

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

DÉBORA PARCIAS OLIJNYK

*AVALIAÇÃO DA NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO DE
ESGOTO DOMÉSTICO EMPREGANDO FILTROS
PLANTADOS COM MACRÓFITAS (WETLANDS) DE FLUXOS
VERTICAL E HORIZONTAL – SISTEMAS HÍBRIDOS*

FLORIANÓPOLIS

2008

DÉBORA PARCIAS OLIJNYK

***AVALIAÇÃO DA NITRIFICAÇÃO E DESNITRIFICAÇÃO DE
ESGOTO DOMÉSTICO EMPREGANDO FILTROS
PLANTADOS COM MACRÓFITAS (WETLANDS) DE FLUXOS
VERTICAL E HORIZONTAL – SISTEMAS HÍBRIDOS***

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Sérgio Philippi

Co-Orientador: Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino

FLORIANÓPOLIS

2008

Olijnyk, Débora Parcias

Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (*wetlands*) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos. Débora Parcias Olijnyk – Florianópolis, 2008.

112f.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental.

1. Tratamento de esgotos domésticos. 2. Filtros plantados com macrófitas. 3. Wetlands. 4. Nitrificação. 5. Desnitrificação.

AGRADECIMENTOS

O desenvolvimento deste trabalho não teria sido possível sem o apoio científico, técnico e humano proporcionado por algumas pessoas, as quais eu gostaria de agradecer:

Aos meus pais, Sandra Regina Parcias Olijnyk e Ihor Olijnyk, que incentivaram meus estudos e sempre deram suporte para a minha formação;

Ao meu irmão, Ihor Parcias Olijnyk, que me ajudou com a elaboração das figuras;

Ao meu namorado, Rodrigo Sulzbach Chiesa, por estar presente em todos os momentos, sempre com amor e compreensão;

À minha família em geral, demonstrando carinho e orgulho, sempre me fazendo desejar ir mais longe;

Ao professor Luiz Sérgio Philippi pela orientação e por ter me confiado a realização deste trabalho;

Ao professor Pablo Heleno Sezerino pela co-orientação e pelo incentivo dispensado na elaboração deste trabalho;

Aos professores Flávio Rubens Lapolli, Catia Regina Silva de Carvalho Pinto e Edson Aparecido Abdul Nour por aceitarem compor minha banca e contribuir com o trabalho;

A todos os amigos do Gesad, em especial Stefânia, Déia, Maria Elisa, Katia, Tuti, Fernando Fenelon, Taisa, André, Letícia, Angela, Tiago e Sabrina, que, de alguma forma, participaram no desenvolvimento deste trabalho;

As amigas do LaRA, Iracema, Flávia e Mariele, pelas ajudas em campo, pelas caronas e pelas conversas;

Ao amigo Rafael Rudson, por toda a dedicação durante as atividades de campo;

À Arlete, do Laboratório Integrado de Meio Ambiente, sempre disposta a ajudar;

À equipe de Jardinagem na UFSC, que ajudou com as coleta das plantas;

À CAPES, pela oportunidade de bolsa;

À Casan, que disponibilizou o local para a instalação das unidades experimentais;

À Vera Lúcia, da Epagri/Inmet, pelo fornecimento dos dados meteorológicos;

À Schneider, pela doação de uma bomba centrífuga.

RESUMO

Filtros plantados com macrófitas (*wetlands*) são sistemas naturais utilizados, principalmente, para o tratamento de esgotos. Apresentam como vantagem o baixo custo de operação, baixo consumo energético e simplicidade operacional, podendo, desta forma, ser aplicados no tratamento de esgotos de residências, empresas, pequenas comunidades e na área rural. Quando se deseja obter um tratamento mais avançado em relação à remoção de nitrogênio, é possível combinar os filtros plantados de fluxo vertical (FPMV) aos de fluxo horizontal (FPMH), conhecidos como sistemas híbridos. Neste contexto, o presente trabalho objetivou avaliar a nitrificação e desnitrificação de esgotos domésticos por meio de sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas. A pesquisa consistiu no estudo de seis unidades piloto de FPMV plantados com *Typha domingensis*, sendo que estas unidades foram diferenciadas em relação às cargas superficiais aplicadas (variando entre 19,5gSS/m².d e 27,5gSS/m².d e variando entre 10,1gNH₄-N/m².d e 14,1gNH₄-N/m².d) e em relação à espessura da camada de areia utilizada como material filtrante (30cm e 60cm). Os efluentes destas seis unidades foram conduzidos para dois FPMH (10,0m² e 0,60m de profundidade, cada módulo), também com *T. domingensis*, que foram diferenciadas pelo material utilizado no leito filtrante (brita e areia), pelo tempo de operação de cada módulo (operando a 1 ano e a 3 anos) e pelas cargas transversais aplicadas (24,7gSS/m².d e 16,1gSS/m².d). Todas as unidades experimentais foram avaliadas ao longo de 1 ano por meio de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos do esgoto com a utilização do teste de variância ANOVA. Como resultados obtiveram-se remoções de NH₄-N nos FPMV variando entre 56%-74%, entretanto baixas produções de NO₃-N foram observadas, concluindo-se que a nitrificação não foi muito efetiva nos FPMV. As análises estatísticas mostraram poucas diferenças nos filtros com diferentes profundidades. Em relação às diferentes cargas aplicadas, não foi encontrada relação entre as mesmas e a nitrificação do sistema. A principal forma de remoção nos FPMV foi atribuída à acumulação de detritos nos poros do material filtrante. Nos FPMH foi observado um melhor desempenho no filtro com areia em termos de NH₄-N, DQO, SS e PO₄-P, mesmo este estando em operação há mais tempo e apresentando problemas de escoamento superficial em decorrência da colmatção da porção inicial do leito filtrante. As taxas de desnitrificação nos FPMH foram elevadas, entretanto em termos de concentração, as remoções de NO₃-N foram baixas devido às baixas concentrações afluentes. Os efluentes das seqüências tecnológicas apresentaram valores que se adéquam à legislação em termos de nitrogênio, podendo ser recomendadas como forma de polimento de estações de tratamento de esgoto que não se enquadrem na legislação.

Palavras-chave: tratamento de esgotos domésticos, filtros plantados com macrófitas, *wetlands*, nitrificação, desnitrificação.

ABSTRACT

Constructed wetlands are natural systems used mainly for the wastewater treatment. They present the advantages of low cost of operation, low energy consumption and operational simplicity, and can thus be applied in the wastewater treatment of homes, companies, small communities and in the rural areas. When a more advanced treatment is needed in relation to the removal of nitrogen, vertical flow constructed wetlands (VFCW) can be combined with horizontal flow constructed wetlands (HFCW). This combination is known as hybrid systems. In this context, this study aimed to assess the nitrification and denitrification of domestic wastewater through constructed wetlands hybrid systems. The survey consisted of a study of six VFCW pilot units planted with *Typha domingensis*. These units were distinguished according to the applied surface load (between 19.5gSS/m².d and 27.5gSS/m².d and between 10.1gNH₄-N/m².d and 14.1gNH₄-N/m².d) and to the thickness of the sand layer used as media (30cm and 60cm). The effluents of these six units were conducted for two HFCW (10.0m² and 0.60m deep, each module), also planted with *T. Domingensis*, which were differentiated by the used media in the bed (crushed stone and sand), by the time of operation of each module (operating for 1 year and for 3 years) and the applied transverse loads (24.7gSS/m².d and 16.1gSS/m².d). All experimental units were evaluated over a one year period by physical-chemical and bacteriological parameters. The ANOVA variance test was also used. The research got to the following results: the VFCW reached NH₄-N removals ranging between 56%-74%, however low production of NO₃-N were observed, concluding that the nitrification was not very effective in VFCW. Statistical analyses showed few differences between wetlands with different depths. In relation to different applied superficial loads, no relationship was found between them and the nitrification of the system. The main form of removal in VFCW was attributed to the accumulation of detritus in the media pores. In HFCW could be observed a better performance in the sand filter in terms of NH₄-N, COD, SS and PO₄-P, even though the sand filter was in operation for longer time and presented superficial runoff problems due to clogging of the initial portion of the bed. The rates of denitrification in HFCW were high, however, in terms of concentration, the removal of NO₃-N were low due to low affluent concentrations. The effluents of the technological sequences presented values according the legislation in terms of nitrogen, thereby these systems can be recommended as a way of polishing of wastewater treatment plants that do not follow legislation.

Key-words: domestic wastewater treatment, constructed wetlands, nitrification, denitrification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Perfil esquemático de um wetland.....	19
Figura 2: Esquema representativo de um filtro plantado de fluxo horizontal. 1) Macrófitas; 2) Tubulação de alimentação perfurada; 3) Tubulação de coleta perfurada; 4) Brita na zona de entrada e de saída; 5) Areia no leito filtrante; 6) Raízes e rizomas; 7) Impermeabilização da lateral e do fundo; 8) Tubulação de controle de nível.	23
Figura 3: Representação esquemática da formação de biofilme.....	24
Figura 4: Esquema representativo de um filtro plantado de fluxo vertical. 1) Macrófitas; 2) Tubulação de alimentação perfurada; 3) Tubulação de coleta perfurada; 4) Camada de brita na superfície e no fundo; 5) Areia no leito filtrante; 6) Raízes e rizomas; 7) Impermeabilização da lateral e do fundo.	25
Figura 5: Biofilme.	40
Figura 6: Transformações de nitrogênio nos filtros plantados com macrófitas.....	47
Figura 7: Estação de Tratamento de Esgoto Continental da Casan com detalhe para a localização da Estação Experimental. (LA: Lagoa Anaeróbia; LF ₁ : Lagoa Facultativa 1; LF ₂ : Lagoa Facultativa 2; LF ₃ : Lagoa Facultativa 3).	58
Figura 8: Unidades piloto dos projetos em desenvolvimento na Estação Experimental. a) Lagoa de maturação com lemnáceas; b) Lagoa de maturação com suportes de telas para aderência de biofilme.	59
Figura 9: Unidades piloto dos projetos em desenvolvimento na Estação Experimental. a) Tanque de lemnáceas (ao fundo) e tanques de tilápias; b) Filtro aeróbio com cascas de ostra.....	60
Figura 10: a) Tanques de fibra de vidro; b) Tubulação de coleta apoiada na camada de brita; c) Cobertura de areia; d) Camada de areia.	61
Figura 11: a) Retirada das mudas do ambiente natural; b) Corte em 30cm a 45°; c) Plantio; d) Filtro plantado.	62
Figura 12: a) Caixa equalizadora; b) Bombas centrifugas; c) Tubulação de alimentação com detalhe para o hidrômetro; d) Caixa de coleta do efluente.	64
Figura 13: Curva granulométrica da areia utilizada nos filtros plantados com macrófitas.....	64

Figura 14: Esquema representativo das unidades experimentais.	67
Figura 15: a) Caixa de mistura M_{1-2} enterrada; caixa de equalização elevada e filtro H_1 ; b) Caixa de equalização elevada e filtro H_2	67
Figura 16: a) Tubulação de alimentação perfurada; b) Mangote flexível para controle do nível dentro do filtro.	68
Figura 17: a) Filtro plantado de fluxo horizontal com areia no leito filtrante (H_2); b) Filtro plantado de fluxo horizontal com brita no leito filtrante (H_1).	71
Figura 18: Evolução nas concentrações de NH_4-N e NO_3-N no efluente dos FPMV. a) V_{130} ; b) V_{160} ; c) V_{230} ; d) V_{260} ; e) V_{330} ; f) V_{360}	76
Figura 19: Balanço de nitrogênio inorgânico no par V_{130} e V_{160}	78
Figura 20: Balanço de nitrogênio inorgânico no par V_{230} e V_{260}	79
Figura 21: Balanço de nitrogênio inorgânico no par V_{330} e V_{360}	80
Figura 22: Gráfico tipo Box plot obtido com o monitoramento dos módulos FPMV.	84
Figura 23: Concentrações afluentes e efluentes em termos de SS nos módulos verticais ao longo do período de estudo.	85
Figura 24: Média mensal dos dados meteorológicos (janeiro a dezembro de 2007).	86
Figura 25: Foto ilustrando o empoçamento próximo à zona de entrada no filtro H_2	91
Figura 26: Filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal. Ênfase para o desenvolvimento das macrófitas. a) Filtro plantado de fluxo horizontal com areia no leito filtrante (H_2) 11 meses após o plantio; b) Filtro plantado de fluxo horizontal com brita no leito filtrante (H_1) 10 meses após o plantio.	92
Figura 27: Balanço de nitrogênio nas seqüências tecnológicas baseado nas concentrações de NH_4-N , NO_2-N e NO_3-N	96
Figura 28: Remoção de NH_4-N e produção de NO_x-N no V_{130} durante o período do estudo.	96
Figura 29: Remoção de NH_4-N e produção de NO_x-N no V_{160} durante o período do estudo.	96
Figura 30: Remoção de NH_4-N e produção de NO_x-N no V_{230} durante o período do estudo.	97
Figura 31: Remoção de NH_4-N e produção de NO_x-N no V_{260} durante o período do estudo.	97
Figura 32: Remoção de NH_4-N e produção de NO_x-N no V_{330} durante o período do estudo.	97

