexos, quando incluídas as duas dimensões laterais e o comportamento dispersivo.

Considera-se que o fluxo em FHSS possui uma velocidade constante, portanto, sem variação da energia cinética. Assim, o fluxo é governado pela força gravitacional, balanceado pela resistência do atrito. A equação 11 descreve o balanço de massa com fluxo d'água em duas dimensões e suas componentes estão ilustradas na figura 13:

$$d(\varepsilon.H) dt^{-1} = d dx^{-1} (k.H.dx^{-1}) + d dy^{-1} (k.H dy^{-1}) + P - ET \quad (11)$$

Figura 13: Componentes hidrodinâmicas em FHSS.



Fonte: adaptada de Kadlec e Wallace (2009).

Em que:

ET = Taxa de Evapotranspiração (m dia⁻¹)

P = Taxa de Precipitação (m dia⁻¹)

h = profundidade d'água (m)

H = Altura do meio filtrante

x = distância longitudinal da entrada (m)

y = distância transversal = largura (m)

ε = porosidade; fração de volume d'água (m³ m⁻³)

k = condutividade hidráulica (m dia⁻¹)

u = velocidade longitudinal da água

A velocidade do fluxo d'água no filtro é descrito na equação 12.

$$u = -k dH / dx \quad (12)$$

Uma abordagem simples (unidimensional) é válida para muitas aplicações (equação 13).

$$d(h.u) dx^{-1} = d(Q/y)dx^{-1} = (P- ET) \quad (13)$$

Raramente os FHSS operam verdadeiramente em regime contínuo, contudo, ao considerar as médias de longos períodos, as variações tornam-se menos importantes. As plantas e seus detritos ocupam, geralmente, uma pequena fração de volume d'água ($\varepsilon = 2 - 10\%$). A porosidade é geralmente baixa para areia, brita ou cascalho (na faixa entre $0,35 - 0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$; KADLEC e WALLACE, 2009).

A condutividade hidráulica depende das características do meio, como: porosidade, diâmetro médio (D_{10}), formato e estrutura das partículas. Segundo Kadlec e Knight (1996), se um terço do espaço poroso for obstruído, a condutividade reduzirá em uma ordem de magnitude, de acordo com a equação 14, que foi determinada por uma série de relações que considera a porosidade, o tamanho da partícula e o fluxo de regime laminar.

$$k = p g \varepsilon^{3,7} D^2 / 127,5 (1- \varepsilon) \mu \quad (14)$$

Em que:

p = densidade do fluido (kg m^{-3})

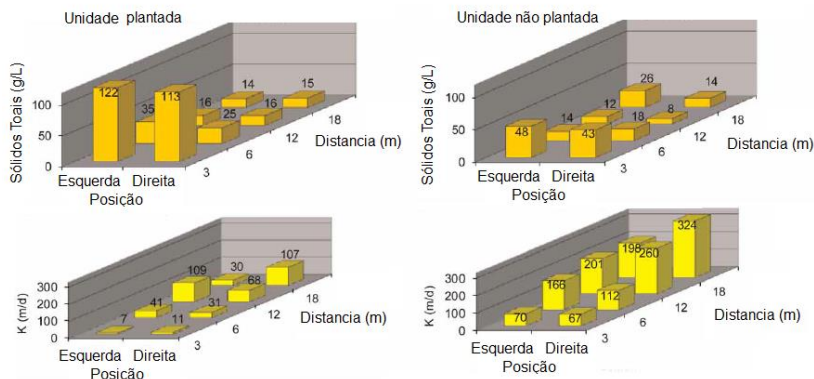
g = gravidade local (m d^{-2})

D = diâmetro médio das partículas (m)

μ = viscosidade do fluido ($\text{kg m}^{-1}\text{d}^{-1}$)

Paoli e Von Sperling (2013) estudaram a redução de k em função do acúmulo de sólidos em unidades plantadas e não plantadas de FHSS. A figura 14 contém os valores de acúmulo de sólidos totais e de k (m d^{-1}) ao longo do comprimento do meio filtrante. A condutividade hidráulica no meio é inversamente proporcional ao acúmulo de sólidos. Como descrito anteriormente, os processos que levam à colmatação são mais intensos nos primeiros metros do comprimento do leito.

Figura14: Acúmulo de sólidos e redução da condutividade hidráulica.



Fonte: Paoli e Von Sperling (2013).

Uma redução significativa nos valores de k provoca o movimento de ascensão do fluxo, que pode ocasionar seu afloramento na superfície. Em sistemas de tratamento de esgoto unifamiliar isso é um problema, devido ao incômodo provocado pelo mau odor. Em sistemas maiores, nos quais é comum o emprego de tecnologias com lâmina de água livre, esse fenômeno pode ser interpretado de forma que o sistema passe operar em uma composição híbrida (fluxo superficial + subsuperficial) que, provavelmente, não irá diminuir sua eficiência.

Os modelos hidráulicos clássicos que se destacam em sistemas de tratamento de efluentes em FHSS são: fluxo de pistão, fluxo dispersivo (FD) e tanques em série de mistura completa (TIS). Na tabela 14 estão as equações destes modelos, considerando os valores residuais de DQO, referente à fração inerte (VON SPERLING e PAOLI, 2013).

Com os dados de concentração de DQO, através destes modelos, é possível obter os coeficientes cinéticos (K ; d^{-1}), mas, para isso, são precisos: o TDH médio (τ), o coeficiente de dispersão (D) e o número de tanques em série ($NTIS$), obtidos através de teste com traçador.

Tabela 14: Modelos de cinética de remoção de DQO em FHSS.

Modelo Tradicional	Modelo com residual C*
Fluxo de pistão	
$C = C_o \cdot \exp(-K \cdot \tau)$	$C - C^* = (C_o - C^*) \cdot \exp(-K \cdot \tau)$
Fluxo dispersivo	
$C = C_o \cdot \alpha$	$C - C^* = (C_o - C^*) \cdot \alpha$
$\alpha = \frac{4a \exp(1/2d)}{(1+a)^2 - \exp(a/2d) - (1-a)^2 \exp(-a/2d)}$	$a = \sqrt{1 + 4K \cdot t \cdot d}$
Tanques em série de mistura completa	
$C = C_o (1 + K \cdot (\tau/NTIS))^{NTIS}$	$C - C^* = C_o - C^* (1 + K \cdot (\tau/NTIS))^{NTIS}$

τ , t = TDH médio; d = coeficiente dispersivo; $NTIS$ = número de Tanques em série.
 Fonte: Von Sperling e Paoli (2013).

2.6.1 Teste com traçador em FHSS

São diversos os traçadores aplicados na avaliação hidrodinâmica de FHSS, destacando-se: Lítio, Brometo, Rodamina WT e Cloreto (KADLEC e WALLACE, 2009). O teste com traçador consiste em adicionar uma substância a um determinado volume de efluente. Essa substância irá alterar alguma propriedade do efluente, de modo que seja possível diferenciar o volume de efluente “marcado” pelo traçador. Com isso, é possível obter o tempo que cada parcela desse volume leva para percorrer o leito filtrante, gerando uma curva de distribuição do Tempo de Detenção Hidráulica (DTD), que servirá de base para obtenção dos principais parâmetros hidrodinâmicos: tempo de detenção médio (τ), tempo de resposta normalizado (ϕ_θ), variância normalizada (σ_θ^2) e eficiência volumétrica (e_v).

O tempo de detenção hidráulica nominal (ou estimado) é igual ao quociente do volume nominal (V ; m^3), pela vazão (Q ; $m^3 \text{ dia}^{-1}$), conforme equação 15:

$$\tau_n = V / Q \quad (15)$$

Em que o volume nominal (V) é igual ao produto da porosidade (ϵ) pela área superficial (S ; m^2), e pela altura da coluna de água (h ; m) do FHSS (equação 16):

$$V = \epsilon S h \quad (16)$$

Existe, na prática, uma diferença entre os valores do volume idealizado e do que realmente é encontrado no sistema, portanto, é fundamental o conceito de eficiência volumétrica (e_v), segundo equação 17:

$$e_v = V_{\text{ativo}} / V_{\text{nominal}} = \eta (\varepsilon S h) / V_{\text{nominal}} \quad (17)$$

Em que:

η = Coeficiente de eficiência de contato

O tempo de detenção médio (τ) é o produto da eficiência volumétrica (e_v) pelo tempo de detenção nominal (τ_n), conforme a equação 18:

$$\tau = e_v \cdot \tau_n \quad (18)$$

A porosidade média (ε) para areia e brita limpa varia entre 0.33-0.45 (KADLEC e WALLACE, 2009). A redução da porosidade, ao longo do tempo, é contabilizada pelo coeficiente de eficiência de contato (η).

É conhecido o efeito de caminhos preferenciais do fluxo dentro dos FHSS, ocasionando que algumas porções do meio filtrante exercem menor ou nenhum contato com o fluido, conhecido também por “zonas mortas”, assim, o volume ativo do filtro plantado, geralmente, é menor que o idealizado. Na literatura, estudos com traçadores em 22 FH resultaram em uma e_v média de 0.83 (KADLEC e WALLACE, 2009).

Na tabela 15 estão alguns destes 22 sistemas citados: os estudos de Chazarenc et al. (2003), na França, que usaram como traçador o Cloreto (Cl^-); e os estudos de George et al. (1998), em Tennessee, Estados Unidos, em FHSS com área 5,9 m².

Tabela 15 : Teste com traçador e eficiência volumétrica em FHSS.

Sistema/ Referência	Recuperação (%)	e_v (%)
Mar – 00 ^a	96	67
May – 00 ^a	82	121
Jul – 00 ^a	87	76
Dec – 00 ^a	78	63
Mar – 01 ^a	91	101
May – 01 ^a	93	50
Jul – 01 ^a	79	80
Dec – 01 ^a	92	55
B1 ^b	94	115
B2 ^b	100	83
K ^b	59	138
I ^b	160	103

^a Chazarenc et al. (2003) e ^b George et al. (1998) apud Kadlec e Wallace (2009).

Quando o tempo de detenção médio (obtido no teste com traçador) é maior que o tempo de detenção nominal ($\tau > \tau_n$), a e_v apresenta valor superior a 100%. Dos doze estudos apresentados na tabela 15, cinco apresentaram esse efeito. Para esta condição ($\tau > \tau_n$), Chazarenc *et al.* (2003) descrevem que os movimentos recirculatórios que o fluido faz dentro do leito filtrante fazem com que o mesmo permaneça mais tempo dentro do sistema. Nessas situações, a abordagem de eficiência volumétrica induz à interpretação de que não existem zonas mortas nesses sistemas, mas não é isso o que, provavelmente, ocorre na prática.

Os cálculos dos valores de e_v (equações 18 e 19) levam em consideração a altura da lâmina de água (h). Os valores de h podem variar conforme as variações de carga hidráulica ao longo do dia. Dessa forma, este parâmetro pode ser subestimado em relação aos valores reais, devido às próprias flutuações da vazão em sistemas de escala real. Portanto, uma abordagem mais adequada deveria considerar, além do cálculo da e_v , um coeficiente de aproveitamento do material filtrante, que é obtido pela relação da altura de coluna de água (h) com a altura do material filtrante (H). Portanto, neste trabalho, além do índice de e_v também foi calculada a eficiência volumétrica total do leito filtrante (e_T), conforme a equação 19:

$$e_T = \tau / \varepsilon S H \quad \text{ou} \quad e_T = (h / H) \cdot e_v \quad (19)$$

A figura 16 apresenta uma situação hipotética, na qual a altura h é subestimada a $e_v > 100\%$ e, ainda assim, existem zonas mortas, pois apenas 65% do volume poroso exercem contato com o esgoto.

Estudos de traçadores mais precisos são mais prontamente reproduzidos por modelos hidrodinâmicos. Esta precisão significa o uso de traçadores adequados, frequência de amostragem significativa, além do conhecimento exato do volume do FHSS. Um traçador adequado deve ser conservativo (não reagir ou reagir pouco), possuir baixa dispersão molecular, baixa adsorção e/ou precipitação e, com isso, apresentar uma boa taxa de recuperação de massa (Rec; equação 20), possuir a mesma densidade do efluente e não apresentar efeito tóxico ao ecossistema do FHSS (WERNER e KADLEC, 2000).

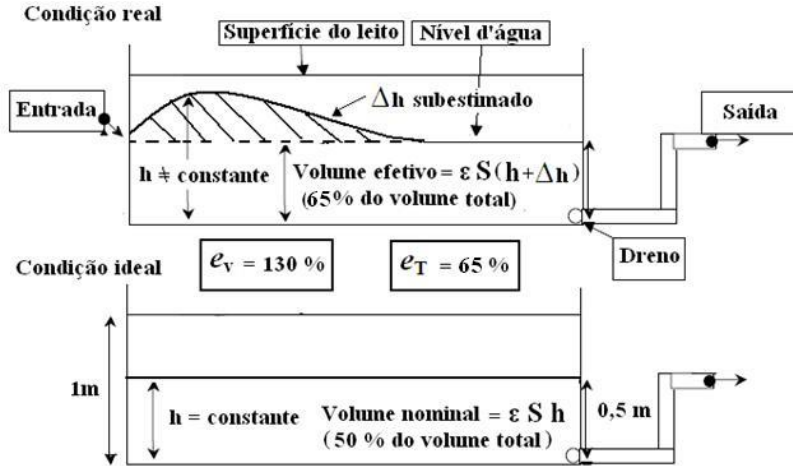
$$\text{Rec (\%)} = \frac{\int_0^{\infty} Q(t) C(t) dt}{M_t} \cdot 100 \quad (20)$$

Em que:

M_t = massa total;

$Q(t)$ = função temporal da vazão
 $C(t)$ = função temporal da concentração do traçador

Figura 15: Esquema gráfico de eficiência volumétrica: volume total x volume nominal.



Pela resposta do traçador, é possível obter a curva de DTD ($E(t)$), que é a função que representa a probabilidade de tempo em que as diversas frações do efluente permanecem no FHSS (equação 21; KADLEC e WALLACE, 2009):

$$E(t) = \frac{Q(t) C(t)}{\int_0^{\infty} Q(t) C(t) dt} \quad (21)$$

O TDH médio (τ) é a integral dos instantes em que as diversas parcelas permaneceram no FHSS e é obtido pela curva de DTD ($E(t)$), segundo a equação 22:

$$\tau = \int_0^{\infty} t E(t) dt \quad (22)$$

Outro parâmetro que também define o comportamento hidrodinâmico nos FHSS é o tempo de resposta (τ_r), que corresponde ao tempo que leva entre o instante em que o traçador é adicionado na entrada até o instante em que começa a sair do sistema, obtido diretamente pela curva de resposta do traçador. Através do quociente do τ_r pelo tempo de

detenção médio (τ), é possível obter o tempo de resposta normalizado (ϕ_θ ; equação 23), que permite avaliar sistemas com diferentes τ :

$$\phi_\theta = \tau_r / \tau \quad (23)$$

Com a curva de DTD ($E(t)$), junto com o τ , é possível determinar a variância normalizada (σ_θ^2), segundo a equação 24:

$$\sigma_\theta^2 = [\int_0^\infty (t - \tau)^2 E(t) dt] / \tau \quad (24)$$

A variância normalizada (σ_θ^2) pode ser usada como uma medida dos processos dispersivos em FHSS, pois permite estimar o número de dispersão (d) que é usado para caracterizar o grau de não idealidade das condições do modelo de Fluxo de Pistão. É possível obter o d pela equação 25 (KADLEC e WALLACE, 2009) para dispersão axial de pequena intensidade ($d < 0,01$), ou pela equação 26, proposta por Levenspiel (1999), para estimativa do número de dispersão, considerando um significativo grau de desvio do Fluxo de Pistão ($d > 0,01$).

$$\sigma_\theta^2 = 2d \quad (25)$$

$$\sigma_\theta^2 = 2d - 2d^2 (1 - \exp(-1/d)) \quad (26)$$

O mais comum no dimensionamento de FHSS é assumir as condições de reator de fluxo pistão. Dos modelos clássicos, os que melhor representam estes sistemas são os de FD e TIS. Entretanto, para estes modelos, são necessários testes com traçadores para obter o número de dispersão (d) e o número de tanques em série ($NTIS$).

O $NTIS$ pode ser obtido pela equação 27, ou pela equação 28 para dispersão de grande intensidade ou se o τ_p encontrado não for representativo. A curva de DTD pode ser ajustada ao modelo de TIS, selecionando valores de $NTIS$ e τ para minimizar o erro (e.g., Solver em Excel™; KADLEC e WALLACE, 2009).

$$NTIS = \tau / (\tau - \tau_p) \quad (27)$$

$$NTIS = 1 / (2d - 2d^2 (1 - \exp(-1/d))) \quad (28)$$

Aplicando esses modelos em sistemas domiciliares, é importante levar em consideração algumas particularidades, como a vazão e as características do esgoto de sistemas unifamiliares. Quanto mais preciso o conhecimento da vazão e do volume de esgoto que reside no sistema, mais confiáveis serão os dados obtidos no teste com traçador. Se houver variação da vazão durante o teste com o traçador, isso deve ser considerado no cálculo da curva de DTD (equação 21). É característica de sistemas unifamiliares possuírem uma alta variação da vazão e efluente de esgoto fresco, ou seja, recém formado e com altos percentuais de matéria orgânica e sólidos.

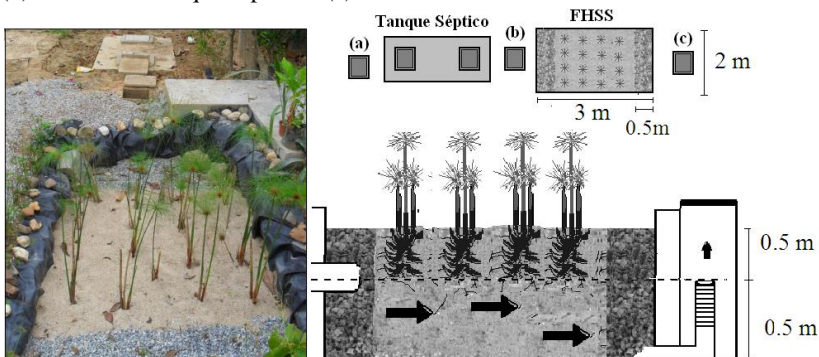
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL

A unidade experimental localiza-se em uma residência situada em uma área rural do município de Santo Amaro da Imperatriz - SC, onde vivem quatro pessoas, que constituem uma família composta por um casal e dois filhos. A residência dispõe de um sistema de saneamento descentralizado, construído e executado pelo Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte de um projeto de pesquisa financiado pelo CNPq – fundos setoriais CT-HIDRO e CT-AGRO.

O sistema de tratamento de esgoto doméstico estudado é composto por um tanque séptico (TS), seguido de um filtro plantado com macrófitas de fluxo subsuperficial e horizontal (FHSS), com disposição final através de valas de infiltração no solo. O sistema inclui também 3 pontos de monitoramento de efluentes: (a) efluente bruto, (b) saída do tanque séptico e (c) saída do FHSS (Figura 16).

Figura 16: Ilustração do sistema de tratamento de esgoto em estudo, composto pelo tanque séptico e o FHSS, com três pontos amostrais: (a) efluente doméstico bruto, (b) efluente do tanque séptico e (c) efluente final.



3.2 DIMENSIONAMENTO E DIRETRIZES DE CONSTRUÇÃO DO SISTEMA

O dimensionamento do tanque séptico seguiu a norma brasileira ABNT/NBR7229/92.

O meio filtrante foi preenchido com brita, nas zonas de distribuição e recolhimento, e areia, na porção central (Figura 17). A areia possui diâmetro efetivo $D_{60} = 1,2\text{mm}$ e $D_{10} = 0,4\text{mm}$ ($C_u = 3$). As tubulações de entrada e saída são de cano PVC (75 mm), conectadas aos tubos de alimentação e drenagem, que são canos de 2 m com 10 orifícios equidistantes, dispostos perpendiculares à direção do fluxo. A macrófita selecionada foi o Papiro (*Cyperus papyrus*), devido as suas características desejáveis no tratamento em FHSS e também pelo seu excelente aspecto paisagístico. As mudas foram plantadas a uma razão de quatro mudas por metro quadrado, seguindo as orientações de Brix (1997).

O FHSS foi dimensionado pelo GESAD, seguindo as recomendações da literatura Philippi e Sezerino (2004), que adotam uma condição de reator de fluxo pistão e cinética de primeira ordem (K igual a $0,7\text{ d}^{-1}$; equação 29). Foi estimado uma concentração média afluente e efluente de DBO_5 igual a 485 e 60 mg L^{-1} , respectivamente, e Q igual $0,5\text{ m}^3\text{ dia}^{-1}$. Profundidade de $0,5\text{m}$ com 40% de porosidade.

$$A = Q (\ln C_0 - \ln C) (K \varepsilon h)^{-1} \quad (29)$$

Em que:

Q = Vazão afluente ($\text{m}^3\text{ dia}^{-1}$)

C_0 = Concentração de DBO_5 do afluente (mg L^{-1})

C = Concentração de DBO_5 do efluente (mg L^{-1})

K = Constante de remoção de DBO_5

ε = Porosidade do material filtrante

h = Profundidade da coluna de água(m)

A partir destes dados, pode-se calcular (equação 29) uma área superficial requerida para o FHSS de 6m^2 . O sistema foi projetado com as seguintes dimensões: 2 m de largura, 3 de comprimento e 0,5 m de profundidade de lâmina de água, tendo, portanto, uma área superficial de 6 m^2 e volume útil de $1,2\text{ m}^3$.

O material impermeabilizante escolhido é uma manta PEAD (0,8mm), pois apresenta um custo reduzido em relação à alvenaria convencional e pode ser executada em menor tempo, devido as suas propriedades plásticas, apresentando ainda boa durabilidade também. Os acessórios hidráulicos que compõe as zonas de distribuição e recolhimento são canos perfurados.

3.3 MONITORAMENTO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICO-BIOLÓGICOS DO EFLUENTE

O sistema foi finalizado em março de 2011, o monitoramento do efluente ocorreu entre maio de 2011 até outubro de 2012. A avaliação seguiu os procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), resumidos na tabela 16.

Amostras de 200 mL foram coletadas de forma simples nos 3 pontos do sistema (esgoto bruto, saída do tanque séptico e na saída do FHSS). Buscou-se atender uma frequência de amostragem bimensal, contudo, houve períodos em que a frequência foi mensal, totalizando 25 campanhas de amostragem. As coletas foram realizadas pela manhã e as amostras analisadas nos mesmo dia.

Tabela 16: Parâmetros e métodos analíticos avaliados no efluente do sistema.

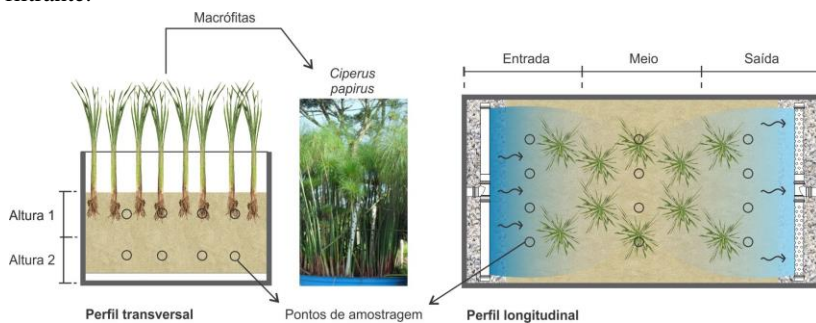
Potencial Hidrogeniônico	Método eletrométrico - Standard Methods 4500-H+ (APHA, 2005).
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	Leitura em pHmetro digital, modelo B474 - MICRONAL® Titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,02N – Standard Methods 2320B (APHA, 2005)
SS (mg.L ⁻¹)	Método gravimétrico - filtragem em membrana de fibra de vidro e secagem a 105°C - Standard Methods 2130B (APHA, 2005)
ST (mg.L ⁻¹)	Método gravimétrico (105°C) Standard Methods 2130B (APHA, 1998)
STV(mg.L ⁻¹)	
STF (mg.L ⁻¹)	Método gravimétrico – calcinado a 550°C (APHA, 2005)
DQO total (mg.L ⁻¹)	Digestão em refluxo fechado - método colorimétrico – Standard Methods 5220D (APHA, 2005). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	Método colorimétrico de Nessler (VOGEL, 1981). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Nitrogênio nitrato (mg.L ⁻¹)	Método colorimétrico com brucina - Standard Methods (APHA, 1972). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Fósforo ortofosfato (mg.L ⁻¹)	Método do ácido Vanadomolybdato (APHA, 2005). Leitura em espectrofotômetro HACH®
<i>Coliformes totais e Escherichia coli</i> (NMP. 100 mL ⁻¹)	Substrato cromogênico. Colilert®

3.4 AVALIAÇÃOMICROBIOLÓGICA DO LEITO FILTRANTE

A caracterização microbiológica dos filtros foi realizada no leito filtrante por meio de três parâmetros: contagem de bactérias heterotróficas, percentual de sólidos voláteis e análises microscópicas do biofilme aderido no material filtrante.