Figura 33: Remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ e produção de $\text{NO}_x\text{-N}$ no V_360 durante o período do estudo.98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Vantagens e desvantagens dos FMPHs e dos FMPVs .	26
Tabela 2: Valores de permeabilidade para alguns tipos de solo.	28
Tabela 3: Papel das macrófitas nos <i>wetlands</i> construídos.	35
Tabela 4: Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos filtros plantados.	43
Tabela 5: Características das macrófitas utilizadas nos filtros plantados.	55
Tabela 6: Características da areia empregada nos filtros plantados.	65
Tabela 7: Cargas e taxas hidráulicas aplicadas nos módulos piloto de FPMV.	66
Tabela 8: Cargas e taxas hidráulicas aplicadas nos módulos piloto de FPMH.	71
Tabela 9: Parâmetros analisados nos filtros plantados com macrófitas.	73
Tabela 10: Faixa de leitura dos parâmetros analisados.	73
Tabela 11: Resultados obtidos com o teste ANOVA para as frações de nitrogênio orgânico entre os pares dos filtros de fluxo vertical.	77
Tabela 12: Balanço de oxigênio realizado nos FPMV.	83
Tabela 13: Eficiência de remoção de SS nos meses mais quentes e nos meses mais frios.	85
Tabela 14: Dados climáticos obtidos junto à Estação Meteorológica de São José/SC durante o ano de 2007.	86
Tabela 15: Resultados físico-químicos e bacteriológicos para o efluente da LF ₃ , caixa de mistura M ₃ e efluente do filtro H ₁ durante o período de estudo.	88
Tabela 16: Resultados físico-químicos e bacteriológicos para o efluente da LF ₃ , caixa de mistura M ₁₋₂ e efluente do filtro H ₂ durante o período de estudo.	89
Tabela 17: Eficiências de remoção nos FPMH e globais (em relação à lagoa facultativas 3).	89
Tabela 18: Resultados obtidos com o teste ANOVA entre os FPMH.	90

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ANOVA – Análise de Variância
- APHA – American Public Health Association
- Casan – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
- CCB – Centro de Ciências Biológicas da UFSC
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- C_u – Coeficiente de Uniformidade
- d_{10} – Diâmetro efetivo
- d_{60} – Diâmetro a 60%
- DBO_5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- DP – Desvio Padrão
- Eh – Potencial redox
- ENS – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
- Epagri – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
- ET – Evapotranspiração
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
- FGV – Fundação Getúlio Vargas
- FPMH – Filtro Plantado com Macrófitas de Fluxo Horizontal
- FPMV – Filtro Plantado com Macrófitas de Fluxo Vertical
- Gesad – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
- H_1 – FPMH alimentado com efluente da caixa M_3
- H_2 – FPMH alimentado com efluente da caixa M_{1-2}
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia Estatística
- IBP – Programa Internacional de Biologia
- IWA – International Water Association
- Inmet – Instituto Nacional de Meteorologia
- K – Coeficiente de permeabilidade
- K_s – Condutividade hidráulica saturada
- K_T – Constante de reação da cinética de primeira ordem

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS (continuação)

LA – Lagoa Anaeróbia

LaRA – Laboratório de Reúso de Águas

LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente

M₁₋₂ – Caixa de mistura do efluente dos pares V₁ e V₂

M₃ – Caixa de mistura do efluente do par V₃

NTK – Nitrogênio Total Kjeldhal

O₂ convecção – Entrada de oxigênio via convecção.

O₂ difusão – Entrada de oxigênio via difusão

OD – Oxigênio Dissolvido

ONU – Organização das Nações Unidas

P – Precipitação

pH – Potencial Hidrogênioônico

PNAD – Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios

PPGEA – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

PS – Peso Seco

RZM – Root Zone Method (Método Zona de Raízes)

SS – Sólidos Suspensos

ST – Sólidos Totais

STF – Sólidos Totais Fixos

STV – Sólidos Totais Voláteis

T – Temperatura

t – Tempo de retenção hidráulico

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

V₁₃₀ – FPMV preenchido com 0,30m de areia e alimentado com 19,5g.SS/m².d

V₁₆₀ – FPMV preenchido com 0,60m de areia e alimentado com 19,5g.SS/m².d

V₂₃₀ – FPMV preenchido com 0,30m de areia e alimentado com 19,5g.SS/m².d

V₂₆₀ – FPMV preenchido com 0,60m de areia e alimentado com 19,5g.SS/m².d

V₃₃₀ – FPMV preenchido com 0,30m de areia e alimentado com 27,5g.SS/m².d

V₃₆₀ – FPMV preenchido com 0,60m de areia e alimentado com 27,5g.SS/m².d

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	18
2.1	OBJETIVO GERAL	18
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1	WETLANDS NATURAIS E WETLANDS CONSTRUÍDOS	19
3.2	CLASSIFICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS	21
3.2.1	Sistema de lâmina livre ou escoamento superficial	21
3.2.2	Sistema de escoamento subsuperficial	22
3.3	CLASSIFICAÇÃO DOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS	22
3.3.1	Filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal	23
3.3.2	Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical	25
3.3.3	Sistema híbrido de filtros plantados com macrófitas	26
3.4	ELEMENTOS ATUANTES NOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS	27
3.4.1	Material filtrante	27
3.4.2	Macrófitas	32
3.4.3	Microrganismos	38
3.5	MECANISMOS DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO	41
3.6	MECANISMOS DE DEPURAÇÃO NOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS	43
3.6.1	Depuração da matéria carbonácea	44
3.6.2	Retenção de sólidos suspensos	45
3.7	REMOÇÃO E TRANSFORMAÇÃO DE NITROGÊNIO NOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS	46
3.7.1	Nitrificação	47
3.7.2	Desnitrificação	51
3.7.3	Amonificação	53
3.7.4	Assimilação pelas plantas	54
3.7.5	Adsorção no material filtrante	55

3.7.6	Volatilização	56
4	MATERIAIS E MÉTODOS	57
4.1	DESCRIÇÃO DO LOCAL DA PESQUISA	57
4.2	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS CONTINENTAL	57
4.3	DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL	58
4.4	FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS DE FLUXO VERTICAL	60
4.5	FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS DE FLUXO HORIZONTAL	66
4.6	ANÁLISES DO EFLUENTE LÍQUIDO	72
4.7	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS	73
4.8	CONDIÇÕES CLIMÁTICAS	74
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	75
5.1	DESEMPENHOS DOS FILTROS PLANTADOS DE FLUXO VERTICAL	75
5.2	DESEMPENHO DOS WETLANDS DE FLUXO HORIZONTAL	87
5.3	DESEMPENHO NO SISTEMA HÍBRIDO	93
6	CONCLUSÕES	99
7	RECOMENDAÇÕES	102
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104
9	APÊNDICE	111

1 INTRODUÇÃO

A Organização das Nações Unidas (ONU) declarou 2008 como o Ano Internacional do Saneamento Básico com o objetivo de aumentar os investimentos neste serviço para, até 2015, diminuir à metade a atual parcela da população mundial (2,6 bilhões de pessoas) que não tem acesso a saneamento básico.

A falta de saneamento básico atinge 53% da população brasileira. Este dado foi retirado do estudo sobre saneamento e saúde realizado em 2007 pela Fundação Getúlio Vargas (FGV) para o Instituto Trata Brasil. O estudo foi desenvolvido com dados do PNAD/IBGE (Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios/Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) do ano de 2006.

No Brasil, a porcentagem da população com acesso à coleta de esgoto aumentou nos últimos anos. Em 1992 este valor era de 36,02%, tendo aumentado para 46,77% em 2006 (PNAD, 2006). Entretanto, segundo o estudo da FGV, sua velocidade de expansão ainda tem sido inferior à oferta de outros serviços públicos, tais como rede de distribuição de água, coleta de lixo e eletricidade.

Nas áreas rurais a porcentagem de população atendida é consideravelmente inferior. Segundo o PNAD (2006) somente 2,9% da população rural teve seus esgotos coletados em 2006. Em 1992 este valor era de 2,4%, mostrando que poucos investimentos foram feitos nestas áreas.

No Estado de Santa Catarina somente 10,54% da população possui coleta de esgoto, sendo que o Estado ocupa a 9ª pior posição em relação a todos os Estados do Brasil (PNAD, 2006).

No Estado, o município com maior população atendida por coleta de esgoto é Balneário Camboriú (79,77%), seguido de Cocal do Sul (58,04%), São Ludgero (52,80%), Criciúma (52,67%), Ponte Alta do Norte (51,63%), Catanduvas (49,98%) e Florianópolis (45,99%) (PNAD, 2000).

Por causa dos problemas de saneamento, principalmente pelo lançamento de esgotos não tratados ou sem tratamento adequado, grande parte dos recursos hídricos no Brasil encontra-se com a qualidade comprometida. Como pode ser observado pelos dados apresentados anteriormente, ainda é grande a parcela da população brasileira não servida por rede de esgoto e tão pouco por sistemas de tratamento.

Dentro desta perspectiva, tornam-se relevantes estudos de tecnologias de tratamento de esgotos que apresentem viabilidade técnica e econômica para o Brasil.

Alternativas ambientalmente sustentáveis, empregadas sob a óptica da descentralização, são apontadas na literatura, destacando-se a utilização de sistemas naturais para o tratamento dos esgotos (LENS *et al.*, 2001; SEZERINO *et al.*, 2004).

A gestão descentralizada de esgotos pode ser definida como a coleta, tratamento e disposição final/reúso dos esgotos de residências, bairros, comunidade isoladas, industriais ou instituições (CRITES e TCHOBANOGLOUS, 1998).

Metcalf & Eddy (1991) classificam os sistemas naturais como aqueles que fazem uso dos processos físicos, químicos e biológicos, provenientes da interação entre água, solo, planta, microrganismo e a atmosfera, para realizar o tratamento do esgoto.

Nos sistemas naturais estão presentes muitos dos processos de remoção de poluentes que ocorrem nos sistemas ditos convencionais, tais como os lodos ativados, por exemplo. Entretanto, ao contrário dos sistemas convencionais, em que os processos ocorrem seqüencialmente e com taxas aceleradas em razão da utilização de energia elétrica, nos sistemas naturais estes processos tendem a ocorrer simultaneamente e com taxas mais lentas. Dentro desta concepção, enquadram-se os filtros plantados com macrófitas (*wetlands*).

O Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (Gesad) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) vem trabalhando dentro do contexto de sistemas

descentralizados, realizando pesquisas envolvendo filtros plantados com macrófitas, filtros de areia, filtros de pedras e também estudos relativos à segregação de águas, estando o presente projeto incluso na linha de pesquisa *filtros plantados com macrófitas (wetlands) empregados no tratamento de águas residuárias*.

Os filtros plantados com macrófitas destacam-se como uma tecnologia que apresenta baixo custo de implantação, operação e manutenção, possuindo ainda as vantagens de possibilidade de reúso e de aproveitamento de biomassa. No Brasil, as vantagens se estendem às favoráveis condições climáticas e disponibilidade de área territorial na maioria das regiões.

Em Santa Catarina, o primeiro sistema de filtro plantado com macrófitas foi implantado no ano de 1993 no município de Agronômica e vem funcionando desde então apresentando ótimo desempenho na remoção de matéria orgânica carbonácea (PHILIPPI *et al.*, 1999; OLIJNYK *et al.*, 2007).

No entanto, tomando como parâmetro esta estação e outras Estações de Tratamento de Esgotos existentes, muitas foram projetadas e são operadas baseadas apenas na eficiência de remoção de materiais sólidos, de coliformes e de matéria carbonácea (DBO₅ e DQO), sendo a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) ignoradas (SEZERINO, 2006), apesar das legislações a nível federal (CONAMA n.º 357) e a nível estadual (Decreto n.º 14.250) estabelecerem limites máximo permitidos para o lançamento de efluente em termos de nitrogênio e fósforo.

Esta defasagem no tratamento dos esgotos é muito preocupante, visto que o lançamento de nitrogênio e fósforo nos corpos d'água receptores causa sérios desequilíbrios ecológicos, tais como toxicidade às espécies aquáticas e a eutrofização, comprometendo a biodiversidade local e os usos múltiplos da água.

Mais recentemente vem sendo dada atenção aos sistemas combinados de filtros plantados de fluxo horizontal com filtros plantados de fluxo vertical (sistemas híbridos) com o objetivo de, além de remover matéria carbonácea, também remover matéria nitrogenada (COOPER *et al.*, 1999; VYMAZAL, 2005).

No Brasil, deve-se destacar a pouca experiência com os filtros plantados com macrófitas, principalmente os de fluxo vertical ou os do tipo híbridos, o que torna relevante o acompanhamento e estudo dos mesmos.