As amostras foram coletadas do leito filtrante em três posições no perfil longitudinal (entrada - porção inicial, meio e saída - porção final do filtro) e duas alturas no perfil transversal (altura 1 - superfície até a altura média; altura 2 - altura média até o fundo dos filtros). Em resumo, as amostras avaliadas foram: entrada - altura 1; entrada - altura 2; meio - altura 1; meio - altura 2; saída - altura 1; saída - altura 2, em ambos os filtros (Figura 17). As amostras foram retiradas com um cano de metal (75 mm de diâmetro e 1,5 m de comprimento), que permitiu extrair todo perfil transversal de um determinado ponto. Na coleta, era retirada uma amostra de 100 mL para cada ponto e devolvido ao material restante. As coletas foram realizadas quinzenalmente, durante seis meses. Quando se iniciou esta avaliação, o sistema já estava em operação há doze meses.

Figura 17: Pontos de amostragem para caracterização microbiológica do leito filtrante.



Para contagem das bactérias heterotróficas, foi utilizado o plaqueamento em Placa 3M™ Petrifilm™, e incubação à 37°C, por 48 horas (resultados expressos em unidades formadoras de colônias por grama - ufc.g⁻¹). Para o percentual de sólidos voláteis seguiu-se as recomendações descritas no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Para caracterização microbiológica, foi realizado um procedimento de desprendimento de biofilme das partículas de areia. Amostras de 10 g de leito filtrante (areia + biofilme) eram misturadas por agitação forçada em 20 mL de água destilada, em seguida, era realizada microscopia ótica de 1 mL da solução com biofilme desprendido (Microscópio Olympus BX40, aumentos de 100 e 400x), com a captura de imagens em câmera acoplada, e a posterior identificação e contagem dos microrganismos predominantes.

3.5 TESTE COM TRAÇADOR QUÍMICO (NaCl)

A avaliação hidráulica foi feita através de campanhas de monitoramento de vazão em campo e com o teste de traçador químico. Com isso, obtiveram-se os parâmetros necessários para avaliação hidrodinâmica e o cálculo do coeficiente de remoção de DQO (K , d^{-1}): vazão (Q), curva de DTD, TDH médio (τ), coeficiente de Dispersão (D) e número de tanque em série (NTIS).

A campanha de monitoramento da vazão consiste em medir, por um determinado período, todo efluente produzido na residência através do volume de esgoto que sai do tanque séptico e do FHSS. A campanha de monitoramento da vazão durou 4 dias (84 horas).

O traçador escolhido para o teste foi o NaCl. Na escolha deste traçador, deve-se levar em conta o seu efeito sobre a vegetação. O uso do NaCl não é aconselhável em sistemas cuja a quantidade de massa de traçador necessária para o teste for nociva às plantas.

A concentração do traçador foi avaliada através de duas metodologias: valores de condutividade elétrica (CE) e pela concentração de Cloretos (Cl^-). Os valores de CE, obtidos em campo, ajudaram a conduzir as amostragens para determinação de Cl^- em laboratório. A concentração Cl^- foi determinada através do método proposto por Zall *et al.* (1956), utilizando Espectrofotômetro DR 2010 Hach para ler Cloretos na faixa de 0-20 $mg L^{-1}$. A curva DTD, o TDH médio, o número de dispersão (d) e taques em série (NTIS) foram obtidos pelo software Excel, com as programações fornecidas pelo pesquisador Marcos Von Sperling, professor da Universidade Federal de Minas Gerais.

O teste do traçador iniciou-se com injeção de 20 L de uma solução preparada com 200 g de NaCl em efluente do Tanque Séptico, ou seja, uma concentração de aproximadamente 10 $g L^{-1}$ de NaCl. O traçador foi introduzido na forma de pulso, durante 30 segundos, às 10:00 horas do dia 20/11/12, e a última coleta de amostra foi às 13:00 horas do dia 24/11/12. No total, foram coletadas 22 amostras para avaliar em laboratório a concentração de Cloretos, das quais foi obtida a curva de DTD. O monitoramento da CE foi realizado no efluente da saída do tanque séptico, no meio e na saída FHSS. Para medir a CE no meio do filtro, foi escavado um poço, onde foi introduzido o sensor durante as aferições.

Devido às variações de vazão, características de sistemas residenciais unifamiliares, com o intuito de simplificar os cálculos hidrodinâmicos, buscaram-se equalizar a vazão na residência. Isso foi feito aumentando a

produção de efluente na residência nos momentos de menor vazão, resultando em uma vazão média de aproximadamente $0,5 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 REMOÇÕES DE POLUENTES DO EFLUENTE

Os resultados do monitoramento do efluente estão resumidos na tabela 17.

Tabela 17: Concentrações e remoção dos principais parâmetros físico-químicos avaliados no sistema.

Parâmetros (N) ^a	Esgoto Bruto	Saída do Tanque Séptico	Saída do FHSS	Rem ^b (% ou log ₁₀)		
				TS	FHSS	Global
pH	(25) ^a	(26)	(23)			
Médio	7,7	7,4	7,1			
DP ^c	0,7	0,4	0,3			
Min	6,0	6,7	6,4			
Max	9,1	8,4	7,6			
DQO (mg L ⁻¹)	(23)	(26)	(16)			
Médio	2016	505	88	75	82	96
DP	1261	61	14			
Min	345	430	61			
Max	4964	658	124			
SS (mg L ⁻¹)	(23)	(26)	(21)			
Médio	771,3	85,9	17,1	89	80	98
DP	682,2	24,3	8,0			
Min	118,0	52,0	6,0			
Max	2350,0	164,0	40,0			
NH ₄ -N (mg L ⁻¹)	(20)	(26)	(21)			
Médio	66,2	93,9	72,0	-	23	-
DP	28,9	16,2	16,5			
Min	17,5	67,1	40,0			
Max	131,0	123,0	97,0			
P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	(25)	(26)	(23)			
Médio	60,0	35,5	13,0	40	63	78
DP	34,9	11,9	7,0			
Min	10,1	2,40	1,2			
Max	2350,0	164,0	40,0			
CT(NMP 100mL ⁻¹)	(6)	(7)	(8)			
Médio log₁₀	7,77	7,03	5,73	0,74	1,3	1,97
EC (NMP 100 mL ⁻¹)	(8)	(7)	(8)			
Médio log₁₀	6,68	5,91	4,75	0,77	1,16	1,93

^aNúmero de dados; ^bRemoção em % e escala log₁₀ para CT e EC; ^c Desvio Padrão

O efluente bruto é característico de esgoto domiciliar unifamiliar convencional, ou seja, sem nenhuma segregação, portanto, recebe contribuição de todo efluente produzido na residência: banheiro (banho e latrina), cozinha e lavagem de roupas. Havia fezes nas amostras de esgoto bruto retiradas na caixa de passagem. Devido a essas características, esperam-se valores elevados da concentração de DQO e SS das amostras de esgoto bruto. Isso explica os valores médios de 2016 e 771 mg L⁻¹, encontrados para estes parâmetros, respectivamente. As taxas de remoções globais apresentadas para estes dois parâmetros (96 % - DQO e 98% - SS) demonstram o potencial dessa combinação (TS + FHSS) para remoção de matéria orgânica. Em contrapartida, também fica evidente a limitação desse sistema em transformar o nitrogênio amoniacal.

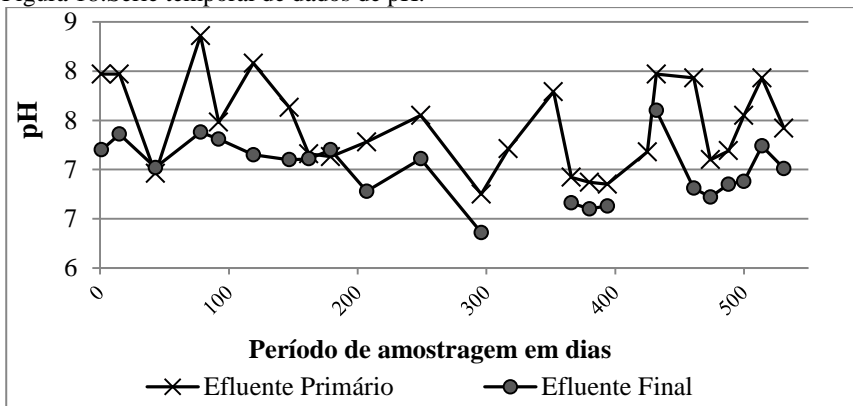
Considerando os valores encontrados de fósforo ortofosfato, que foram acima do esperado para esgoto doméstico, também levando em consideração que é uma residência em ambiente rural, foi levantada a hipótese de que o afluente tenha recebido contribuição de lavagem de ferramentas agrícolas com resíduo de fósforo.

Os valores de remoção de indicadores de contaminação fecal, aproximadamente 2 unidades de log 10, foram satisfatórios para esta tecnologia. Em geral, os valores de remoção de CT e ET em FHSS estão próximos de 1,5 log10 (PUIGAGUT *et al.*, 2007)

4.1.2 pH e Alcalinidade

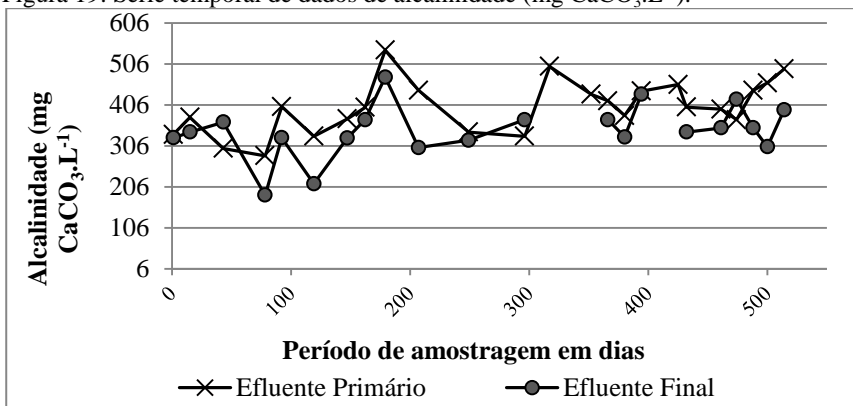
O pH e a alcalinidade são parâmetros importantes, pois influenciam em quase todos processos bioquímicos de remoção de poluentes nos FHSS. Portanto, monitoramentos destes parâmetros enriquecem o banco de dados do sistema avaliado. Nas figuras 18 e 19 estão as séries de dados de pH e de alcalinidade do efluente primário (saída do taque séptico) e final (saída do FHSS) ao longo do período de amostragem.

Figura 18: Série temporal de dados de pH.



Observa-se que os efluentes primários e final mantiveram seu pH próximo à neutralidade, sendo o pH do efluente primário levemente superior, apresentando alguns resultados acima de 8,5.

Figura 19: Série temporal de dados de alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$).



A alcalinidade manteve-se na faixa de 200 – 500 $\text{mg CaCO}_3\cdot\text{mL}^{-1}$, tendo uma leve redução do tratamento primário para o secundário. Na tabela 18 estão os valores médios de pH e alcalinidade ($\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$), avaliados neste estudo e de mais três estudos realizados em Minnesota com efluente de TS (KADLEC e WALLACE, 2009).

Tabela 18: pH e Alcalinidade em FHSS com efluente de TS.

	pH		Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Este estudo	7,4	7,1	401	343
1995-1998 ^a	7,23	7,12	383	393
1996-1999 ^a	7,23	7,07	466	479
1996 – 1999 ^a	7,23	7,11	466	488

Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

Observe na tabela 18 que os resultados encontrados neste estudo estão próximos ao que reporta a literatura, contudo, foi observada uma pequena redução da alcalinidade, quando se esperava um leve aumento.

4.1.3 Orgânicos e Sólidos

A remoção de orgânicos é avaliada através das concentrações dos parâmetros físico-químicos, que indicam a presença de matéria carbonácea: DQO, SS, ST e STV.

A principal função do tratamento primário é a remoção de sólidos, especialmente os SS, pois, em concentrações elevadas, é a principal causa do processo de colmatação na entrada do FHSS. Entretanto, a biodigestão anaeróbia, promovida pelo TS, também reduz a carga orgânica. A faixa de concentração de SS do efluente primário foi 22-124 mg L⁻¹, com valor médio de 85,9 mg L⁻¹. A literatura reporta valores de sistemas residenciais próximos aos encontrados neste estudo: 85-124 mg L⁻¹ (NERALLA *et al.*, 2000), 90-517 mg L⁻¹ (CASELLES-OSORIO *et al.*, 2007) e 20-246 mg L⁻¹ (GIKAS e TSIHRINTZIS, 2012).