Para estudar de forma mais aprofundada a aplicação de sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas para o tratamento de esgotos, o presente trabalho inicialmente apresenta uma revisão bibliográfica sobre o tema, destacando o funcionamento de filtros plantados de fluxo vertical, de filtros plantados de fluxo horizontal e de sistemas híbridos, assim como também destaca os elementos atuantes e as formas de remoção de poluentes nestes sistemas. No item seguinte, são destacados os materiais utilizados e as atividades conduzidas em campo, para, então, os resultados serem apresentados e discutidos. Por fim, o presente trabalho encerra com as conclusões gerais e as recomendações para futuros trabalhos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho teve como objetivo geral analisar a potencialidade da aplicação de sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas (*wetlands*) com vista à obtenção de nitrificação e desnitrificação de efluente doméstico.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o potencial de nitrificação de esgoto doméstico nos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical considerando diferentes cargas aplicadas e diferentes alturas de material filtrante;
- Avaliar o potencial de desnitrificação de esgoto doméstico nos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal considerando a utilização de diferentes materiais filtrantes e diferentes idades dos sistemas;
- Analisar a aplicação de sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas, com a vista a obtenção de nitrificação nos módulos de fluxo vertical e de desnitrificação nos módulos de fluxo horizontal.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 WETLANDS NATURAIS E WETLANDS CONSTRUÍDOS

Wetlands são biomas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos (Figura 1). São áreas inundáveis onde inúmeros agentes (animais, plantas, solo,...) recebem, detêm e reciclam nutrientes continuamente. Estes nutrientes sustentam uma grande variedade de vegetação, que convertem matéria inorgânica em matéria orgânica, a qual é requerida, direta ou indiretamente, como alimento para animais, incluindo o homem (HAMMER, 1989).

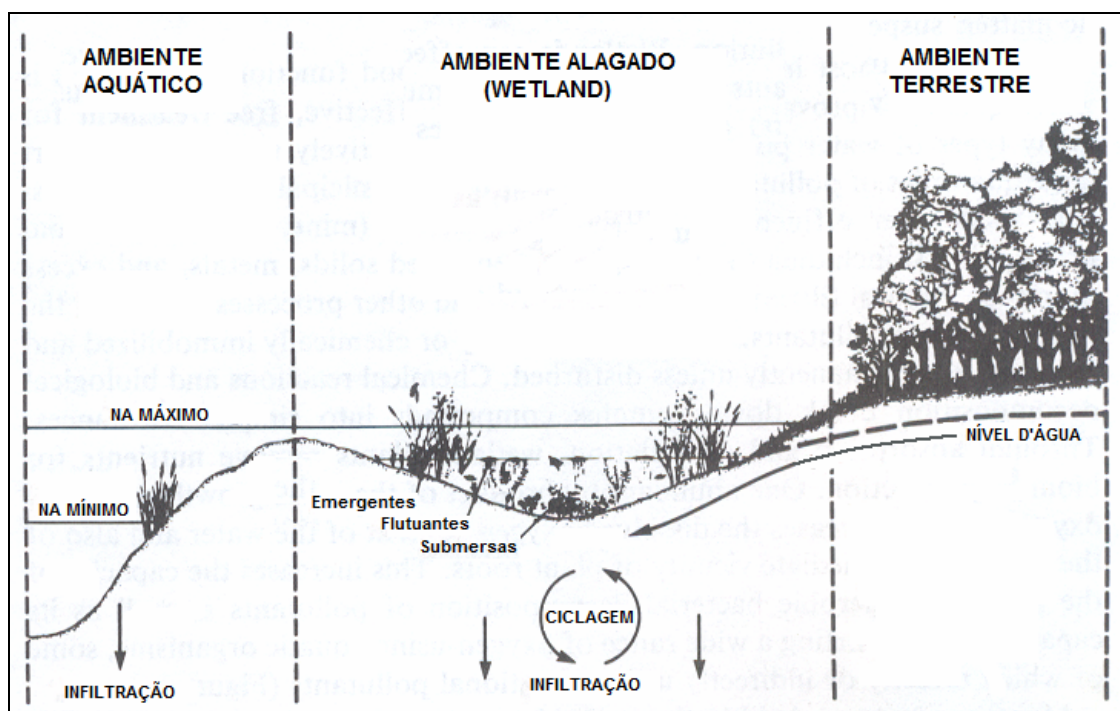


Figura 1: Perfil esquemático de um wetland.

Fonte: adaptado de Hammer (1989).

Devido a esta capacidade de ciclagem de nutrientes, os wetlands naturais são importantes recursos naturais e devem ser preservados para o equilíbrio do meio ambiente.

Os wetlands construídos imitam as condições ótimas de tratamento que ocorrem em wetlands naturais, mas possuem a flexibilidade de serem construídos em quase todas as localidades e de poderem ser usados para o tratamento de diversos tipos de efluentes, tais como, esgotos domésticos a níveis secundários e terciários, efluentes industriais e agroindustriais, líquidos percolados de aterros sanitários, efluente de drenagem ácida de mina e enxurradas (IWA, 2000). Segundo Hammer (1989), os wetlands construídos também são chamados de wetlands artificiais, pois simulam o funcionamento dos wetlands naturais.

A concepção de tratar os esgotos em wetlands de fluxo horizontal foi desenvolvida na Alemanha na década de 70. O primeiro wetland entrou em operação em 1974 em Othfresen e o processo foi chamado de RZM – *Root Zone Method* (Método Zona de Raízes) (LECLERC *et al.*, 1999; KICKUTH, 1977 *apud* IWA, 2000).

O sistema de RZM consistia em um leito impermeabilizado, com manta de plástico, contendo macrófitas emergentes crescendo em um solo. Entretanto, foram relatados nestes sistemas problemas de escoamento superficial devido à baixa condutividade hidráulica do solo. O problema foi resolvido através do uso de materiais filtrantes mais porosos, tais como cascalho (COOPER, 1990 *apud* IWA, 2000). Com o avanço das pesquisas, outros materiais, tais como areia e brita, que possuem condutividade hidráulica mais elevada, começaram a serem utilizados. Mais recentemente, materiais alternativos também têm sido estudados.

Os wetlands construídos têm mostrado adaptarem-se a diferentes situações e arranjos, apresentando bom desempenho no tratamento de efluentes, principalmente, os de origem doméstica. Apesar de sua ampla utilização, muitos estudos estão sendo conduzidos a fim de identificar e aperfeiçoar o papel de cada elemento atuante no tratamento, destacando-se o tipo de fluxo empregado, o material filtrante, as macrófitas, os máximos carregamentos afluentes (tanto a nível hidráulico como orgânico), as cinéticas de depuração, a transferência de oxigênio, a estrutura e metabolismo do biofilme formado e a vida útil do sistema (SEZERINO, 2006).

3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os wetlands construídos empregados no tratamento de águas residuárias são classificados, de acordo com a literatura, em dois grandes grupos:

- (i) Sistemas de lâmina livre ou de escoamento superficial;
- (ii) Sistemas de escoamento subsuperficial (filtros plantados com macrófitas).

Dentro destes grupos, alguns pesquisadores propuseram subdivisões com o propósito de relacionar às finalidades de usos, ou seja, diferentes configurações e princípios de funcionamento foram associados a objetivos como redução de matéria carbonácea, nitrificação, desnitrificação, retenção/remoção de fósforo, entre outros (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.2.1 Sistema de lâmina livre ou escoamento superficial

Nos wetlands de escoamento superficial, como o próprio nome diz, a água ou o esgoto escoam sobre a superfície do solo. As macrófitas, neste caso, podem ser do tipo emergentes, emersas ou flutuantes.

Os sistemas de lâmina livre ou escoamento superficial possuem algumas propriedades em comuns com lagoas facultativas. Os processos na coluna d'água em zonas mais profundas dentro do wetland são quase idênticos às lagoas dominadas por algas planctônicas ou filamentosas, ou macrófitas aquáticas (flutuantes ou emergentes) na superfície da massa líquida. As zonas mais profundas tendem a ser dominadas por processos anaeróbios na ausência de luz (IWA, 2000).

3.2.2 Sistema de escoamento subsuperficial

Os wetlands construídos de escoamento subsuperficial são os sistemas conhecidos como filtros plantados com macrófitas.

Os filtros plantados com macrófitas são sistemas que dispõem de um material de recheio (usualmente empregado brita, areia ou cascalho) onde o efluente a ser tratado é disposto. O efluente irá percolar pelo material de recheio, também conhecido como material filtrante, onde as macrófitas empregadas, do tipo emergente, são plantadas diretamente (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Os processos de depuração da matéria orgânica e transformação da série nitrogenada, bem como a retenção do fósforo, são físicos (filtração e sedimentação); químicos (adsorção, complexação e troca iônica) e biológicos (degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia, predação e retirada de nutrientes pelas macrófitas), ocorrendo tanto no material filtrante como na rizosfera¹ (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.3 CLASSIFICAÇÃO DOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS

Os filtros plantados com macrófitas podem ser classificados de acordo com a literatura segundo o fluxo hidráulico conforme segue:

- (i) Filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal – FPMH;
- (ii) Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical – FPMV;
- (iii) Sistemas híbridos.

¹ A **rizosfera** é a região onde o solo e as raízes das plantas entram em contato. O número de microrganismos na raiz e à sua volta é muito maior do que no solo livre; os tipos de microrganismos na rizosfera também diferem do solo livre de raiz (PELCZAR *et al.*, 1997).

3.3.1 Filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal

O filtro plantado com macrófitas é chamado de “fluxo horizontal” porque o esgoto é alimentado na zona de entrada e percola através dos poros do material filtrante, em um caminho mais ou menos horizontal até alcançar a zona de saída (Figura 2). Durante este percurso, o esgoto entra em contato com zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. As zonas aeróbias ocorrem perto das raízes e rizomas. Durante a passagem do esgoto pela rizosfera, ocorre a degradação do mesmo pela ação dos microrganismos e pelos processos físicos e químicos (BRIX, 1987; COOPER *et al.*, 1996 *apud* IWA, 2000).

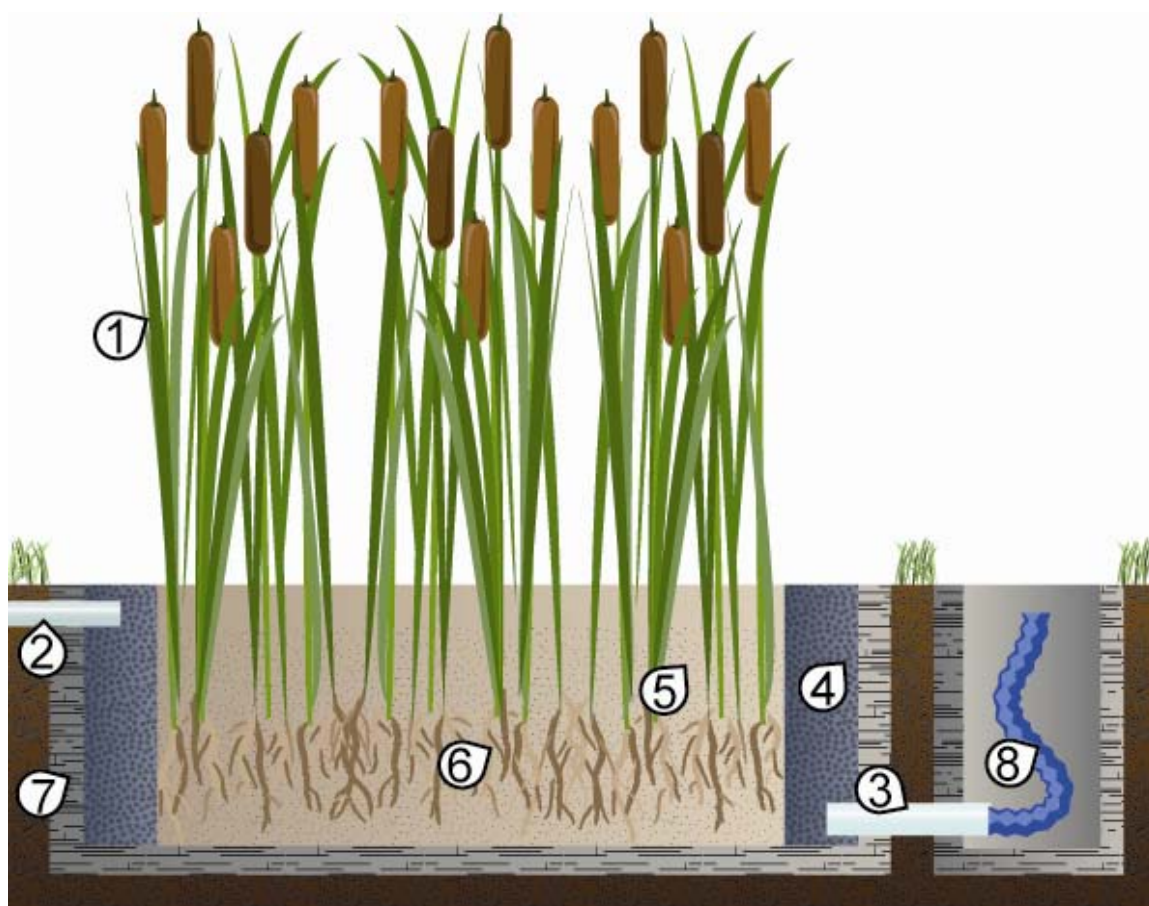


Figura 2: Esquema representativo de um filtro plantado de fluxo horizontal. 1) Macrófitas; 2) Tubulação de alimentação perfurada; 3) Tubulação de coleta perfurada; 4) Brita na zona de entrada e de saída; 5) Areia no leito filtrante; 6) Raízes e rizomas; 7) Impermeabilização da lateral e do fundo; 8) Tubulação de controle de nível.