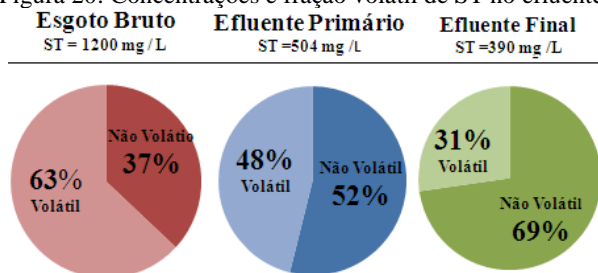
Na tabela 17 encontram-se os dados de DQO e SS, enquanto na tabela 19, encontram-se as remoções desses parâmetros e dos STV em termos de taxa de aplicação superficial (g m⁻².dia⁻¹), calculados através do produto da concentração média pela vazão média diária afluyente obtida com o monitoramento em campo.

Tabela 19: Taxas de aplicações superficiais e remoções de DQO, SS e ST do efluente.

	Saída do Tanque Séptico	Saída do FHSS	Rem (g m ⁻² dia ⁻¹)	Rem (%)
DQO (g m ⁻² dia ⁻¹)	22,7	4,0	18,7	83
SS (g m ⁻² dia ⁻¹)	4,0	0,8	3,2	81
STV (g m ⁻² dia ⁻¹)	10,5	5,2	5,3	50

O FHSS apresentou eficiência em torno de 80%, em termos de concentração e carga, com remoções de 18,7 e 3,2g m⁻² dia⁻¹, com efluente final em concentrações de 90 e 17 mg L⁻¹ para os parâmetros DQO e SS, respectivamente. Na figura 20, é possível observar o decaimento da fração volátil dos ST nos três estágios do sistema. Isso evidencia a transformação da matéria orgânica dentro do sistema.

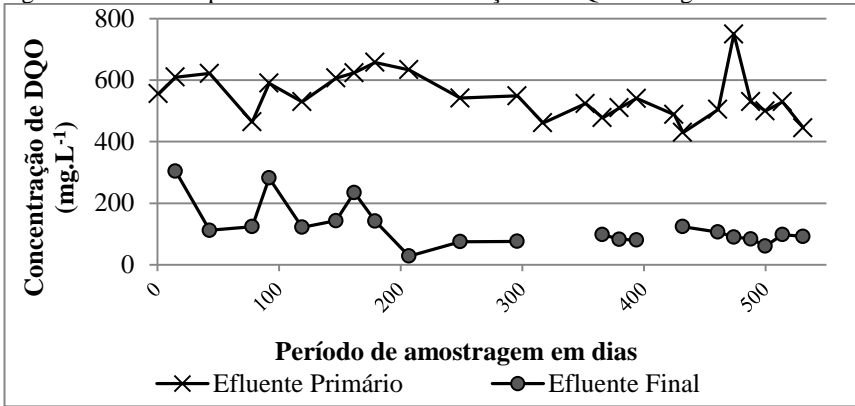
Figura 20: Concentrações e fração volátil de ST no efluente.



No esgoto bruto, 63% da massa dos sólidos totais são representadas pela fração volátil (fração que entra em combustão a 550°C). Devido aos processos físicos e bioquímicos envolvidos no tratamento, nas etapas subsequentes do tratamento, além da redução da massa de ST, também é reduzida a fração volátil. Após o tratamento primário, o valor da concentração média de ST cai de 1200 para 504 mg L⁻¹ e a fração volátil é reduzida a 48%. Após o tratamento no FHSS, a concentração média foi de 390 mg L⁻¹ e com uma fração volátil de 31% da massa.

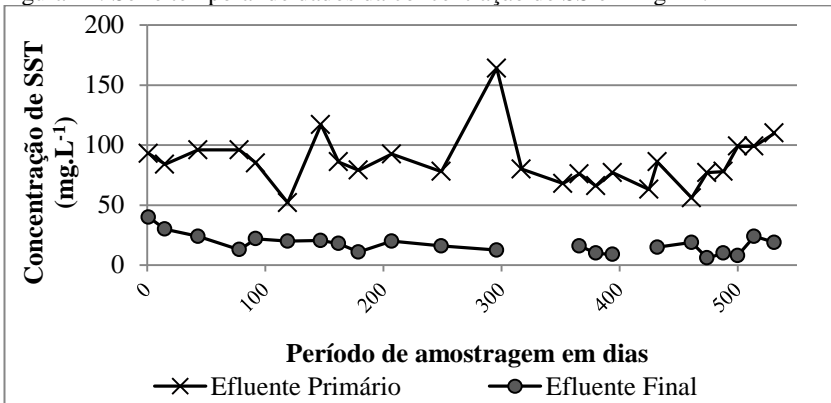
Nas figuras 21e 22 estão as séries de dados de concentração de DQO e de SS do efluente primário (saída do taque séptico) e final (saída do FHSS) ao longo do período de amostragem.

Figura 21: Série temporal de dados da concentração de DQO em mg L^{-1} .



O tratamento primário promoveu redução da DQO do esgoto bruto, mantendo o nível de concentração do efluente primário aproximadamente na faixa de 400 – 600 mg L^{-1} . No efluente final, observa-se uma maior variação nas concentrações de DQO até os 200 primeiros dias, isso, provavelmente, está relacionado com o tempo necessário para estabelecimento das funções biológicas encontradas no meio de suporte. Após esse período, os valores de concentração de DQO estiveram nas proximidades de 90 mg L^{-1} .

Figura 22: Série temporal de dados da concentração de SS em mg L^{-1} .



O tratamento primário mostrou-se efetivo, mantendo as concentrações de SS abaixo de 100 mg L^{-1} , exceto em dois eventos do monitoramento. A redução das flutuações dos valores de SS do efluente

primário para o final é evidente na figura 22, na qual também fica claro a capacidade do FHSS em remover os SS, mesmo com concentrações afluentes acima de 150 mg L⁻¹.

4.1.4 Nitrogênio e Fósforo

Dos parâmetros analisados para o nitrogênio, somente a amônia foi representativa, os valores de nitrato apresentaram-se, em sua maioria, abaixo do limite de detecção, e o nitrito não foi identificado. Pôde-se perceber que a nitrificação não foi a principal via de transformação do nitrogênio amoniacal.

O processos de transformação de nitrogênio reduziram, em média, 0,98 g N-NH₄m⁻²dia⁻¹, resultando em uma concentração média no efluente de 72 mg L⁻¹. As condições nos FHSS não são ideais para que ocorra uma nitrificação satisfatória. O aporte de oxigênio atmosférico para dentro do leito é favorecido pelas macrófitas, entretanto, limitam-se às regiões adjacentes, às raízes e caules. Devido a isso, é comum a combinação de diferentes configurações da tecnologia (sistemas híbridos com ou sem recirculação) em prol de melhores condições para transformação do nitrogênio.

Tanner *et al.* (2012) apresentam cinco alternativas com FHSS, da configuração mais simples (sistema horizontal passivo) à mais complexa (sistemas híbrido com recirculação) e discute suas vantagens e desvantagens. Em geral sistemas com maior eficiência na transformação do nitrogênio irão demandar mais mecanismos hidráulicos, uso de bombas, consumo de energia elétrica e uma manutenção com mais critérios técnicos.

A presença do elemento fósforo no efluente foi avaliada através da sua forma mais simples, fósforo ortofosfato (P-PO₄). O FHSS removeu em média 1 gP-PO₄m⁻²dia⁻¹, produzindo efluente final com concentração média de 13 mg L⁻¹. É conhecido que neste processo atuam principalmente processos físicos e reações de precipitação envolvendo os metais de Fe, Al e Mn, e com menor importância o consumo deste nutriente pela macrófita (VYMAZAL, 2011). Contudo para isso ser verdade é necessário a presença desses metais em condições suficientes. Não foi avaliado a concentração desses metais no material filtrante, tampouco a produção de biomassa pela macrófita, portanto não é possível afirmar qual foi a principal via de remoção do fósforo.

4.2 AVALIAÇÕES MICROBIOLÓGICAS

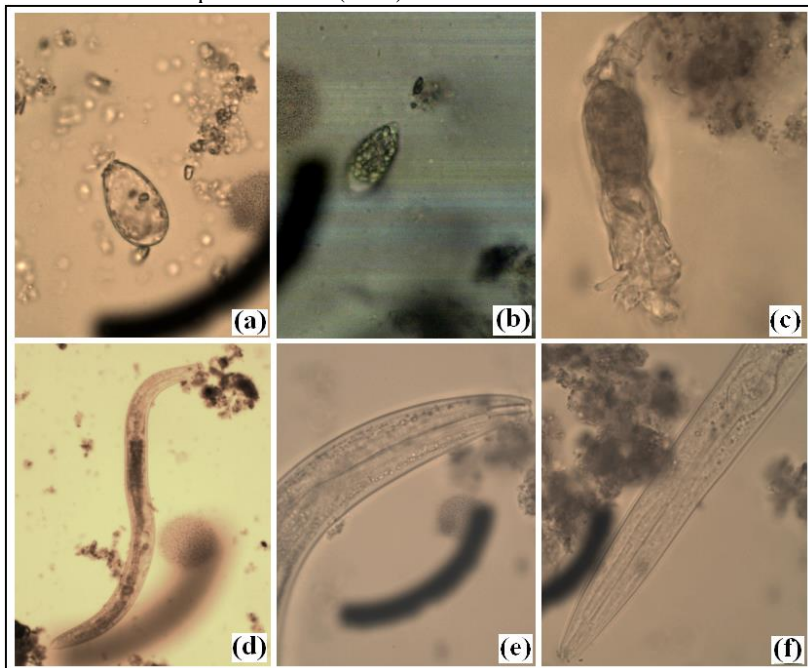
A diferença da concentração de indicadores de contaminação fecal no afluente e efluente do FHSS foi de 1,3 e 1,16 \log_{10} (NMP 100ML⁻¹), para os parâmetros CT e EC, respectivamente. A predação por ciliados bacteriófagos é um dos mais importantes fatores que afetam a remoção de bactérias nos FHSS (DECAMP e WARREN, 1998).

Por meio da avaliação microscópica das amostras de biofilme desprendido da areia, identificaram-se organismos pertencentes principalmente aos grupos dos ciliados, nematoides e rotíferos. A maior parte dos microrganismos identificados foram ciliados livres (90%), seguido por nematoides (6%) e rotíferos (4%). Entre os ciliados, as espécies identificadas que predominaram em número de indivíduos foram *Tetrahymena pyriformi* e *Tropidoatractus acuminatus*, representados pelas letras (a) e (b) na figura 23. A identificação das espécies de nematoides foi possível pela avaliação taxonômica das extremidades dos microrganismos (Figura 27 - e, f).

Ciliados são protozoários, em sua maioria, aeróbios que habitam praticamente todos os sistemas biológicos de tratamento de efluentes, bastante empregados como bioindicador de desempenho nos sistemas de tratamento de efluente convencional (MADONI *et al.*, 1998). Os ciliados podem aumentar o desempenho dos sistemas, pois estimulam o crescimento de bactérias envolvidas na ciclagem de nutrientes através da predação, auxiliam na penetração de oxigênio, intensificam a atividade microbiológica (DECAMP e WARREN, 1998). A presença de ciliados nos filtros é um indicador do estabelecimento de condições aeróbias, as quais são necessárias aos processos de estabilização aeróbia da matéria orgânica.

Em termos de concentração de biomassa, nos sistemas convencionais de tratamento de esgotos, os ciliados estão em segundo lugar, após as bactérias, representando 10% da biomassa total (MADONI, 1994). Estudos buscaram entender a relação entre os ciliados e a dinâmica de formação de biomassa nos FP. Como resultados, Puigagut *et al.* (2007b) encontraram que os ciliados representaram 45% da matéria orgânica total em termos de sólidos suspensos voláteis.

Figura 23: Imagens de microrganismos (Microscópio Olympus): (a) *Tetrahymena pyriformi*(400x), (b)*Tropidoatractus acuminatus* (400x), (c) *Rotatória sp* (400x), (d) *Pelodera chitwood* (100x): (e) *Pelodera chitwood* parte superior (400x) e (f) *Pelodera chitwood* parte inferior (400x).



A porção inicial do leito é onde ocorre o primeiro contato com o efluente e, portanto, é onde se espera uma maior atividade microbiológica (DECAMP e WARREN, 1998). A superfície é a região mais próxima aos rizomas e raízes das macrófitas, portanto, com melhores condições de oxigênio e substrato para formação de biofilme e desenvolvimento da atividade microbiana aeróbia (TANNER, 2001).

Os resultados da caracterização microbiológica do leito filtrante pelos parâmetros: percentual de SVT, contagem de bactérias aeróbias (ufc.mL^{-1}) e de microrganismos pertencentes à microfauna ($\text{microrganismo.mL}^{-1}$) estão apresentados nas figuras 24, 25 e 26.

Figura 24: Percentuais de SV nos diferentes pontos do leito filtrante.

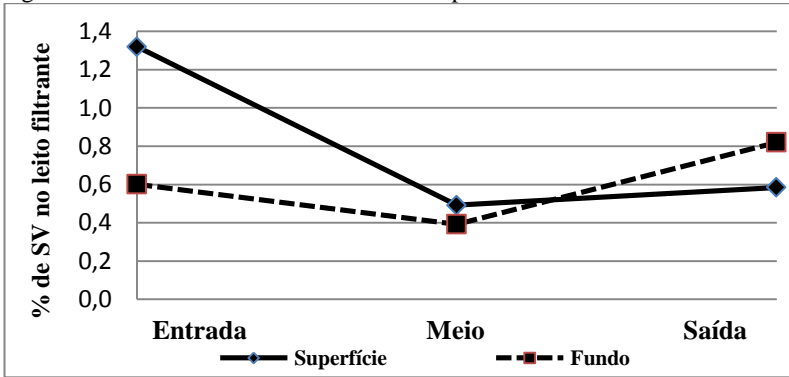


Figura 25: Contagem de bactérias heterotróficas (ufc.mL⁻¹) em log10 no leito filtrante.

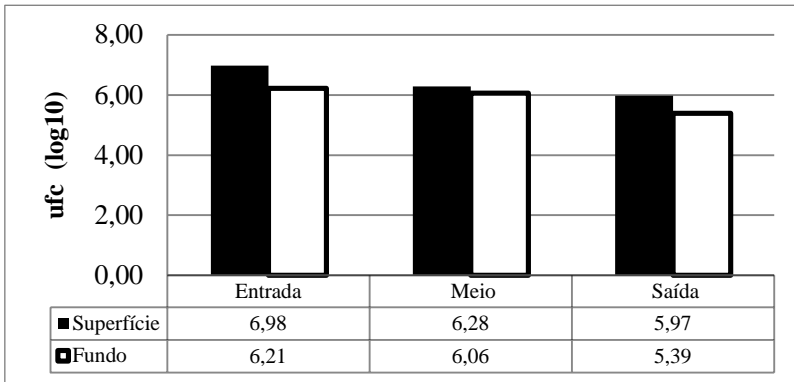
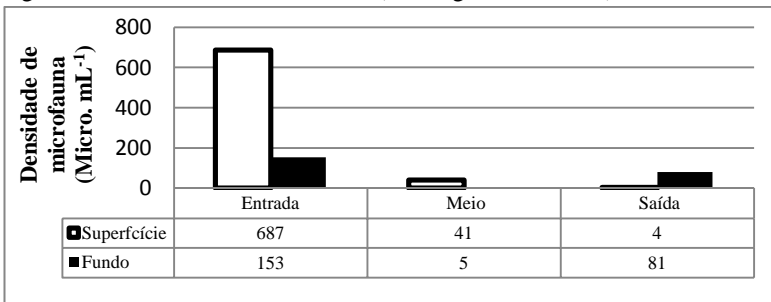


Figura 26: Densidade de microfauna (microorganismo . mL⁻¹) no leito filtrante.



O número de unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas e o de microrganismos pertencentes à microfauna foram superiores na porção da entrada e na superfície. O sistema estava em operação há 12 meses, quando foram iniciadas as análises microbiológicas, portanto, é provável que somente a porção da entrada já estivesse com condições de substrato adequado para o desenvolvimento de uma microbiota mais diversificada.

A tendência geral é o decréscimo da biomassa e da atividade (respiração) microbiana com o aumento da profundidade e da distância da entrada na maioria dos filtros com areia ou cascalho (NGUYEN, 2000; NURK *et al.*, 2005, PAOLI e VON SPERLING 2013). Comportamento semelhante foi descrito por Nguyen (2001) na avaliação de leitos filtrantes preenchidos com cascalho. O autor encontrou diferenças significativas na quantidade de biomassa aderida, que foi maior nos primeiros 10 cm na superfície do leito do que nas camadas inferiores, o que atribuiu às mudanças na composição e concentração da matéria orgânica ao longo do gradiente de profundidade.

De acordo com a figura 28, observa-se que, na parte superior do filtro, o percentual de SV foi mais elevado na entrada, sendo reduzido do meio para saída. O percentual de SV na parte inferior foi menor do que na superfície na porção da entrada, mas elevou-se na saída, tornando-se maior na porção inferior. Nota-se que o perfil de abundância dos microrganismos (figura 30) possuiu o mesmo comportamento do perfil de SV (figura 28). Estudos demonstraram que comunidades de ciliados estão correlacionadas positivamente com a concentração de matéria orgânica e de oxigênio (PUIGAGUT *et al.*, 2007b, 2012).

4.3 AVALIAÇÕES HIDRODINÂMICA (TESTE COM TRAÇADOR)

As condições meteorológicas durante o período da avaliação hidrodinâmica (campanha de medida de vazão e teste com traçador químico) estão presentes na tabela 20, dados médios diários de Temperaturas (°C) e de Precipitação (mm).

Tabela 20: Condições meteorológicas durante a avaliação hidrodinâmica.

Data	Tmax(°C)	Tmin (°C)	Tmed (°C)	Precipitação (mm)
19/11/2012	27	20,4	23,85	0
20/11/2012	31	21,1	26,1	0
21/11/2012	27	18,6	22,65	0
22/11/2012	29	18	23,3	0
23/11/2012	31	22,4	26,45	0
24/11/2012	30	22,2	26,05	4,3

Fonte: EPAGRI (2012); Estação do Itacorubi, Florianópolis-SC.

As condições meteorológicas foram boas para o teste, especialmente devido à ausência de precipitação, em praticamente todo período, com apenas 4,3 mm no último dia.

Os resultados da campanha de monitoramento da vazão estão apresentados em duas etapas. A primeira etapa durou 24 horas e foram aferidos o volume produzido, temperatura e a condutividade elétrica do efluente na entrada e na saída do FHSS. Seus dados estão presentes na tabela 21. A segunda etapa durou 60 horas e foram obtidos somente os valores do volume de efluente produzido na saída do tanque séptico (tabela 22).

Tabela 21: Primeira etapa da campanha de medida de vazão (24h).

Hora	Tempo ^a (h)	Temp. Liq.(°C)		Volume ^a (L)		Vazão (L/h)		CE (µS)	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
11:00	0	23,3	21,1	0	0	0	0	1340	1107
12:00	1	23,5	21,3	20	23	20	23	1401	1107
13:11	2.2	23,2	21,7	40	43	17	17	1305	1108
15:13	3.2	24,2	21,3	70	63	29	19	1291	1115
19:20	7.33	22,2	21,4	85	87	4	6	1336	1165
21:15	9.25	22,1	20,3	103	102	9	8	1298	1135
23:18	11.3	21,7	20,2	127	116	12	7	1305	1123
06:38	18.6	21,8	20,3	143	126	2	1	1370	1110
08:40	20.7	22,2	20,9	167	132	11	3	1396	1053
11:00	24	23,3	21,1	184	132	5	0	1387	1105

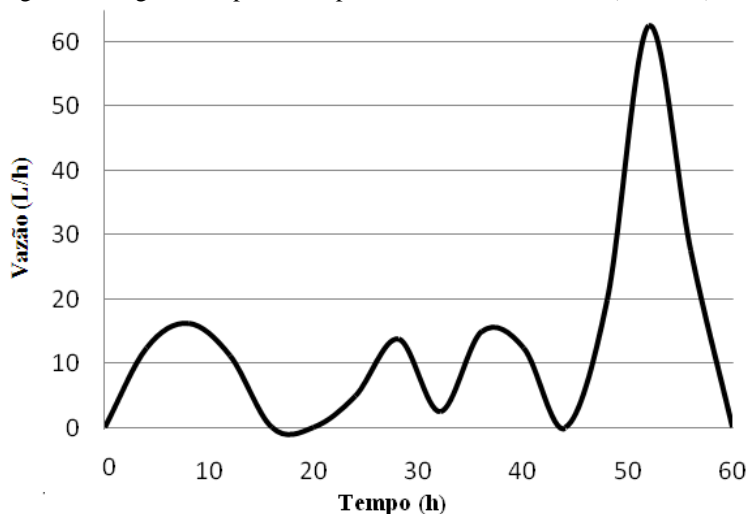
^aOs valores de tempo e volume na tabela são acumulativos

Tabela 22: Segunda etapa da campanha de medida de vazão (60h).

Data	Hora	Tempo (h)	Volume (L)	Vazão (L h ⁻¹)
20/11	10:00	0	0	0
	14:00	4	50	12.5
	18:00	8	115	16.25
	22:00	12	160	11.25
21/11	02:00	16	160	0
	06:00	20	160	0
	10:00	24	180	5
	14:00	28	235	13.75
	18:00	32	245	2.5
	22:00	36	305	15
22/11	02:00	40	355	12.5
	06:00	44	355	0
	10:00	48	435	20
	14:00	52	685	62.5
	18:00	56	795	27.5
	22:00	60	795	0

Observa-se, na primeira etapa, uma vazão diária de 184 L na entrada e 132L na saída do FHSS. Durante o período da campanha, não houve precipitação, portanto, o volume de perdas por ET, nessas 24 horas, corresponde a 52 L, com uma área superficial de 6 m², este valor corresponde a uma taxa de 8,67 mm d⁻¹. A figura 27 mostra os valores de vazão (L h⁻¹), ao longo das 60 horas de monitoramento da segunda etapa.

Figura 27: Segunda etapa da campanha de medida de vazão (60 horas).



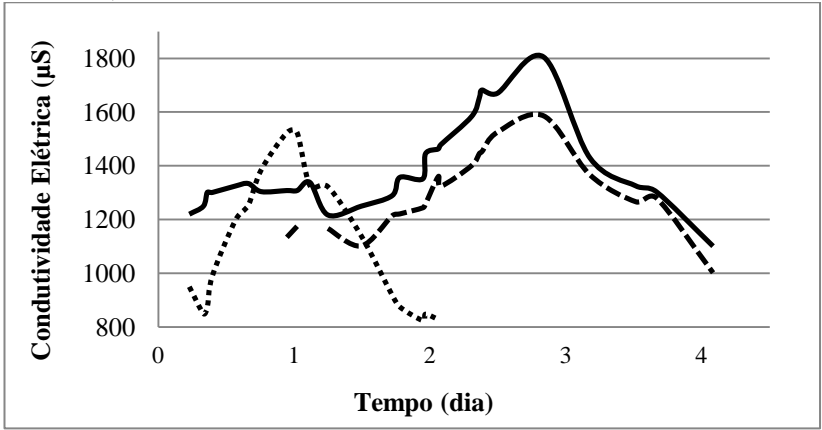
Avaliando os dados da segunda etapa e a figura 31, observa-se que os maiores valores de vazão ocorreram entre 14:00 e 18:00. No dia 22/11, a vazão atinge seu pico (62.5 L.h⁻¹), quando ocorreu uma lavagem de roupa, prática que mais consome água na residência. Desconsiderando a vazão no momento da lavagem de roupas, percebe-se também um padrão nas flutuações, variando entre valores de 0 e 16 L. h⁻¹. Nos períodos da madrugada (2:00-6:00), praticamente, não há consumo na residência, durante o dia (6:00-20:00) ocorrem as maiores vazões e, durante à noite, (20:00-2:00), a vazão diminui até zerar novamente.

Considerando os valores de volume de efluente produzido na residência ao longo do tempo da campanha, calculou-se uma vazão média de aproximadamente 0,27 m³ dia⁻¹. Valor este considerado nos cálculos de concentração e remoção de cargas poluidoras.

A figura 28 contém as curvas de DTD com os valores de CE (μS) ao longo do tempo (dia). Esses dados foram obtidos no mesmo instante de

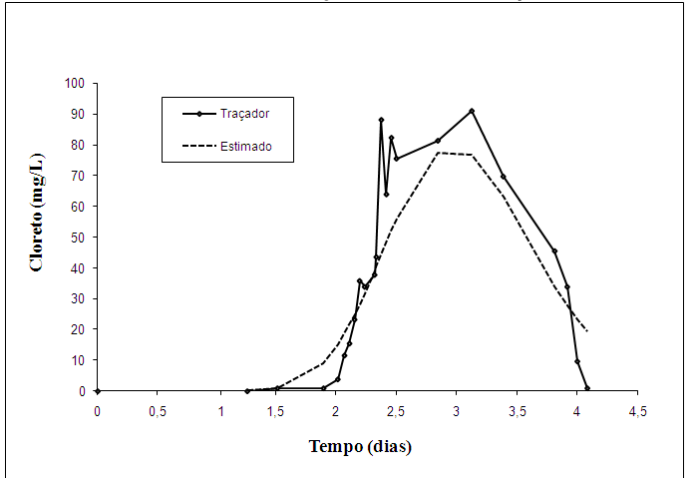
aferição, através de uma sonda, ajudando na condução de uma frequência amostral adequada para determinação da concentração de Cl^{-1} .