Nos sistemas de fluxo horizontal, o princípio básico de tratamento é a formação de biofilme² aderido no meio suporte e raízes das plantas (Figura 3), onde os compostos orgânicos são degradados em condições aeróbias e anaeróbias. O oxigênio requerido para a degradação aeróbia é suprido diretamente pela atmosfera por difusão ou pela fuga de oxigênio das raízes e rizomas para a rizosfera (IWA, 2000). Numerosas investigações têm mostrado que a capacidade de transporte de oxigênio é insuficiente para garantir decomposição aeróbia na rizosfera e que a decomposição anóxica e anaeróbia são importantes em wetlands de fluxo horizontal (BRIX, 1990 *apud* IWA, 2000). Os microrganismos compondo o biofilme também irão promover a transformação da série nitrogenada. Segundo Cooper *et al.* (1996) *apud* Sezerino (2006), a desnitrificação é o fator predominante nesta transformação.

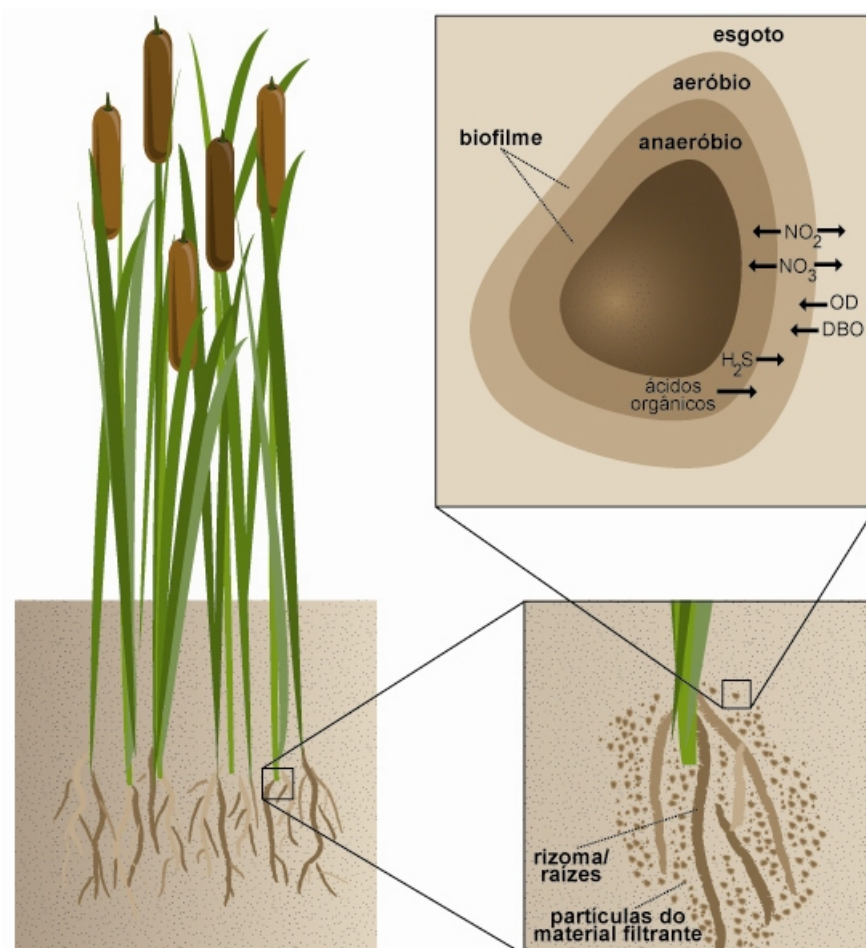


Figura 3: Representação esquemática da formação de biofilme.

² **Biofilme** é um conjunto de microrganismos fixados sobre uma superfície sólida.

3.3.2 Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical

Nos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical o esgoto é alimentado de forma intermitente e vai sendo gradualmente drenado verticalmente para baixo através do leito filtrante, onde é coletado no fundo por um sistema de drenagem (Figura 4). Após a alimentação, quando todo o esgoto já foi drenado, o leito filtrante livre permite a reentrada de ar no leito. Na próxima alimentação, o esgoto apreende o ar dos poros do leito e, juntamente com a aeração causada pela rápida alimentação, conduz uma boa transferência de oxigênio. Esta boa transferência de oxigênio permite a decomposição da DBO e da nitrificação do nitrogênio amoniacal (COOPER *et al.*, 1996 *apud* IWA, 2000).

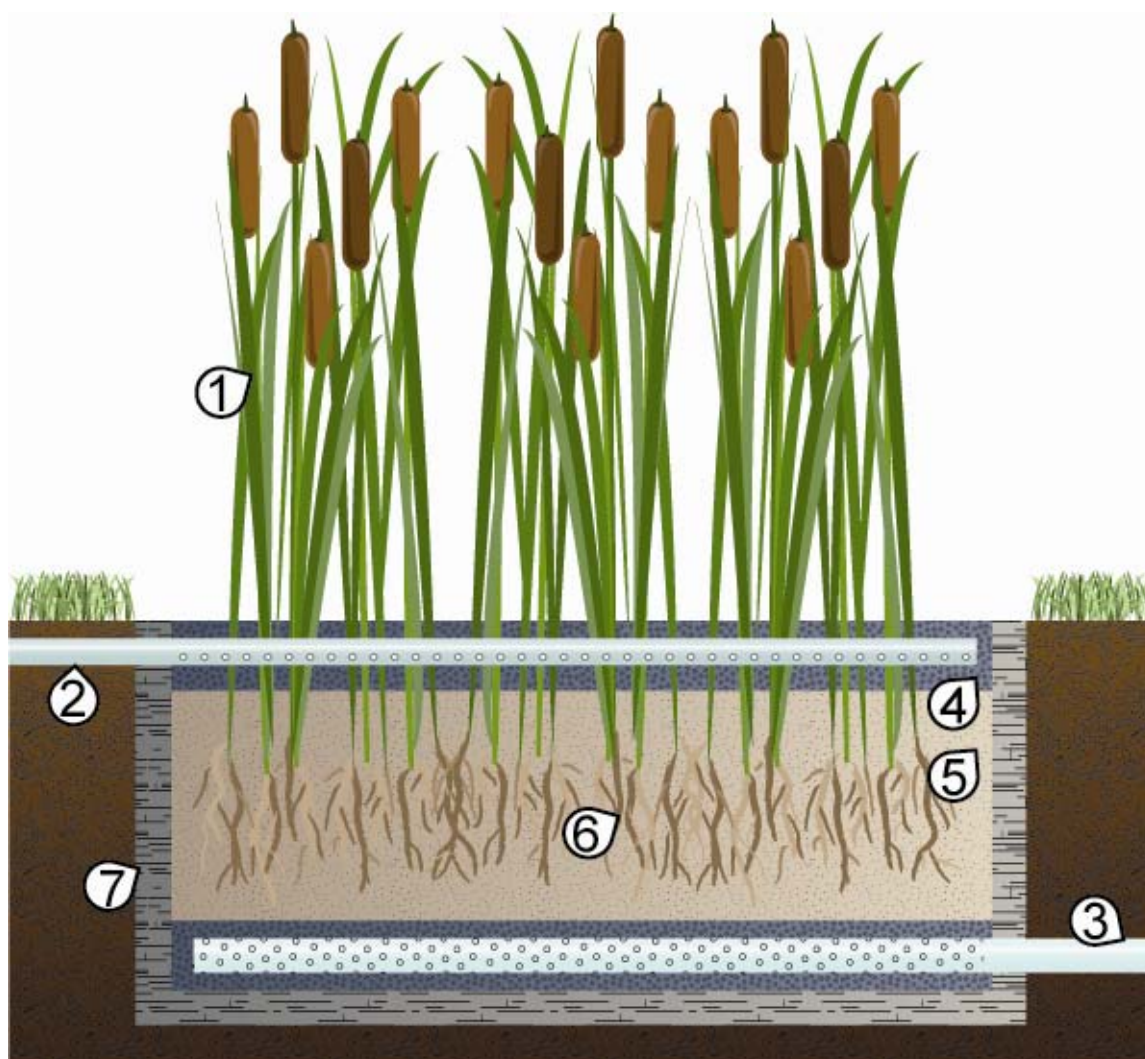


Figura 4: Esquema representativo de um filtro plantado de fluxo vertical. 1) Macrófitas; 2) Tubulação de alimentação perfurada; 3) Tubulação de coleta perfurada; 4) Camada de brita na superfície e no fundo; 5) Areia no leito filtrante; 6) Raízes e rizomas; 7) Impermeabilização da lateral e do fundo.

Assim como nos filtros plantados de fluxo horizontal, as plantas irão transferir um pouco de oxigênio para a rizosfera, porém esta quantidade é muito pequena comparada à transferência de oxigênio criada pela dosagem do sistema (IWA, 2000).

3.3.3 Sistema híbrido de filtros plantados com macrófitas

A associação em série de filtros plantados de fluxo horizontal com filtros plantados de fluxo vertical é conhecida como sistema híbrido.

Em sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas, as vantagens e desvantagens dos fluxos horizontal e vertical podem ser combinadas de maneira a complementar cada um deles individualmente (COOPER, 1999; COOPER *et al.*, 1999). O interesse desta associação é proporcionar a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação, nos filtros de fluxo vertical e de fluxo horizontal, respectivamente, visto que os sistemas verticais são bem oxigenados e que nos sistemas horizontais encontram-se condições de anoxia, características necessárias a estas reações (COOPER *et al.*, 1999).

Cooper (1999) destaca na Tabela 1 as principais vantagens e desvantagens de cada tipo de fluxo hidráulico.

Tabela 1: Vantagens e desvantagens dos FMPHs e dos FMPVs .

	Fluxo horizontal	Fluxo vertical
Vantagens	<ul style="list-style-type: none"> - remoção de sólidos suspensos e bactérias devido à habilidade de filtração; - remoção de DBO; - desnitrificação (desde que ele seja provido de oxigênio oriundo do nitrato). 	<ul style="list-style-type: none"> - nitrificação, devido à capacidade de transferência de oxigênio, o que também permite uma boa remoção de DBO₅ e DQO.
Desvantagens	<ul style="list-style-type: none"> - baixa nitrificação, devido à capacidade limitada de transferência de oxigênio. 	<ul style="list-style-type: none"> - não é muito eficiente para a remoção de sólidos suspensos.

Portanto, quando as vantagens dos dois tipos de sistemas são associadas, é possível produzir um efluente com baixa concentração de DBO_5 , nitrificado, parcialmente desnitrificado, com uma menor concentração em nitrogênio total (COOPER, 1999) e também com baixa concentração de SS (COOPER *et al.*, 1999).

Em relação à associação destes sistemas, dois arranjos podem se utilizados. Johansen e Brix (1996) *apud* Cooper *et al.* (1999) propõem colocar o estágio vertical depois do estágio horizontal. Para desnitrificação, os autores sugerem bombear o efluente do leito vertical para a entrada do leito horizontal. Já Cooper e de Maeseener (1996) *apud* Cooper *et al.* (1999) propõem colocar o estágio vertical antes do estágio horizontal, pois esta combinação apresenta as seguintes vantagens: a) menor necessidade de área (porque o filtro vertical é mais eficiente do que o horizontal na remoção de DBO_5 e também na oxidação de $\text{NH}_4\text{-N}$); b) é possível remover quantidades consideráveis de nitrato no estágio horizontal sem necessidade de bombeamento para recirculação.

O primeiro arranjo permite a utilização de uma fonte externa de carbono para o processo de desnitrificação. No segundo arranjo, a fonte de carbono no leito horizontal é interna e a taxa de desnitrificação é mais lenta quando comparada a sistemas onde são usadas fontes externas.

3.4 ELEMENTOS ATUANTES NOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS

3.4.1 Material filtrante

O tratamento dos esgotos nos filtros plantados com macrófitas ocorre por meio de diferentes processos. O material filtrante está diretamente relacionado a alguns destes processos: filtração, adsorção e degradação microbológica. Desta forma, é de fundamental importância o conhecimento das características dos materiais filtrantes a serem empregados nos filtros plantados.