Figura 28: Curvas de DTD (dados de CE) do meio (linha pontilhada) e da saída do FHSS (linha contínua = valor em campo; linha interrompida = valor da amostra de laboratório).



Na figura 29 está a curva de DTD das concentrações de Cl^{-} ($mg L^{-1}$) em função do tempo (dias), com o ajuste no modelo de TIS ($NTIS = 25$, obtido pela equação 29).

Figura 29: curva de DTD das concentrações de Cl^{-} com o ajuste do modelo TIS.



Na tabela 23 estão os resultados do teste com o traçador.

Tabela 23: Parâmetros hidrodinâmicos obtidos neste estudo.

Parâmetros	Valor	Equações
Vazão (m ³ dia ⁻¹)	0,5	$Q = V / t$
Recuperação (%)	69	$Rec = \frac{\int_0^{\infty} Q(t) C(t) dt}{Mt} \times 100$
Volume nominal (m ³)	2,4	$V = \varepsilon S h$
TDH médio (τ ; dia)	2,73	$\tau = \int_0^{\infty} t E(t) dt$
Eficiência volumétrica (e_v ; %)	1,14	$e_v = \tau / (\varepsilon S h)$
Eficiência volumétrica total (e_T ; %)	0,57	$e_T = \tau / (\varepsilon S H)$ ou $e_v(h/H)$
Tempo de resposta normalizado (ϕ_θ)	0,74	$\phi_\theta = \tau / \tau$
Coefficiente de dispersão (d)	0,02	$\sigma_0^2 = 2d - 2d^2 (1 - \exp(-1/D))$
Número de tanques em série (NTIS)	7,7	$N = \tau / (\tau - \tau_p)$
	25,5	$N = 2d - 2d^2 (1 - \exp(-1/D))$

Do total de 200g de NaCl adicionados com o pulso, tem-se que 120,7g são de Cl⁻, de acordo com sua fração molar. Destas 120,7g, aproximadamente, 83g foram recuperadas. Isso representa uma taxa de recuperação de 69%. Esse valor demonstra que o Cl⁻ possui certa reatividade, contudo, é um traçador de baixo custo, de fácil aquisição e de simples determinação da concentração em efluente, seja por espectrofotometria ou pela concentração de CE (μ S).

O NaCl demonstrou-se um ótimo traçador nas condições de pesquisa, devido à facilidade de aquisição e à possibilidade de análise por espectrofotometria. Em sistemas maiores, ele pode não ser uma boa opção, devido a sua reatividade, contudo, a recuperação de 69% obtida neste estudo em um filtro em escala residencial (área superficial de 6 m²) foi satisfatória.

Durante o teste com traçador, foi conduzida uma vazão média de aproximadamente 0,5 m³ dia⁻¹, o TDH médio (τ ; equação 23) obtido foi de 2,73 dias e a e_v de 1,14. Assim, nas condições cotidianas da residência, ou seja, com uma vazão média de 0,27 m³ dia⁻¹, considerando a mesma e_v , o TDH médio seria 5,02 dias. Portanto, cinco dias foi o valor do TDH médio considerado nos cálculos de modelagem de cinética de remoção para os dados deste trabalho.

O comportamento hidrodinâmico dos FHSS está dentro dos limites entre a mistura completa (condição de dispersão máxima) e fluxo de pistão (quando não há dispersão). O d indica o grau de desvio do modelo de fluxo de pistão. Garcia *et al.* (2004) estudaram a influência da forma do FHSS (relação entre comprimento e largura) e da granulometria do material filtrante no comportamento dispersivo. A tabela 24 contém os resultados

dos parâmetros obtidos. Os FHSS A, B e C possuem área superficial de aproximadamente 55 m², respectivamente, com as seguintes relações de comprimento/largura: 1; 1,5 e 2. O material filtrante 1 é brita grossa (D₆₀ = 10 mm, Cu = 1.6) e o material filtrante 2 brita fina (D₆₀ = 3.5 mm, Cu = 1.7).

Tabela 24: Parâmetros hidrodinâmicos de outro estudo.

FHSS	τ (dia)	ϕ_0	d	e_v
A1	5,25	0,4	0,18	1,02
A2	5,17	0,4	0,18	1,01
B1	4,5	0,46	0,12	0,88
B2	7	0,52	0,07	1,37
C1	5,5	0,66	0,15	1,07
C2	6,54	0,63	0,09	1,27

Fonte: Garcia *et al.* (2004).

Os estudos de Garcia *et al.* (2004) revelaram que quanto maior o comprimento com relação à largura, maior a e_v . Os menores valores de d foram obtidos para os FHSS com relação comprimento/largura igual 1,5 e com o material de menor granulometria. O FHSS do presente estudo possui relação comprimento/largura de 1,5 e o material filtrante de granulometria menor, quando comparados aos estudos de Garcia *et al.* (2004). Portanto, o valor de 0,02 para d , encontrado neste estudo, está de acordo com o esperado, tendo em vista que valores menores de d são esperados em meio filtrante composto por um material de granulometria menor.

Para a forma do FHSS (3m x 2m), os valores obtidos para o d (0,02) e para o NTIS (25) estão um pouco distante do esperado, contudo, também se deve levar em consideração que, além da forma e da granulometria do meio filtrante, o comportamento dispersivo também está associado à escala e à taxa de aplicação hidráulica (m³ m⁻² dia⁻¹) do sistema. Deste modo, para um sistema unifamiliar com uma vazão de 0,27 m³ dia⁻¹, os valores obtidos estão razoáveis, uma vez que esta baixa dispersão pode estar associada à pequena escala do projeto e a sua vazão relativamente baixa.

4.4 CÁLCULO DO COEFICIENTE CINÉTICO DE REMOÇÃO DE DQO

Na tabela 25 estão os valores médios de K , calculados através das equações presentes na tabela 15 (VON SPERLING e PAOLI, 2013). Foram considerados os dados mais consistentes do monitoramento de DQO na entrada e na saída do FHSS. Foi considerado: o TDH médio de 5 dias e D de 0,02, obtidos no estudo com traçador; NTIS igual a 25 e a 8 (obtidos

pelas equações 29 e 28, respectivamente); com e sem ajuste de 15 mg L⁻¹ para concentração residual de DQO (C*) e perda de 20% por ET. O valor de 20% de evapotranspiração foi estimado com os dados obtidos da primeira campanha de vazão, na qual foi aferida uma perda diária de 55 L de efluente, que corresponde à aproximadamente 20% da vazão média diária (270 L dia⁻¹). O valor de 15 mg L⁻¹ foi estabelecido com base na fração volátil do efluente final e em valores reportados pelos autores Sperling e Paoli (2013).

Tabela 25: Cinéticas de remoções de DQO (K.; d⁻¹) obtidas neste estudo.

Item	Concentração DQO afluente (mg L ⁻¹)	Concentração DQO efluente (mg L ⁻¹)	
		Sem perda por ET	Com 20% de ET
Sem ajuste residual	505	89	71
Com ajuste residual	490	74	59
Coeficiente de cinética de remoção: K (d ⁻¹)		Sem perda por ET	Com 20% de ET
Fluxo Pistão		0,35	0,39
Fluxo Pistão com residual C*		0,38	0,42
Fluxo Dispersivo (FD)		0,36	0,41
FD com residual C*		0,39	0,44
Tanques em série de mistura completa (TIS) ^a		0,40	0,40
TIS ^a com residual C*		0,40	0,40
TIS ^b		1,40	1,42
TIS ^b com residual C*		1,42	1,44

^a NTIS = 25, equação 29, Levenspiel (1999); ^b NTIS = 8, equação 28, Kadlec e Wallace (2009).

A semelhança dos valores de K, obtidos para os modelos de fluxo pistão e FD, refletem as condições de baixa dispersão encontradas neste sistema. Os valores de K, para o modelo TIS com NTIS = 25, apresentaram uma variação muito baixa (0,001) ao considerar a DQO residual e a perda por ET, porém, estes resultados estão mais próximos aos dos modelos de fluxo pistão e FD, quando comparados aos resultados obtidos para NTIS = 8, calculados pela equação 13 (KADLEC e WALLACE, 2009).

Estes dados contribuem para dimensionamentos de FHSS para tratamento de esgoto doméstico em escala residencial, utilizando areia como meio filtrante. Por ser o modelo mais clássico, a maior parte dos dados presentes na literatura reportam valores de K do modelo de fluxo pistão: 0,81 (VON SPERLING e PAOLI, 2013), 0,17 – 6,11 d⁻¹ (ROUSSEAU *et al.*, 2004b); 0,7 d⁻¹ (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Observa-se que os valores de K, obtidos neste estudo, estão dentro da faixa que reporta a literatura. Vale ressaltar que foram utilizados dados de concentração de DQO de um sistema em escala residencial utilizando areia como meio filtrante, enquanto a maior parte dos valores reportados em

literaturas são obtidos a partir de concentrações de DBO, e em diferentes configurações de sistema (escala, forma, tipo de material filtrante ou pré-tratamento).

5 CONCLUSÕES

FHSS podem ser destacados como sistemas com grande potencial de aplicação em escala descentralizada para o tratamento de esgotos domésticos convencionais. Os resultados apresentados neste estudo, especialmente para os parâmetros de DQO e SS (remoções acima de 80%), confirmam este fato. Nota-se que a depuração da carga orgânica é o principal objetivo no tratamento de esgoto em FHSS. As condições encontradas nesses sistemas não são ideais para transformação de nitrogênio (nitrificação autotrófica e desnitrificação heterotrófica), o que justifica os baixos valores de remoção de N-NH₄.

O conhecimento da microbiota presente em filtros plantados é um fator importante no entendimento dos processos bioquímicos que se estabelecem no sistema. Com relação à presença de microfauna, os microrganismos mais abundantes nos filtros estudados foram os ciliados, seguidos por nematoides. As espécies identificadas de ciliados, que predominaram em número de indivíduos, foram *Tropidoatractus acuminatus* e *Tetrahymena pyriformi*. A concentração de SV foi identificada como um possível indicador da abundância de ciliados. Comunidades de ciliados estão correlacionadas positivamente com a concentração de matéria orgânica e de oxigênio.

Os coeficientes de cinética de remoção de DQO (K), obtidos neste estudo (0,35 – 0,44 d⁻¹), contribuem para base de dados que fundamentam o dimensionamento de FHSS, pós-tanque séptico, para o tratamento secundário de esgoto, utilizando areia como meio filtrante. Apesar da forma (3m x 2m) do FHSS não ser adequada para o dimensionamento baseado reator de fluxo pistão com cinética de primeira ordem, os resultados obtidos demonstraram que é possível utilizar deste modelo para dimensionar os FHSS em escala residencial unifamiliar.

6 RECOMENDAÇÕES

Para as próximas pesquisas em sistemas semelhantes ao avaliado, recomenda-se:

- Que as amostras de efluente sejam feitas de forma composta ao invés de amostragens simples, especialmente para o esgoto bruto;
- Sejam feitas análises no material filtrante para identificar a presença e concentração de metais que estão envolvidos nas reações de precipitação de fósforo. Além disso, realizar a pesagem de massa seca do material retirado com a poda. Isso deve ser feito para identificar quais as principais vias de remoção de fósforo;
- Aprimorar a metodologia de avaliação microscópica do material filtrante: utilizar câmaras ao invés de lâminas para preparar as amostras, relacionar a fração de SV presente da amostra com a quantidade de volume utilizado para leitura no microscópio, avaliar pelo menos 1 mL de solução do biofilme desprendido para cada ponto amostrado;
- Dimensionar o FHSS com um pouco mais de comprimento (4 ou 5 metros) para obter: uma melhor configuração com fluxo pistão e uma remoção mais satisfatória dos poluentes, assim como dos microrganismos (que foram evidenciados próximo ao ponto amostral e ao tubo de drenagem).

7 REFERÊNCIAS

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). **Tanques sépticos – unidade de tratamento complementar e disposição dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação**: NBR 13969, Rio de Janeiro, 60pp, 1997.

APHA. (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association) e WEF (Water Environment Federation). **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 21º ed., APHA, Washington - DC, USA, 1998.

ARIAS, C.A.; BRIX, H.; DEL BUBBA, M., B. **Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed**. *Wat. Res.*, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, 2001.

ÁLVAREZ, J.A.; RUÍZ, I.; SOTO, M. **Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetland**. *Ecological engineering*, v. 33, p. 54–67, 2008.