Uma das características que deve ser estudada é a condutividade hidráulica (ou permeabilidade) do material componente do leito filtrante. Segundo Caputo (1996) a permeabilidade é a propriedade que o solo apresenta de permitir o escoamento da água através dele, sendo o grau de permeabilidade expresso numericamente pelo coeficiente de permeabilidade.

Segundo o mesmo autor, o coeficiente de permeabilidade depende essencialmente da temperatura e do índice de vazios. Quanto maior for a temperatura, menor é a viscosidade da água e, portanto, mais facilmente ela escoar pelos vazios do solo. A Tabela 2 apresenta valores de permeabilidades para alguns tipos de solo (CAPUTO, 1996).

Tabela 2: Valores de permeabilidade para alguns tipos de solo.

Material ou Tipo de solo	K (cm/s)
Pedregulho	$10^2 - 10^{-1}$
Areia	$10^{-1} - 10^{-3}$
Areias muito finas e siltes, mistura de ambos e argila	$10^{-3} - 10^{-7}$
Argila	$10^{-7} - 10^{-10}$

Fonte: adaptado de Caputo (1996).

Desde os primeiros *wetlands* desenvolvidos na Alemanha na década de 70, quando foi empregado solo natural como elemento filtrante, foi observado que materiais com baixa condutividade hidráulica resultavam em escoamentos superficiais, impedindo que o esgoto entrasse em contato com a rizosfera.

Para o caso da areia, material usualmente utilizado em leitos filtrantes, é possível realizar em laboratório um ensaio (NBR 13292/1995 – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante) para determinar se a condutividade hidráulica do material é adequada. Na literatura são encontrados alguns valores que podem ser recomendados para a aplicação em *wetlands* construídos. Cooper *et al.* (1996) *apud* Sezerino (2006) sugerem a utilização de areia com condutividade hidráulica saturada (K_s) maior ou igual a 10^{-2} cm/s (10^{-4} m/s).

Outra característica que deve ser observada na seleção da areia a ser utilizada no leito filtrante é o índice granulométrico, o qual pode ser obtido em ensaio laboratorial

(NBR 7181/1984 – Análise Granulométrica). Este ensaio resulta num gráfico de onde podem ser obtidas outras informações, como, por exemplo, os índices físicos d_{10} , d_{60} e C_u .

O diâmetro efetivo, ou ainda d_{10} , é definido como o diâmetro correspondente a 10% em peso total, de todas as partículas menores que ele. Esse parâmetro fornece uma indicação sobre a permeabilidade das areias usadas para filtros (CAPUTO, 1996).

O coeficiente de uniformidade, C_u , é a razão entre os diâmetros correspondentes a 60% e 10% ($C_u = D_{60}/D_{10}$) obtidos na curva granulométrica. Desta forma, quanto menor o coeficiente, mais uniforme é o material. Consideram-se de granulometria muito uniforme os solos com $C_u < 5$ (CAPUTO, 1996).

Visto estas questões sobre os materiais filtrantes, busca-se nos filtros plantados com macrófitas um material capaz de manter ao longo do tempo boas condições de fluxo (condutividade hidráulica). Sezerino (2006) destaca que o potencial reativo, ou seja, a capacidade de promover a adsorção de compostos inorgânicos tais como amônia (NH_4) e ortofosfato (PO_4), também é uma característica que deve ser levada em consideração. O mesmo autor ainda adverte que esta associação não se dá com facilidade, ou seja, materiais filtrantes como a areia possuem um ótimo potencial de fluxo, porém, nenhuma, ou muito pouca capacidade adsortiva; por outro lado as argilas possuem alto potencial de adsorção, mas baixa permeabilidade. Portanto, a escolha do tipo deste material filtrante a ser empregado numa unidade de filtro plantado com macrófitas está condicionada às finalidades do tratamento.

Os materiais filtrantes mais utilizados em filtros plantados com macrófitas no mundo todo são a areia e a brita. A literatura destaca algumas recomendações para a seleção do material filtrante a ser utilizado. Por exemplo, o guia da EPA (EPA, 1999 *apud* ARIAS *et al.*, 2001) recomenda os seguintes valores para garantir uma adequada condutividade hidráulica e minimizar o risco de colmatação: d_{10} entre 0,3 e 2,0mm; d_{60} entre 0,5 e 8,0mm e o coeficiente de uniformidade deve ser menor do que 4. Entretanto, para a remoção de fósforo, outras propriedades do material também devem ser levadas em consideração. IWA (2000) também recomenda valores de $C_u \leq 4$ e $K_s \geq 0.36\text{m/h}$ (10^{-4}m/s ou 10^{-2}cm/s). Já na Alemanha, os valores

indicados para o material filtrante são um pouco menos restritivos, recomendando-se $C_u \leq 5$ e $K_s \approx 10^{-4} - 10^{-3} \text{m/s}$ (ATV-GVWK, 1998 *apud* WINTER e GOETZ, 2003). Leclerc *et al.* (1999), por outro lado, recomendam o uso de solos com boa permeabilidade, com valores de K superiores a 10^{-1}cm/s .

Alguns autores ainda fazem recomendações para a seleção do material filtrante com diferenciação para filtros plantados de fluxo vertical e de fluxo horizontal. Suliman *et al.* (2006a) recomendam materiais com d_{10} entre 0,3 e 1,0mm para filtros com alimentação intermitente (usualmente filtros plantado de fluxo vertical) e materiais com d_{10} entre 1 e 1,5 para filtros com alimentação contínua (usualmente filtros plantados de fluxo horizontal).

Com o avanço das pesquisas em relação à condutividade hidráulica em filtros plantados com macrófitas, materiais alternativos têm sido utilizados e estudados em leitos filtrantes. Kaick (2002), por exemplo, estudou o uso de casca de ostras e Collaço (2001) comparou leitos compostos por pneus picados com leitos compostos por brita. No Estado de Santa Catarina diversos sistemas têm sido instalados pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri) (PHILIPPI *et al.*, 1999; OLIJNYK *et al.*, 2007). Estes sistemas são denominados pela Epagri de Zona de Raízes e utilizam areia grossa, saibro, argila e casca de arroz no leito filtrante.

A desvantagem da utilização de materiais alternativos é o emprego de materiais com características desconhecidas, sendo difícil afirmar se os mesmos são adequados para o uso em sistemas de filtração.

A utilização de um material com granulometria e condutividade hidráulica inadequadas são uns dos principais fatores que influenciam no processo de colmatação (STEVENSON, 1997), ou seja, uma má escolha do material a ser empregado no leito filtrante pode resultar na redução da capacidade de infiltração.

Em filtros plantados de fluxo vertical o problema da colmatação está diretamente relacionado com o transporte de oxigênio no maciço filtrante, pois dificulta os processos de difusão e convecção. Os processos de degradação mais importantes

(degradação da matéria orgânica e nitrificação) requerem condições aeróbias. A colmatção pode levar a condições anaeróbias ocorrendo, desta forma, uma diminuição do desempenho do sistema (LANGERGRABER *et al.*, 2003; WINTER e GOETZ, 2003).

De acordo com Langergraber *et al.* (2003) os principais mecanismos que contribuem na colmatção do meio filtrante são a deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície dos filtros e o excesso de produção de biomassa devido ao crescimento de microrganismos.

Visto a questão do problema da colmatção, considerado como o maior problema operacional em filtros plantados de fluxo vertical por Langergraber *et al.* (2003), numerosos estudos vêm sendo desenvolvidos com o objetivo de se conhecer melhor os mecanismos que contribuem na colmatção, assim como também estudos que prevejam ações corretivas para que a vida útil do sistema seja mantida.

Langergraber *et al.* (2003), por exemplo, estudaram filtros plantados de fluxo vertical em escala piloto aplicando diferentes taxas hidráulicas. Os resultados mostraram que os sistemas somente apresentaram problemas de colmatção com taxas acima de 100mm/d (10,8gSSm²/d). Outra conclusão obtida pelos autores foi de que os filtros compostos por materiais com maior granulometria (1-4mm) foram capazes de suportar maiores taxas hidráulicas. Por outro lado, os sistemas compostos por materiais com menor granulometria (0,06-4mm) apresentaram um melhor desempenho em termos de nitrificação devido a menor velocidade do efluente no maciço filtrante e, conseqüentemente, maior tempo de contato do efluente com os microrganismos.

Portanto, como já foi apontada anteriormente, a escolha do material a ser empregado no filtro plantados com macrófitas está condicionado à finalidade do sistema, como, por exemplo, maior desempenho em termos de nitrificação, maior vida útil ou possibilidade de aplicação de maiores taxas hidráulicas.

No caso de ocorrer a colmatção, Langergraber *et al.* (2003) utilizaram como ação corretiva um tempo de repouso do sistema por 14 dias para sua recuperação. Winter

e Goetz (2003) também sugerem esta ação, mas esclarecem que o período de descanso depende do clima da região.

Outros autores também trabalharam com cargas máximas aplicadas para prevenir a colmatação. Para as condições climáticas da Europa Central, Winter e Goetz (2003) recomendam que a concentração máxima de SS afluente ao filtro plantado com macrófitas de fluxo vertical seja de 100mg/L e as cargas aplicadas em termos de DQO e SS sejam limitadas em 20g/m².d e 5g/m².d, respectivamente. Já Platzer e Mauch (1997) estabelecem como limite máximo o carregamento do sistema em 25gDQO/m².d.

3.4.2 Macrófitas

Segundo o *International Biological Programme* (IBP) ou Programa Internacional de Biologia, macrófitas aquáticas é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos, sendo esta terminologia baseada no contexto ecológico, independentemente, em primeira instância, de aspectos taxonômicos.

Dada à heterogeneidade filogenética e taxonômica das macrófitas aquáticas, estes vegetais são geralmente classificadas segundo seu biótipo, nos seguintes grupos ecológicos (ESTEVES, 1998):

- a) macrófitas aquáticas emersas ou emergentes: enraizadas, porém com folhas fora d'água. Ex: *Eleocharis*, *Typha*;
- b) macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: enraizadas e com folhas flutuando na superfície da água. Ex: *Nymphaea*, *Nymphoides*;
- c) macrófitas aquáticas submersas enraizadas: enraizadas, crescendo totalmente submersas na água. Ex: *Egeria*, *Mayaca*;
- d) macrófitas aquáticas submersas livres: permanecem flutuando submergidas na água. Geralmente prendem-se aos pecíolos, talos e caules de outras macrófitas. Ex: *Utricularia*;

- e) macrófitas aquáticas flutuantes: flutuam na superfície da água. Ex: *Lemna*, *Azolla*.

Nos filtros plantados, as macrófitas utilizadas são do tipo emergentes. Dentro desta classificação, inúmeras são as macrófitas que podem ser utilizadas.

Segundo IWA (2000), a escolha da macrófita está relacionada à tolerância da planta quanto a ambientes saturados de água (ou esgoto), seu potencial de crescimento, à presença destas plantas nas áreas onde o sistema será implantado, pois assim as macrófitas estarão adaptadas às condições climáticas da área em questão, bem como o custo para o plantio e manutenção (poda regular, reaproveitamento...) (IWA, 2000). Na prática o critério de escolha de qual macrófita utilizar nos sistemas de tratamento está associado à disponibilidade desta planta na região onde será implantado o sistema.

Três das macrófitas que são mais empregadas em filtros plantados em todo o mundo são: *Phragmites australis*, *Typha* spp. e *Juncus* spp. Segundo Cooper *et al.* (1996) *apud* Sezerino (2006), estas três espécies de macrófitas emergentes possuem uma rápida taxa de crescimento, notadamente para a *Phragmites* spp., onde relata-se um crescimento muito rápido e extremamente denso, seguido da *Typha* spp., com um crescimento rápido e denso, e o *Juncus* spp., que apresenta uma taxa de crescimento variando de moderado a rápido, porém com um crescimento denso.

Copper *et al.* (1996) *apud* Sezerino (2006), entre outros autores, destacam que as raízes das plantas do gênero *Typha* atingem penetrações no material filtrante da ordem de 0,3 a 0,4m. Já para o gênero *Juncus* estas penetrações variam de 0,6 a 0,9m de profundidade no maciço filtrante e as raízes das *Phragmites australis* atingem profundidades maiores do que 0,6m. Hobson (1990) *apud* Leclerc *et al.* (1999) destaca que uma diminuição no nível de esgoto dentro do filtro favorece o crescimento das raízes até o fundo do sistema.

Segundo IWA (2000) não há dúvida de que as macrófitas são essenciais para o alto nível de qualidade da água na maioria dos sistemas de wetlands. No entanto, ainda

há controvérsias na literatura sobre a influência das macrófitas nos wetlands construídos. Tanner *et al.* (1995a; 1995b), por exemplo, não detectaram diferenças significativas em sistemas plantados e não plantados em termos de SS e coliformes fecais, entretanto observaram diferenças para remoções de DBO, DQO, nitrogênio e fósforo. Drizo *et al.* (1997) observaram diferenças significativas na remoção de nitrogênio e fósforo nos sistemas com e sem plantas. Já Keffala e Ghrabi (2005), por exemplo, observaram um melhor desempenho nos sistemas com plantas em termos de remoção de nitrogênio, entretanto não observaram diferenças em relação à remoção de coliformes fecais.

As ações atribuídas às macrófitas nos wetlands construídos são (BRIX, 1997):

- a) estabilização da superfície do filtro;
- b) promoção de boas condições para o processo físico de filtração;
- c) aeração da rizosfera;
- d) promoção de área disponível para aderência de microrganismos nas raízes;
- e) retirada de nutrientes devido ao requerimento nutricional das plantas;
- f) embelezamento paisagístico.

Segundo este mesmo autor, as principais funções atribuídas às macrófitas em relação ao tratamento de esgotos são os efeitos físicos que as mesmas ocasionam. A Tabela 3 apresenta as ações atribuídas por cada parte das macrófitas nos filtros plantados.

Uma das funções das macrófitas apontadas por Brix (1997) é a manutenção da condutividade hidráulica do leito filtrante. Esta afirmação é justificada dado ao fato de que o contínuo crescimento de raízes e rizomas das macrófitas promoveria distúrbios na massa filtrante abrindo caminhos por onde o esgoto escoaria. Kickuth (1990) *apud* Leclerc *et al.* (1999) possui a mesma opinião. Porém, no trabalho de outros autores, esta opinião é divergente. Segundo IWA (2000) o crescimento das raízes diminui o espaço poroso disponível em wetlands de escoamento subsuperficial, diminuindo, conseqüentemente, a condutividade hidráulica.

Tabela 3: Papel das macrófitas nos *wetlands* construídos.

Propriedade das macrófitas	Ação de auxílio no tratamento de esgotos
Parte aérea (tecidos)	<ul style="list-style-type: none"> - Atenuação da luminosidade = redução do crescimento de fitoplâncton; - Redução da velocidade do vento = redução da resuspensão de material sólido (verificado em <i>wetlands</i> de escoamento superficial); - Potencial estético – embelezamento paisagístico - Armazenamento de nutrientes;
Tecidos da planta em contato com a água (esgoto)	<ul style="list-style-type: none"> - Promoção da filtração; - Redução da velocidade de escoamento = aumento da taxa de sedimentação e evita a resuspensão de sólidos; - Dispõem grande área para aderência de microrganismos; - Liberação de oxigênio devido a fotossíntese = aumento na taxa de degradação aeróbia da matéria orgânica; - Retirada de nutrientes;
Raízes e rizomas em contato com o solo	<ul style="list-style-type: none"> - Prevenção contra erosão; - Prevenção contra a colmatção em unidades de fluxo vertical; - Liberação de oxigênio = auxílio na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação; - Retirada de nutrientes.

Fonte: Adaptado de Brix (1997).

Todas as plantas, tais como as macrófitas, requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Segundo IWA (2000), algumas pesquisas chegaram a concluir que as plantas dos *wetlands* eram a principal fonte de tratamento através da assimilação de poluentes. Agora se sabe que durante o período inicial de rápido crescimento, a imobilização de poluentes nas plantas pode ser importante, mas que para a maioria dos poluentes, a assimilação das plantas é de pouca importância comparada com as transformações microbiológicas e físicas.

Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas têm mostrado que, em relação a alguns elementos como o fósforo, nitrogênio e compostos como carboidratos, proteínas e lipídios, as concentrações variam constantemente (BARBIERI, 1984 *apud* ESTEVES, 1998). Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente (ESTEVES, 1998).

Esteves (1998) ressalta a grande diferença existente entre a concentração de nutrientes na biomassa de macrófitas aquáticas de regiões temperadas e de regiões tropicais. Nas regiões tropicais, a ausência de estações climáticas bem definidas faz com que a dinâmica da comunidade seja bem característica, ou seja, nascimento e morte constante de indivíduos. Desta forma, a dinâmica de retirada e liberação de nutrientes torna-se, também, constante. Por outro lado, em regiões temperadas, durante os meses de abril e maio (primavera) dá-se o surgimento de novos indivíduos a partir dos rizomas. Estes indivíduos caracterizam-se por um intenso metabolismo e têm, neste período, suas necessidades nutricionais garantidas a partir de reservas estocadas nos rizomas. O fornecimento de nutrientes, como por exemplo, o fósforo, a partir dos rizomas e do meio exterior (água, sedimento e/ou esgotos) não acompanha o intenso aumento da biomassa. Como consequência, observa-se uma redução da concentração de fósforo na população, muito embora se observe um aumento no estoque, caso se tome como base a unidade de área como metro quadrado. Ainda, como o crescimento de macrófitas de regiões tropicais é contínuo, observa-se um equilíbrio entre ganho e perda de nutrientes da comunidade.

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

3.4.2.1 *Typha*

A *Typha* é uma macrófita pertencente à ordem Poales, família *Typhaceae*. Esta família é monotípica, ou seja, contém um único gênero, a *Typha*, que é popularmente conhecida como Taboa.

É considerada uma planta daninha aquática muito freqüente nas margens de lagoas, represas, canais de drenagem e baixadas pantanosas em geral. Cresce vigorosamente nestes locais, sendo considerada bastante agressiva, uma vez que pode produzir até 7 mil kg de rizomas por hectare, isto se deve ao fato de vegetar com facilidade, resultando em até 4 cortes por ano (LORENZI, 1991).

As plantas da família *Typhaceae* possuem inflorescência muito característica, dividida em duas partes, sendo a parte superior masculina e a inferior feminina.

Apresenta distribuição cosmopolita, ou seja, pode ser encontrada em ambos os hemisférios, nas regiões temperadas e tropicais, mas, conforme Souza e Lorenzi (2005), sua distribuição é concentrada no hemisfério norte e dentre as 10 e 15 espécies existente, no máximo duas são nativas do Brasil.

Para Santa Catarina é considerada nativa ou espontânea apenas a espécie *Typha domingensis* Pers. (REITZ, 1984). Segundo Reitz (1984), a espécie possui entre 1,10 e 2,50m de altura. As medidas da lâmina atingem de 0,5 a 1,6cm de largura.

Segundo USEPA (1988) *apud* Barreto (2005), a temperatura desejável para o desenvolvimento das *Typha* varia entre 10 e 30°C, enquanto que a temperatura para a germinação das sementes é entre 12 e 24°C. Os mesmos autores ainda destacam a salinidade máxima de 30ppm e uma faixa de pH de 4 a 10. Outras macrófitas emergentes utilizadas em wetlands construídos podem ser mais ou menos restritivas em determinados parâmetros.

Quase todas as partes da *Typha* têm utilidade para o ser humano. As folhas quando secas são utilizadas para diversos tipos de artesanatos trançados, esteiras e demais

artigos. Elas também fornecem celulose, podendo ser extremamente interessantes para a indústria de papel devido à abundância da espécie e à capacidade de se efetuar 4 podas/ano. Os filamentos pluricelulares contidos no involúcro floral possuem qualidades têxteis. O rizoma possui propriedades medicinais (adstringentes, diuréticas e emolientes) e é utilizado na alimentação. O pólen possui uso farmacêutico sendo sucedâneo do licopódio (REITZ, 1984). A *Typha* possui um teor de proteínas igual ao do milho e um teor de carboidratos igual ao da batata, além de propriedades medicinais (adstringente, diurético e emoliente) (LORENZI, 1991).

Um estudo da composição elementar e bioquímica da *Typha domingensis*, de uma lagoa no Norte Fluminense, revelou que os valores médios incorporados por folhas adultas, em termos de carbono e nitrogênio, foram, respectivamente, 442mgC.g⁻¹PS e 9,5mgN.g⁻¹PS. Os valores de fósforo total incorporados nas raízes, rizomas, folhas maiores que 1,0m foi em média 1,0 ± 1,3mg.g⁻¹PS e na parte senescente 0,30 ± 0,05mg.g⁻¹PS (ESTEVEZ e SUZUKI 2005).

3.4.3 Microrganismos

Os filtros plantados com macrófitas são extremamente heterogêneos quando comparados a outros sistemas biológicos de tratamento, pois contêm uma ampla variedade de micro habitats para crescimento microbiano (DECAMP *et al.*, 1999).

Dos diversos grupos de microrganismos que habitam os filtros plantados, as bactérias são as mais representativas, responsáveis pelos processos de decomposição da matéria orgânica e de nitrificação e desnitrificação.

Estes microrganismos, encontrados nos filtros plantados, estão presentes suspensos no esgoto e aderidos ao meio suporte do leito filtrante e nas raízes das plantas, formando o biofilme.

O biofilme pode ser definido como um conjunto de microorganismos e de produtos extracelulares que se aderem sobre um suporte sólido, formando uma camada volumosa e espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme (COSTA, 1989). Segundo Characklis (1981) *apud* Costa (1989), o biofilme é composto por $91 \pm 5\%$ de água, $2,5 \pm 0,5\%$ de matéria volátil e de $6,7 \pm 4,8\%$ de matérias não voláteis.

Segundo Von Sperling (1996a) a imobilização destes microorganismos apresenta a vantagem de uma elevada concentração de biomassa retida em um reator por longos períodos.

Nos filtros plantados com macrófitas as raízes e rizomas das plantas servem como meio de aderência para estes microorganismos. As partículas do material filtrante também possuem esta função (ver Figura 3).

Nos reatores aeróbios com biomassa aderida, o oxigênio é consumido à medida que penetra no biofilme até atingir valores que definem condições anóxicas ou anaeróbias. Pode-se ter, portanto, uma camada externa com oxigênio e outra interna desprovida de oxigênio. Na região aeróbia do biofilme, por exemplo, o nitrogênio amoniacal poderá ser convertido a nitrito e, posteriormente, a nitrato. Na camada em condições anóxicas, ocorrerá a redução de nitratos. Em condições anaeróbias, ter-se-á a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos (Figura 5). Segundo Iwai e Kitao (1994) *apud* Von Sperling (1996a), esta coexistência entre condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias é uma importante características dos sistemas com biofilmes.

Portanto, são os microorganismos presentes no biofilme que irão promover as ações de depuração do esgoto nos wetlands. Segundo Iwai e Kitao (1994) *apud* Von Sperling (1996b), os compostos necessários para o desenvolvimento bacteriano, como matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes, são adsorvidos a superfície e transportados através do biofilme por mecanismos de difusão, onde são metabolizados pelos microorganismos.

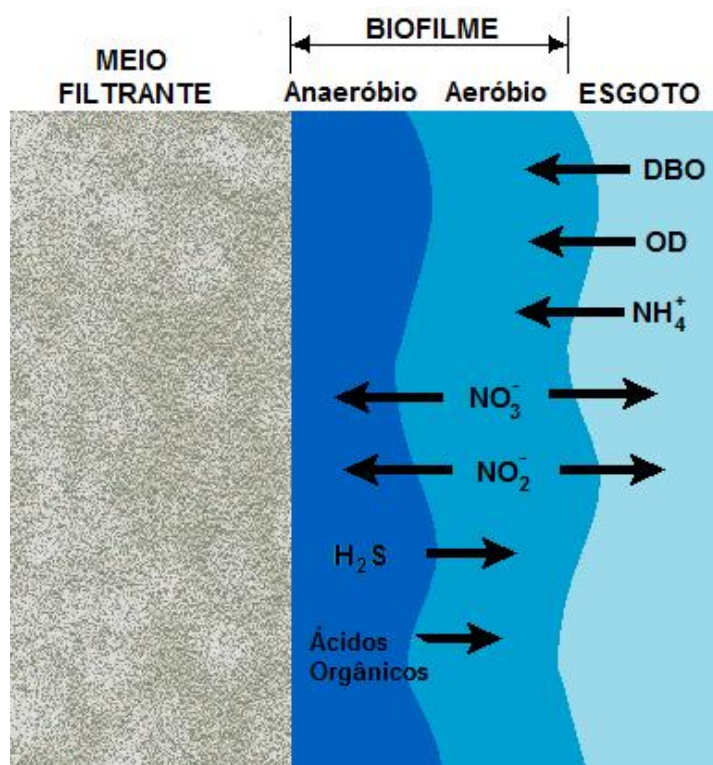


Figura 5: Biofilme.

Fonte: adaptado de Von Sperling (1996a).

A matéria orgânica presente no esgoto será digerida pela população de microrganismos presentes no biofilme formado sobre o meio suporte. Enquanto os microrganismos crescem, a espessura da camada biológica aumenta e o oxigênio disponível é consumido antes que possa penetrar a uma profundidade maior desta camada, formando um ambiente anaeróbico perto da superfície do meio suporte. Como a camada aumenta em espessura, a matéria orgânica digerida é metabolizada antes que possa alcançar os microrganismos perto da face do meio, que, por não terem nenhuma fonte externa de matéria orgânica, participam de uma fase endógena de crescimento e perdem sua habilidade de aderência. O líquido, então, lava a camada biológica para que uma nova camada possa crescer. Este fenômeno de perder parte da biomassa é basicamente uma função do carregamento hidráulico no filtro (relacionado às velocidades de percolação) e ajuda a selecionar os microrganismos e manter no interior do reator os de maior capacidade metabólica.