BARROS, P.; RUIZ I.; SOTO, M. **Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community**. *Ecol. Eng.*, v. 33, p. 142–149, 2008.

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

BRIX, H. **Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe**. Mitsch, W.J. (Ed.), *Global Wetlands: Old World and New*. Elsevier, Amsterdam, The etherlands, p. 325–333, 1994b.

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

BRIX, H., ARIAS, C.A. **The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: new Danish guidelines**. *Ecol. Eng.* 25, 491–500, 2005.

CASELLES-OSORIO, A., GARCIA, J. **Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands**. *Environ. Pollut.*, v.46, p. 55–63, 2007.

CHAZARENC, F., BRISSON, J., Merlin, G. **Seasonal and Spatial Changes of Microorganism Communities in Constructed Wetlands: A**

Community Level Physiological Profiling Analysis. International Journal of Chemical Engineering, 6p, 2010.

CHAZARENC F., GERARD M., GONTHEIR Y. **Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands.** Ecological Engineering, v. 21, n. 2-3, p. 165–173, 2003.

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment;** WRc Publications: Medmenham, Marlow, UK, 1996.

CURDS, C. R. **Protozoa and the Water Industry.** Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 1992.

DECAMP, O., WARREN, A. **Bacterivory in ciliates isolated from constructed wetlands (reed beds) used for wastewater treatment.** Water Research, v. 32, n. 7, 1998.

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

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

GARCÍA, J.; CHIVA,J.; AGUIRRE,P.; ALVAREZ, E.; SIERRA,J.P.; UJERIEGO, R. **Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size.** Ecological Engineering. v. 23, p. 177–187, 2004.

GEORGE D.B., COMBS D.L., ANDREWS H.T., BERK S.G., KEMP M.C., O'BRIEN K.L., LOVEGROVE J.S., GRIMSLEY R.E., WINFREE S.K., TSAI P.J. **Development of guidelines and design equations for subsurface flow constructed wetlands treating municipal wastewater.** Draft report to U.S. EPA, Cooperative Agreement CR818724-01-3, Cincinnati, Ohio, 1998.

GIKAS, G.D., TSIHRINTZIS, V.A. **A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater.**Ecol. Eng., v. 44, p. 337– 343, 2012.

GREEN, M., SHAUL, N., BELIAVSKI, M., SABBAH, I., GHATTAS, B., TARRE, S. **Minimizing land requirement and evaporation in small wastewater treatment systems.** *Ecol. Eng.* 26, 266–271, 2006.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**, 1° ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**, 2nd ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, 2009.

KICKUTH, R. **Abwasserreinigung in Mosaikmatritzen aus aeroben and anaeroben Teilbezirken**, in: *Grundlagen der Abwasserreinigung*, F. Moser, ed., Verlag Oldenburg, München, Wien, p.639-665., 1981.

LENS, P., Zemman, G., Lettinga, G. (Eds.). **Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation.** IAW, Publishing, London, 2001.

LÍENARD, A. **Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes: latest results of a recent plant in France.** *Water Sci. Technol.* 19 (12), 373–375, 1987.

MADONI, P. **Microfauna biomass in activated-sludge and biofilm.** *Water Science and Technology*, v. 29, n. 7, p. 63-66, 1994.

MADONI, P., GORBI, G., TAJE, E. **Toxic effect of chemical disinfection of wastewater on freshwater ciliates.** *Acta Protozoologica*, v. 37, n. 4, p. 221-225, 1998.

MANDER, Ü.; JENSSEN, P. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates.** WIT Press, Southampton, UK, 2003.

MASI, F., MARTINUZZI, N., BRESCIANI, R., GIOVANNELLI, L., CONTE, G. **Tolerance to hydraulic and organic load fluctuations in constructed wetlands.** *Proceedings of 10th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control*, Lisboa, Portugal, September, p. 23–29, 2006.

MEGONIKAL, J.P., HINES, M.E., VISSCHER, P.T. **Anaerobic metabolism: linkage to trace gases and aerobic processes.** In: Schlesinger WH, editor. *Biogeochemistry*. Oxford, U.K., Elsevier-Pergamon, p. 317–424, 2004.

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.** 4rd ed. McGraw-Hill, Boston, USA, 2003.

NERALLA, S., WEAVER, R.W., LESIKAR, B.J., PERSYN, R.A. **Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands.** Bioresour. Technol., v. 75, p.19–25, 2000.

NGUYEN, L. **Accumulation of organic matter fractions in a gravel-bed constructed wetland.** Wat. Sci. Tech., v. 44,p. 281-287, 2001.

NGUYEN, L.M. **Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters.**Ecol Eng, 16:199–221, 2000.

NURK K, TRUU J, TRUU M, MANDER U. **Microbial characteristics and nitrogen transformation in planted soil filter for domestic wastewater treatment.** J Environ Sci Health Tox Hazard Subst Environ Eng, v. 40, p.1201–1214, 2005.

ODUM, E.P. **Fundamentals of ecology.** 2nd ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1976.

PEDESCOLL, A., CORZO, A., ÁLVAREZ, E., PUIGAGUT, J., GARCÍA, J. **Contaminant removal efficiency depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow treatment wetlands.** Ecological Engineering, v. 37, p.372–380, 2011.

PAOLI, A. C., SPERLING M.**Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction.**Wat. Sci..Tech., n.6, v. 67,p. 1345-1352, 2013.

PHILIPPI, L. S., SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.**Florianópolis, Santa Catarina. 1ª Edição. 2004

PHILIPPI, L.S., DA COSTA, R.H.R., AND SEZERINO, P.H.,. **Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone.**Wat. Sci. Tech. 40(3): 125-131, 1999.

PUIGAGUT, J., MALTAIS-LANDRY, G., GAGNON, V., BRISSON, J. **Are ciliated protozoa communities affected by macrophyte species, date of sampling and location in horizontal sub-surface flow constructed wetlands?** Water research, v. 46, p. 3005-3013, 2012.

PUIGAGUT, J., VILLASEÑORR, J., SALAS, J.J., BÉCARES, E., GARCIA, J.**Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study.** Ecol.Eng., v. 30, p. 312–319, 2007a.

PUIGAGUT, J., SALVADO, H., GARCIA, D., GRANES, F., GARCIA, J. **Comparison of microfauna communities in full scale subsurface flow constructed wetlands used as secondary and tertiary treatment.** Water Research, v. 41, n. 8, p. 1645–1652, 2007b.

RAGUSA, L.S.R., MCNEVIN, D., QASEM, S., MITCHELL, C. **Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms.** Water Research 38 (12), 2865-2873, 2004.

ROUSSEAU, D.P.L., VANROLLEGHEM, P.A., PAUW, N.D. **Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis.** Ecol. Eng.,v. 23, p.151–163, 2004a.

ROUSSEAU, D.P.L., VANROLLEGHEM, P.A., PAUW, N.D. **Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review.** Water Res., v. 38, p. 1484–1493, 2004b.

RUÍZ, I., ÁLVAREZ, J.A., DÍAZ, M.A., GRAÑA, M., Soto, M., 2006. **Municipal wastewater treatment in an anaerobic digester-constructed wetland system.** In: Proceedings of 10thInternational Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Lisboa, Portugal, September 23–29.

SCHIERUP, H.H., BRIX, H., LORENZEN, B. **Spildevand-srensning i rodzoneanlaeg. Status for danskeanlaeg 1990 samtundersogelse of vurderingaf de vigtigsterense processer.** Spildevands forskningfra Miljostyrelsen, No. 8., 1990.

SEIDEL, K. **Phenol-Abbau in Wasserdurch Scirpuslacustris L. wehrendein erversuchsdauer von 31 Monaten.** Naturwissenschaften, v. 52 n.13, p. 398–406, 1965.

SUNTTI,C.;TREIN, C.M.; RIBEIRO, E.F.; SCARATTI, D., SEZERINO, P.H. **Sistemas híbridos de filtros plantados – fluxo vertical seguido de fluxo horizontal para pós-tratamento de esgoto doméstico de um centro de treinamento.**I Simpósio Brasileiro de wetlands construídos. Florianópolis, SC, maio de 2013.

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

TANNER, C.C.; SUKIAS J.P.S., HEADLEY, T.R., YATES, C.R., STOTT, R. **Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and**

decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. *Ecol. Eng.* V. 42, p. 112– 123, 2012.

U.S. EPA. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewater.** Manual. EPA625/R-9/010, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, 2000.

VELOSO, T.M.; MAGRI, M.E.; SILVA, G.; FRANCISCO, J.G.Z.; PHILIPPI, L.S. **Caracterização microbiológica de filtros plantados com macrófitas utilizados no tratamento de esgotos domésticos e águas cinzas.** I Simpósio Brasileiro de wetlands construídos. Florianópolis, SC, maio de 2013.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. V1. – Introdução à qualidade de águas e esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2nd Ed, 2005.

VON SPERLING, PAOLI, A.C. **First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands.** *Ecological Engineering*, v. 57, p.205– 209, 2013.

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

VYMAZAL, J. **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.** *Ecol. Eng.*, v.25, p. 478– 490, 2005.

VYMAZAL, J. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience.** *Environ. Sci. Technol.* 45, 61–69, 2011.

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; HABERL, R.; PERFLER, R.; LABER, J. **Removal mechanisms and types of constructed wetlands.** In **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe.** Eds.; Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands, 1998.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow;** Springer: Dordrecht, 2008.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience.** Science of the total environment, v. 407, p. 3911–3922, 2009.

WENTZ, W. A. **Ecological/environmental perspectives on the use of wetlands in water treatment.** In **Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery**; Reddy, K. R., Smith, W. H., Eds.; Magnolia Publishing: Orlando, FL, 1987.

WERNER, T.M.; KADLEC, R.H. **Wetland residence time distribution modeling.** Ecological Engineering, v.15, p. 77–90, 2000.

ZHANG, L., XIA, X., ZHAO, Y., XIA, B., YAN, Y., GUO, X., XIONG, Y., ZHANG, J. **The ammonium nitrogen oxidation process in horizontal subsurface flow constructed wetlands.** Ecological Engineering, v. 37, p. 1614–1619, 2011.

ZHU, T., JENSSEN, P., MÆHLUM, T., AND KROGSTAD, T. **Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA): potential filter media in treatment wetlands.** Wat. Sci. Tech., v. 35, n. 5, p. 103-108, 1997.

ZALL, D.M.; FISHER, M.D.; GANER, M.Q. **Photometric determination of chlorides in water.** Water Analytical Chemistry, v. 28, p. 1665-1668, 1956.

APÊNDICE

Neste anexo estão figuras e dados meteorológicos, de monitoramento do efluente e da avaliação microbiológica, que não foram incluídos no corpo do texto.

Tabela 26: Dados de pH.			
Data	Esgoto Bruto	Saída do TS	Saída do FHSS
26.05.11	8,64	7,97	7,20
09.06.11	8,30	7,97	7,36
07.07.11	7,80	6,96	7,02
11.08.11	6,60	8,36	7,38
25.08.11	7,43	7,48	7,31
22.09.11	7,35	8,08	7,15
20.10.11		7,63	7,10
03.11.11	7,53	7,16	7,11
17.11.11	7,53	7,13	7,20
15.12.11	8,78	7,28	6,78
26.01.12	9,07	7,55	7,11
13.03.12	7,26	6,75	6,36
03.04.12	7,29	7,21	
08.05.12	8,09	7,79	
22.05.12	8,04	6,92	6,66
05.06.12	6,97	6,87	6,60
19.06.12	7,73	6,85	6,63
10.07.12	8,54	7,18	
17.07.12	8,20	7,97	7,60
15.08.12	7,80	7,93	6,81
28.08.12	6,58	7,10	6,72
12.09.12	8,55	7,19	6,85
24.09.12	8,61	7,55	6,88
08.10.12	7,31	7,93	7,24
25.10.12	5,99	7,42	7,01
Média	7,75	7,45	7,00
Máximo	9,07	8,36	7,60
Mínimo	5,99	6,75	6,36
Desvio Padrão	0,77	0,45	0,30
Nº	24	25	22

Tabela 27: Dados de Alcalinidade (mg CaCO₃L⁻¹).			
Data	EsgotoBruto	Saída do TS	Saída do FHSS
26.05.11	284	334	326
09.06.11	120	376	340
07.07.11	144	300	364
11.08.11	96	282	186
25.08.11	410	402	326
22.09.11	280	330	214
20.10.11		372	325
03.11.11	244	400	370
17.11.11	420	540	474
15.12.11	706	442	302
26.01.12	438	340	320
13.03.12	363	330	370
03.04.12		500	
08.05.12	331	432	
22.05.12	580	416	370
05.06.12	430	380	328
19.06.12	326	440	432
10.07.12	320	456	
17.07.12	256	401	340
15.08.12	312	396	350
28.08.12	1100	370	420
12.09.12	470	442	350
24.09.12	228	460	304
08.10.12	174	494	394
Média	365	401	343
Máximo	1100	540	474
Mínimo	96	282	186
Desvio Padrão	220	65	64
Nº	22	24	21

Figura 30: FHSS do estudo: saída do taque séptico e saída do FHSS.