3.5 MECANISMOS DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO

Os mecanismos de transporte de oxigênio nos filtros plantados com macrófitas são a convecção, a difusão e a transferência via macrófitas (PLATZER, 1999; IWA, 2000; COOPER, 2005; KAYSER e KUNST, 2005; VYMAZAL, 2005).

O transporte de oxigênio via convecção ocorre devido à existência de um gradiente de pressão entre o ar e o material filtrante (PLATZER, 1999; KAYSER e KUNST, 2005).

Nos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical, a entrada de oxigênio via convecção ocorre após a alimentação, quando todo o esgoto já foi drenado e o leito filtrante livre permite a reentrada de ar no leito (COOPER *et al.*, 1996 *apud* IWA, 2000).

Platzer (1999) afirma que se o tempo entre o início de aplicação do esgoto no filtro plantado e a completa infiltração no maciço filtrante for curto, o volume de esgoto aplicado será igual ao volume de ar que entrará no sistema via convecção.

A entrada de oxigênio via convecção é função da taxa hidráulica aplicada. Como o ar contém 300mgO₂/L, a entrada de oxigênio via convecção pode ser estimada, segundo Platzer (1999), por meio da Equação 1.

$$O_{2 \text{ convecção}} (\text{g/d}) = 0,3 (\text{gO}_2/\text{L}) \times \text{volume esgoto aplicado} (\text{m}^3/\text{d}) \times 1000 (\text{L}/\text{m}^3) \quad (1)$$

A entrada de oxigênio via difusão é função da área superficial do filtro (A_{sup}) e do número de aplicações diárias de esgoto ($N_{\text{aplicações}}$). A importância no número de alimentações está relacionado ao fato de que por um período de cerca de 1,5 horas após cada aplicação de esgoto, não ocorre entrada de oxigênio via difusão, devido à saturação dos poros (a difusa atmosférica é menor na água do que ar).

Segundo Platzer (1999), a entrada de oxigênio via difusão no leito filtrante pode ser prevista por meio da Equação 2.

$$O_2 \text{ difusão (g/d)} = 1 \text{ (gO}_2\text{/m}^2\text{.h)} \times A_{\text{sup}} \text{ (m}^2\text{)} \times [24 \text{ (h)} - 1,5 \text{ (h)} \times N_{\text{aplicações}}] \quad (2)$$

A transferência de O_2 via macrófitas ocorre, pois estas plantas transportam o oxigênio atmosférico das folhas para as raízes através dos tecidos vasculares (ARMSTRONG, 1978 *apud* IWA, 2000). Entretanto, esta quantidade é insignificante quando comparada às outras vias de entrada de oxigênio (IWA, 2000), sendo a maior parte de oxigênio transportado pelas plantas utilizado pelas raízes e rizomas para a sua respiração (BRIX, 1997; VYMAZAL, 2005).

Kadlec e Knight (1996) *apud* Sezerino (2006) apresentam valores na ordem de 0,02 gramas diárias de O_2 liberado pelas plantas por m^2 de raiz.

Em relação a transferência de oxigênio, os FPMHs são menos efetivos do que os FPMV devido, principalmente, a manutenção de grande parte dos poros do material filtrante saturado por água/efluente (menor difusão atmosférica na água do que no ar) e devido a alimentação de esgoto ser subsuperficial, não promovendo assim representativa transferência via convecção (SEZERINO, 2006).

Para os filtros plantados de fluxo vertical, o modelo de balanço de oxigênio proposto por Platzer (1999) pode ser empregado. O pesquisador considera que a soma das entradas de oxigênio (difusão e convecção, desprezando-se a entrada via macrófitas) deve ser superior a demanda, a qual é o resultado da soma das demandas para a decomposição da matéria carbonácea e para a nitrificação. Este balanço pode ser resumido como apresentado na Equação 3.

$$O_2 \text{ entrada via difusão} + O_2 \text{ entrada via convecção} - O_2 \text{ demanda} > 0 \text{ (g/d)} \quad (3)$$

Para o desenvolvimento da equação da demanda de oxigênio, Platzer (1999) utilizou dados previamente estabelecidos por outros pesquisadores:

- a) demanda de oxigênio para a degradação da DQO = $0,7 \text{ gO}_2\text{/gDQO}$;
- b) demanda de oxigênio para o processo de nitrificação = $4,3 \text{ gO}_2\text{/gNTK}$;

- c) recuperação do oxigênio devido ao processo de desnitrificação e considerando uma capacidade de desnitrificação de, pelo menos, 10% = 0,1 x 2,9 gO₂/gNO₃-N desnitrificado.

Com estas informações e considerando uma eficiência de 85% de DQO, o pesquisador trabalhou com a Equação 4 para prever a demanda de oxigênio em filtros plantados de fluxo vertical.

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

3.6 MECANISMOS DE DEPURAÇÃO NOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS

Nos filtros plantados com macrófitas ocorre uma variedade de processos físicos, químicos e biológicos para depuração dos esgotos. A Tabela 4 resume os mecanismos envolvidos na depuração e transformação dos constituintes dos esgotos (COOPER *et al.*, 1996 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Neste item, somente os mecanismos mais relevantes para o presente trabalho serão discutidos.

Tabela 4: Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos filtros plantados.

Constituintes dos Esgotos	Mecanismos de Remoção
Sólidos Suspensos	Sedimentação, filtração.
Material Orgânico Solúvel	Degradação microbiológica aeróbia, degradação microbiológica anaeróbia.
Nitrogênio	Amonificação seguido de nitrificação e desnitrificação microbiana, retirada pela planta, adsorção, volatilização da amônia.
Fósforo	Adsorção, retirada pela planta.
Metais	Complexação, precipitação, retirada pela planta, oxidação/redução microbiana.
Patogênicos	Sedimentação, filtração, predação.

Fonte: Cooper *et al.*, 1996 *apud* Philippi e Sezerino, 2004.

3.6.1 Depuração da matéria carbonácea

A matéria carbonácea presente nos esgotos, usualmente quantificada em termos de DBO_5 – Demanda Bioquímica de Oxigênio e DQO – Demanda Química de Oxigênio, pode ser degradada por microrganismos, principalmente bactérias, tanto em condições aeróbias quanto em condições anaeróbias em filtros plantados com macrófitas.

A degradação pelos microrganismos ocorre devido às necessidades destes em obter energia e fonte de carbono para seu metabolismo e reprodução. Estas fontes de energia e carbono são obtidas por meio de reações de oxi-redução dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes nas águas residuárias, na captação de luz solar, bem como na utilização do carbono orgânico e do dióxido de carbono (CO_2) (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Nos filtros plantados com macrófitas, a remoção da DBO carbonácea obedece a uma cinética de degradação de primeira ordem, onde a taxa de remoção é diretamente proporcional a sua concentração no meio.

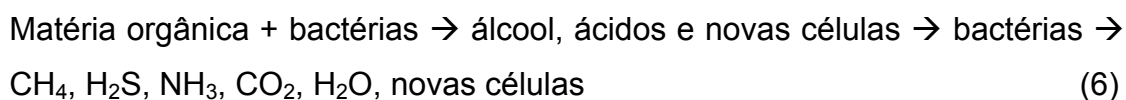
A degradação aeróbia é governada pelas bactérias aeróbias que estão aderidas ao material filtrante e raízes das macrófitas, de acordo com a seguinte reação (Equação 5):



A degradação anaeróbia é reportada em sistemas saturados de água/efluente, como é o caso dos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal.

O processo de degradação anaeróbia é mediado por bactérias facultativas ou anaeróbias obrigatórias ocorrendo ao longo de dois estágios: o primeiro é caracterizado pela conversão da matéria orgânica com geração de ácidos e álcoois; o segundo estágio, promovido por bactérias formadoras de metano, dá-se com a

contínua conversão da matéria orgânica para a síntese de novas células, à metano e à dióxido de carbono, resumido na seguinte reação (Equação 6) (PHILIPPI e SEZERINO, 2004):



A degradação anaeróbia é muito mais lenta do que a aeróbia. Contudo, quando o oxigênio é um fator limitante nos filtros plantados com macrófitas, a degradação anaeróbia torna-se predominante e responsável pela redução da DBO (COOPER *et al.*, 1996 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.6.2 Retenção de sólidos suspensos

Muitos poluentes presentes nas águas residuárias estão associados com a quantidade de matéria sólida presente. Além da matéria orgânica, podem-se citar os metais pesados e certos compostos químicos orgânicos. A concentração de sólidos suspensos (SS) indica a quantidade de matéria orgânica, quando o teste é conduzido até a detecção dos sólidos suspensos voláteis (SSV), sendo um importante parâmetro de dimensionamento e de avaliação dos sistemas de tratamento de esgotos (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Nos filtros plantados de escoamento subsuperficial os sólidos suspensos que não foram removidos nas unidades primárias de tratamento, são retidos por filtração e sedimentação (COOPER *et al.*, 1996 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Estas, filtração e sedimentação, estão relacionadas às baixas velocidades de percolação dos esgotos nos filtros plantados, associadas com a presença de macrófitas e o material de recheio (KADLEC e KNIGHT, 1996 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

À medida que o esgoto é disposto no filtro plantado e percola no leito, a condutividade hidráulica inerente ao material tende a ser reduzida até que ocorra a

completa colmatação do mesmo. Portanto, a colmatação é uma consequência da retenção de SS e do crescimento do biofilme aderido.

3.7 REMOÇÃO E TRANSFORMAÇÃO DE NITROGÊNIO NOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS

O nitrogênio está presente nos esgotos em várias formas por causa dos seus vários estados de oxidação. Aproximadamente 60% estão na forma de amônia e o restante na forma orgânica (REED *et al.*, 1995).

Nos filtros plantados com macrófitas o nitrogênio é encontrado na forma orgânica (aminoácidos, uréia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas) ou inorgânica. Na forma inorgânica o nitrogênio se apresenta em diferentes estados de oxidação: amônia (NH_4 e/ou NH_3), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio gasoso (N_2).

Numerosos processos biológicos e físico-químicos de transformação de nitrogênio ocorrem nos filtros plantados com macrófitas (Figura 6): O nitrogênio orgânico é biologicamente transformado em nitrogênio amoniacal através do processo de amonificação. A amonificação é uma seqüência de decomposição da matéria orgânica, resultado da ação de microrganismos aeróbios e anaeróbios. A amônia é convertida para nitrogênio nitrito e nitrogênio nitrato através de um processo aeróbio chamado de nitrificação. O nitrogênio nitrato pode ser transformado em óxido nitroso ou nitrogênio gasoso em filtros plantados anóxicos ou anaeróbios pela ação de bactérias desnitrificantes. O nitrogênio gasoso também pode ser transformado em nitrogênio orgânico por bactérias fixadoras de nitrogênio em alguns leitos aeróbios e anaeróbios de filtros plantados (IWA, 2000).

Segundo IWA (2000), o maior mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico nos filtros plantados com macrófitas é a seqüência dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação. Já os processos de volatilização, assimilação pelas plantas e adsorção são formas bem menos importantes de remoção de nitrogênio.

Reed *et al.* (1995), por outro lado, afirmam que a volatilização da amônia, a desnitrificação e a assimilação pelas plantas (se ocorre a poda das macrófitas) são os métodos potenciais para a remoção de nitrogênio nos wetlands.

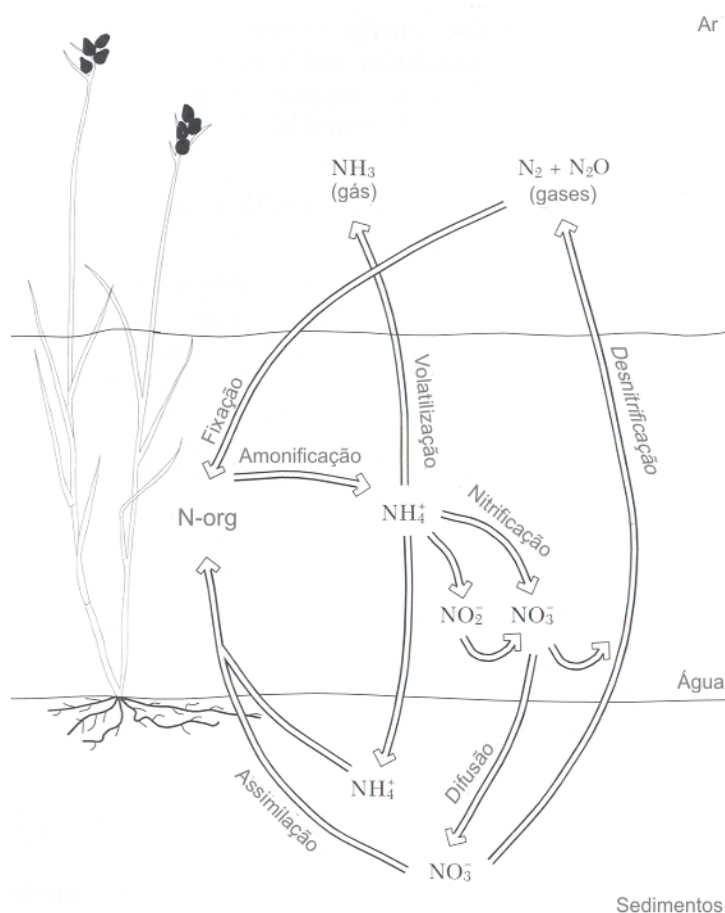


Figura 6: Transformações de nitrogênio nos filtros plantados com macrófitas.