Tabela 28: Dados de concentração de DQO (mg L⁻¹).

Data	Esgoto Bruto	Saída do TS	Saída do FHSS
26.05.11	733	556	
09.06.11	946	610	304
07.07.11	345	622	112
11.08.11	383	464	124
25.08.11	648	590	282
22.09.11		530	122
20.10.11		607	143
03.11.11	1814	624	235
17.11.11	3200	658	142
15.12.11	1272	634	28
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>			
26.01.12	562	542	75
13.03.12	2696	549	76
03.04.12	3594	461	
08.05.12	2408	524	
22.05.12	4664	478	98
05.06.12	4272	510	83
19.06.12	3190	541	80
10.07.12	1800	488	
17.07.12	1550	430	124
15.08.12	2350	505	106
28.08.12	4830	750	90
12.09.12	2350	530	84
24.09.12	2400	500	61
10.08.12	700	530	98
25.10.12	2320	445	92
Média	2131,61	504,87	88,92
Máximo	4830,00	750,00	124,00
Mínimo	700,00	430,00	61,00
Desvio Padrão	1271,61	73,48	16,45
Nº	23	15(25)	12(21)

Somente os dados abaixo da linha pontilhada foram considerados no cálculo da média e do desvio padrão.



Figura 31: Imagem do Papyrus em 2, 4 e 8 meses após o plantio

Tabela 29: Dados de SS (mg L⁻¹)			
Data	Esgoto Bruto	Saída do TS	Saída do FHSS
26.05.11	168	93	40
09.06.11	378	84	30
07.07.11		96	24
11.08.11	170	96	13
25.08.11	120	85	22
22.09.11	188	52	20
20.10.11	440	117	21
03.11.11		86	18
17.11.11	118	79	11
15.12.11	163	93	20
26.01.12	169	78	16
13.03.12	1120	164	13
03.04.12	1230	80	
08.05.12	630	68	
22.05.12	2300	76	16
05.06.12	2350	66	10
19.06.12	610	77	9
10.07.12	568	63	
17.07.12	436	86	15
15.08.12	892	56	19
28.08.12		77	6
12.09.12	1196	78	10
24.09.12	1507	99	8
08.10.12	400	99	24
25.10.12	1808	110	19
Média	771	86	16
Máximo	2350	164	24
Mínimo	118	52	6
Desvio Padrão	682	23	8
Nº	19	22	20(22)

Figura 32: Coleta de esgoto bruto e produção de morangos na residência.



Tabela 30: Dados de ST, STF e STV (mg L⁻¹).									
Data	Esgoto Bruto			Saída do TS			Saída do FHSS		
	ST	STF	STV	ST	STF	STV	ST	STF	STV
26.05.11	527	231	296	516	257	259	505	270	235
09.06.11	639	383	255	618	189	429			
07.07.11	663	436	227	609	369	240	510	309	201
11.08.11	318	169	149	389	247	142	258	145	114
25.08.11	687	269	418	685	274	411	497	195	302
22.09.11	475			370			267		
03.11.11	1741	1032	709	517	327	190	381		
17.11.11	2747	732	2014	657	413	244	431	341	90
15.12.11	991	429	562	506	251	255	239	156	83
26.01.12	631	363	268	477	275	202	347	265	82
08.05.12	1280	380	900	480	256,67	223			
22.05.12	3365	910	2455	465	225	240	300	260	40
19.06.12	1486	510	976	590	430	160	480	460	20
10.07.12	893	300	593	403	217	187			
17.07.12	946	240	706	484	234	250	486	304	182
15.08.12	1570	627	943	207		207	370	327	43
12.09.12	1413	520	893	573	349	226	367	358	10
24.09.12	1927	707	1220	433	267	167	350	350	0
08.10.12	497	207	290	567	404	163			
26.10.12	2143	1010	1133	527	284	243	350	260	90
26.05.11	527	231	296	516	257	259	505	270	235
Média	1200	498	790	504	293	234	390	286	105
Máximo	3365	1032	2455	685	430	429	510	460	302
Mínimo	475	207	268	207	160	160	239	156	10
Desvio Padrão	819	277	603	115	104	61	81	84	88
Nº	16	15	15	16	15	15	13	11	11

Figura 33: Imagens de ciliados obtidas com a microscopia.

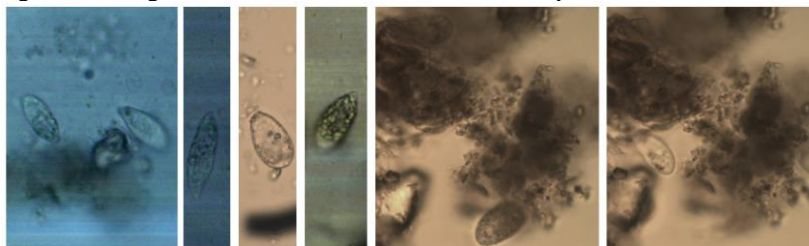


Tabela 31: Dados de concentração de N- NH₄⁺ (mg L⁻¹).			
Data	Esgoto Bruto	Saída do TS	Saída do FHSS
26.05.11	72,50	69,00	
09.06.11		104,00	40,50
07.07.11		120,00	
11.08.11	19,50	90,00	40,00
25.08.11	97,00	123,00	87,00
22.09.11	78,00	90,00	44,00
20.10.11		98,00	72,00
03.11.11	52,00	118,00	87,00
17.11.11	60,30	121,00	97,00
15.12.11	131,00	86,00	63,00
26.01.12	101,50	95,00	85,25
13.03.12	64,50	88,00	86,25
03.04.12	43,00	89,50	
08.05.12	52,40	84,70	
22.05.12	80,80	67,05	64,25
05.06.12	66,60	79,30	59,60
19.06.12	71,35	84,60	73,55
10.07.12	93,75	88,55	
17.07.12	43,10	76,75	71,10
15.08.12	54,60	80,60	60,20
28.08.12		74,75	77,10
12.09.12	95,15	96,75	75,55
24.09.12	17,50	120,00	67,15
08.10.12	5,05	105,80	89,15
25.10.12	5,00	100,65	81,40
Média	70,95	92,03	69,61
Máximo	131,00	123,00	97,00
Mínimo	19,50	67,05	40,00
Desvio Padrão	26,37	16,38	17,02
Nº	18	22	20

Figura 34: Imagens de nematoides obtidas com a microscopia.



Tabela 32: Dados de concentração de P-PO₄ (mg L⁻¹).			
Data	Esgoto Bruto	Saída do TS	Saída do FHSS
26.05.11	57,70	43,00	17,00
09.06.11	79,00	59,00	13,70
07.07.11	19,60	58,80	18,60
11.08.11	16,50	32,70	13,50
25.08.11	43,40	46,60	23,60
22.09.11	23,00	26,00	3,60
20.10.11		40,00	5,70
03.11.11	83,00	34,00	11,00
17.11.11	110,30	55,90	19,95
15.12.11	49,00	43,00	6,20
26.01.12	35,75	41,20	8,15
13.03.12	65,80	44,85	18,50
03.04.12	144,55	34,90	
08.05.12	87,17	32,12	
22.05.12	94,00	21,84	8,93
05.06.12	100,40	29,17	8,12
19.06.12	90,20	2,41	1,24
10.07.12	51,00	33,18	
17.07.12	42,90	28,90	12,15
15.08.12	57,60	27,45	13,45
28.08.12	110,55	31,12	17,10
12.09.12	39,45	31,68	15,25
24.09.12	40,50	29,28	11,00
08.10.12	10,10	33,20	17,33
25.10.12	20,55	31,30	17,67
Média	68,07	36,48	12,25
Máximo	144,55	59,00	23,60
Mínimo	16,50	2,41	1,24
Desvio Padrão	34,45	13,10	6,14
Nº	20	21	18

Figura 35: Imagens de rotíferos obtidas com a microscopia.



Tabela 33: Dados de concentração de CT e EC (NMP 100 mL⁻¹).			
Data	Esgoto Bruto	Saída do TS	Saída do FHSS
Coliformes Totais (NMP 100 mL⁻¹)			
26.05.11	86640000	6867000	1046200
09.06.11		5475000	2700000
11.08.11	3873000		155310
25.08.11	8664000	7270000	92080
20.10.11			86640
03.11.11	24192000	2733000	38730
17.11.11			155310
26.01.12		24192000	
13.03.12	120000000		
03.04.12	112000000	5170000	
28.08.12		22820000	52000
Média	5,93E+07	1,06E+07	5,41E+05
Máximo	1,20E+08	2,42E+07	2,70E+06
Mínimo	3,87E+06	2,73E+06	3,87E+04
Desvio Padrão	5,31E+07	8,91E+06	9,35E+05
Nº	6	7	8
<i>Escherichia coli</i> (NMP 100 mL⁻¹)			
26.05.11	5540000	448000	88400
09.06.11	9590000	573000	22600
07.07.11	4611000	816400	104620
11.08.11	419000	1299700	34420
25.08.11	3448000	1137000	24890
20.10.11		410600	5690
03.11.11		101800	16310
17.11.11	10790000		155310
13.03.12	2590000		
03.04.12	1450000	185000	
28.08.12		2010000	
Média	4,80E+06	8,20E+05	5,65E+04
Máximo	1,08E+07	2,01E+06	1,55E+05
Mínimo	4,19E+05	1,85E+05	5,69E+03
Desvio Padrão	3,71E+06	6,35E+05	5,34E+04
Nº	8	7	8

Figura 36: Imagens de microrganismos não identificados.



Tabela 34: Dados médios mensais de temperatura, radiação e precipitação.

Meses	Temperatura (°C)	Radiação (w m ⁻²)	Precipitação (mm)
05.11	19,0	114,6	157,1
06.11	15,9	83,6	85,4
07.11	15,4	82,1	141,6
08.11	16,7	107,0	432,1
09.11	17,1	155,8	226,3
10.11	20,3	183,3	123,2
11.11	21,1	212,6	69,3
12.11	22,7	203,7	255,9
01.12	24,7	227,8	322,2
02.12	26,9	178,3	105,7
03.12	24,9	210,6	59,0
04.12	22,5	137,5	91,2
05.12	20,3	119,5	165,3
06.12	17,8	105,8	129,5
07.12	16,5	147,5	153,8
08.12	19,9	140,4	57,7
09.12	19,8	174,9	74,8
10.12	21,9	335,8	110,2

Fonte: EPAGRI

Tabela 35: Dados médios do avaliação no leito filtrante.

Parâmetro	Altura 1 (superfície)			Altura 2 (fundo)		
	Entrada	Meio	Saída	Entrada	Meio	Saída
% de SV	1,32	0,49	0,59	0,6	0,39	0,82
Bac. Aerób. (Log ₁₀ ufc mL ⁻¹)	6,98	6,28	5,97	6,21	6,06	5,39
Microscópio (micro. mL ⁻¹)	687	41	4	153	5	81

Tabela 36: Dados de Bactérias aeróbias e % de SV do leito filtrante.

Data	Bactérias aeróbias (ufc mL ⁻¹ x 10 ⁴) % de SV no leito filtrante											
	Entrada				Meio				Saída			
	Superfície		Fundo		Superfície		Fundo		Superfície	Fundo		
19/06/12	15	1,0	7,5		324		11,5	0,5	25	0,4	12	0,9
10/07/12	19	0,9	505	0,4	20	0,1	6,5	0,3	28	0,2	5,2	1,0
15/08/12	605	1,2	185	1,0	81	0,6	91	0,2	63	0,4	85	1,7
28/08/12	3317	1,5	118	0,6	369	0,4	148	0,3	238	0,7	119	0,5
12/09/12	1352	1,4	4		160	0,7	320	0,6	194	1,0	16	0,5
24/09/12	360	1,5		0,5				0,3	12	0,7	3	0,7
08/10/12		1,1		0,69		0,6		0,6		0,6		0,6
08/11/12		2,1	7,5	0,35		0,6		0,4		0,7		0,7
Média	945	1,3	164	0,6	191	0,5	115	0,4	93	0,6	24	0,8
Máximo	3317	2,1	505	1,0	369	0,7	320	0,6	238	1,0	85	1,7
Mínimo	15	0,9	4	0,4	20	0,1	7	0,2	12	0,2	3	0,5
DP	1263	0,4	206	0,2	151	0,2	129	0,1	97	0,3	34	0,4
Nº	6	8,0	5	6,0	5	6,0	5	8,0	6	8,0	5	8,0