Fonte: adaptado de IWA (2000).

3.7.1 Nitrificação

A nitrificação pode ser definida como a oxidação biológica da amônia para nitrato, com o nitrito como um intermediário na seqüência de reação (IWA, 2000), portanto, é um processo que ocorre em dois estágios, de acordo com as Equações 7 e 8, sendo a Equação 9, a equação global:



No primeiro estágio, a oxidação da amônia para nitrato é executada por bactérias, principalmente as do gênero *Nitrosomonas*, estritamente aeróbias, as quais são inteiramente dependentes da oxidação da amônia para a geração de energia e crescimento (IWA, 2000).

No segundo estágio da nitrificação, a oxidação de nitrito para nitrato é realizada por bactérias facultativas do gênero *Nitrobacter*, as quais podem usar também compostos orgânicos além do nitrito para a geração de energia para o crescimento (IWA, 2000).

Vymazal (1995) *apud* IWA (2000) explica que a nitrificação é influenciada pela temperatura, pH, alcalinidade, fonte de carbono inorgânico, população microbiana e concentrações de NH_4-N e oxigênio dissolvido.

Alguns destes parâmetros, tais como pH, alcalinidade, temperatura e oxigênio, podem ser modificados a fim de otimizar a nitrificação. A literatura especializada apresenta alguns valores considerados ótimos:

- Temperatura: a temperatura ótima para a nitrificação em culturas puras varia de 25 a 35 °C e no solo de 30 a 40 °C (IWA, 2000). Para Metcalf e Eddy (1991), a temperatura ideal para a ocorrência da nitrificação está entre 20 e 25 °C. Philippi e Sezerino (2004) destacam que as baixas temperaturas afetam mais as bactérias formadoras de nitratos do que as formadoras de nitrito e, assim, um aumento deste nitrito tende a prevalecer e, conseqüentemente, pode ser tóxico a outros organismos presentes. Cooper *et al.* (1996) *apud* IWA (2000) destacam que a temperatura mínima para o crescimento de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* são 5 e 4 °C, respectivamente.
- pH e alcalinidade: A estreita faixa de pH recomendada é 7,5-8,6 (IWA, 2000). Abaixo do valor inferior da faixa tem-se uma rápida diminuição na nitrificação. O controle do pH mostra-se relevante, pois o processo de nitrificação

consome alcalinidade do meio, sendo que para valores inferiores a $50\text{mgCaCO}_3/\text{L}$ após a oxidação da amônia, faz-se necessário uma adição forçada de alcalinidade. Portanto, se a alcalinidade do meio não se mantiver, o pH irá diminuir e a nitrificação será inibida. Valores altos de pH, também, inibem o processo, pois alta concentração de amônia livre é tóxica para *Nitrosomonas* (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

- Oxigênio dissolvido: como foi dito anteriormente, o processo de nitrificação ocorre em condições aeróbias. Segundo Cooper *et al.* (1996) *apud* IWA (2000) as bactérias nitrificantes requerem aproximadamente $4,3\text{mgO}_2$ por $\text{mgNH}_4\text{-N}$ oxidado. Portanto, quanto maior a concentração de amônia a ser oxidada, maior será o requisito de oxigênio no maciço filtrante dos filtros plantados com macrófitas.

A taxa de crescimento das nitrificantes, principalmente *Nitrosomonas* sp., é lenta e bastante inferior à das bactérias heterotróficas responsáveis pela remoção da matéria orgânica. As *Nitrobacter* sp. têm uma taxa de crescimento mais rápida, razão pela qual, dificilmente ocorrem acúmulos de nitritos nos sistemas de tratamento (VON SPERLING, 1997).

Nos filtros plantados com macrófitas, o de fluxo vertical é o mais utilizado para se obter a nitrificação. Este tipo de fluxo é mais empregado devido a maior incorporação de oxigênio, em relação aos filtros de fluxo horizontal, via convecção e difusão atmosférica no material filtrante. Segundo Sezerino (2006) este fenômeno ocorre devido à intermitência de aplicação do efluente, ou seja, durante a alimentação o efluente tende a promover um arraste de O_2 atmosférico no leito filtrante, criando um gradiente de convecção, por diferença de pressão entre a atmosfera e o interior da massa sólida. A fração de O_2 arrastada, somado àquela fração difundida, tende a penetrar e ser distribuído às camadas mais profundas do maciço. Além do mais, a difusão do O_2 para o solo é melhorada durante o período de drenagem, pois este processo é aproximadamente 10.000 vezes mais rápido no ar do que na água (ARMSTRONG, 1978 *apud* IWA, 2000; KAYSER e KUNST, 2005).

A disponibilidade de oxigênio é o principal fator vinculado à potencialidade de nitrificação. O oxigênio deve estar em quantidade disponível para as bactérias heterotróficas responsáveis pela degradação aeróbia da matéria orgânica e também para as bactérias nitrificantes autotróficas. Brix (1998) *apud* Vymazal (2005) lembram que o crescimento das bactérias heterotróficas é mais acelerado do que as bactérias autotróficas, competindo, portanto, pelo oxigênio presente.

Desta forma, a literatura sugere a aplicação de filtros plantados de fluxo vertical associados a outras unidades de tratamento a montante para que, estas, removam a matéria orgânica (IWA, 2000; PHILIPPI e SEZERINO, 2004; VYMAZAL, 2005).

Para garantir a aeração do leito filtrante, a literatura especializada recomenda alguns valores em termos de taxa hidráulica (mm/d), cargas orgânicas aplicadas (gDQO/m².d e gSS/m².d) e número de pulsos de alimentação.

Em termos de taxa hidráulica aplicada, Platzer (1999) recomenda que não se ultrapasse 250mm/d para que a nitrificação seja efetiva. Kayser e Kunst (2005) trabalharam com uma taxa bem inferior, aplicando 80mm/d divididos em 4 alimentações diárias, e comprovaram através do monitoramento da quantidade de oxigênio ao longo do perfil vertical do filtro (preenchido com areia de granulometria até 2mm de diâmetro e 50m de espessura) que antes da próxima aplicação de esgoto, o leito filtrante praticamente tornou-se todo aeróbio (próximo dos 21% de O₂ no ar existente entre os poros da areia).

Winter e Goetz (2003) recomendam as seguintes cargas máximas aplicadas para as condições climáticas da Europa Central: 20gDQO/m².d e 5gSS/m².d.

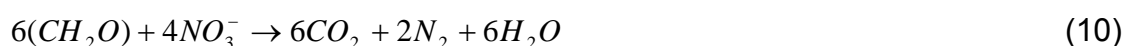
Estas recomendações quanto às cargas orgânicas aplicadas estão relacionadas à colmatação do material filtrante. Quando o material colmata, a transferência de oxigênio é reduzida e a nitrificação não se processa (KAYSER e KUNST, 2005). Em relação ao número de pulsos de alimentação, diversos pesquisadores sugerem de 2 a 4 alimentações diárias (FELDE e KUNST, 1997; PLATZER, 1999; KAYSER e KUNST, 2005). Já Cooper (2005) sugere uma alimentação por hora no caso de se

utilizar a brita como material filtrante, entretanto, com uma taxa hidráulica máxima de 5mm (5L/m²) (FELDE e KUNST, 1997).

3.7.2 Desnitrificação

A desnitrificação pode ser definida como um processo no qual microrganismos (bactérias quimioheterotróficas) reduzem o nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gasoso, sob condições anóxicas³.

O processo de desnitrificação ocorre a segundo Equação 10 (IWA, 2000):



Esta reação é irreversível e ocorre na presença de substrato orgânico disponível somente sob condições anóxicas ou anaeróbias, onde o nitrogênio é usado como um acceptor de elétron no lugar do oxigênio (IWA, 2000).

Inúmeros são as bactérias capazes de reduzir nitrato, a maioria são quimioheterotróficas (IWA, 2000). Os gêneros *Bacillus*, *Micrococcus* e *Pseudomonas* são os mais importantes encontrados no solo (GRANT e LONG, 1981 *apud* IWA, 2000).

Vymazal (1995) *apud* IWA (2000) afirmam que, em geral, concorda-se que a seqüência bioquímica que muda de nitrato para nitrogênio gasoso ocorre segundo a Equação 11, ou seja, primeiro ocorre a conversão do nitrato a nitrito, depois ocorre a redução deste nitrito a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gasoso. Os três últimos produtos são gases e escapam para a atmosfera.

³ **Anoxia** se refere à condição onde o oxigênio dissolvido não está presente sendo, então, disponibilizado o oxigênio de fontes como o nitrato, nitrito, fosfato ou até mesmo o sulfato.



Assim como para a nitrificação, a literatura especializada recomenda valores ótimos para alguns fatores que influenciam no processo de desnitrificação:

- Oxigênio dissolvido: Cooper *et al.* (1996) *apud* IWA (2000) destacam que a presença de OD suprime a enzima necessária para a desnitrificação, portanto, é um parâmetro crítico que deve ser controlado;
- pH: O pH ótimo varia entre 7,0 e 8,0, entretanto, a produção de alcalinidade durante a desnitrificação pode resultar num aumento de pH (COOPER *et al.*, 1996 *apud* IWA, 2000);
- Temperatura: A desnitrificação é fortemente dependente da temperatura e se processa somente muito devagar em temperaturas inferiores a 5 °C (COOPER *et al.*, 1996 *apud* IWA, 2000).

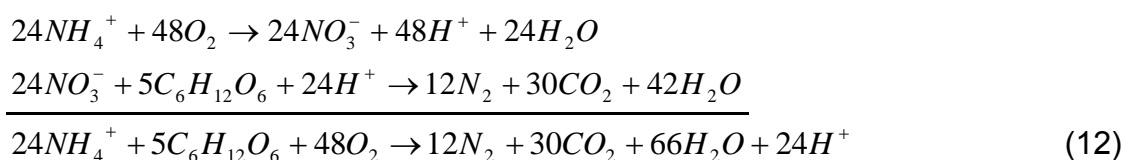
Outro fator indispensável para que a desnitrificação ocorra é a disponibilidade de carbono orgânico, que é usado como fonte de energia pelas bactérias desnitrificantes. Esta fonte de carbono precisa ser suficiente nos efluentes ou estar contida no biofilme aderido ao material filtrante, caso isto não ocorra, fontes externas podem ser adicionadas, como o metanol, etanol ou ácido acético (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Nos filtros plantados, o de fluxo horizontal é o mais utilizado para se obter a desnitrificação. Isto ocorre, pois o material filtrante e a rizosfera permanecem inundados com o efluente aplicado. Esta inundação impede a entrada de O₂ atmosférico no leito filtrante, tornando o ambiente anóxico e/ou anaeróbio, propício para a ocorrência do processo.

Na literatura inúmeros trabalhos são reportados sobre a desnitrificação em filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal. Platzer (1999), por exemplo, alcançou eliminações de 80% de nitrogênio nitrificado com taxas de no máximo 1gN/m².d. Já Bayley *et al.* (2003) destacam a ocorrência de desnitrificação sem a adição externa

de carbono. Os autores suportam esta teoria através da afirmação de que um sistema radicular abundante das macrófitas, principalmente nas camadas superiores, providenciaria uma fonte de carbono orgânico com a morte das plantas e também de que o sistema radicular facilitaria o estabelecimento de uma rica comunidade de microrganismos (bactérias desnitrificantes).

Nitrificação e desnitrificação são conhecidas por ocorrerem simultaneamente em solos alagados onde existam zonas aeróbias e anaeróbias. Combinando as equações de nitrificação e de desnitrificação, a equação (Equação 12) de balanceamento ocorrendo nas camadas aeróbias e anaeróbias pode ser escrita da seguinte forma (REEDY e PATRICK, 1984 *apud* IWA, 2000):



3.7.3 Amonificação

A amonificação (mineralização) é o processo no qual o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio inorgânico, especialmente NH_4-N .

O nitrogênio orgânico pode ser convertido a amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3), dependendo da faixa de pH. Segundo IFU (2000) *apud* Sezerino (2006), em pH próximo da neutralidade, prevalece o surgimento de amônio e dióxido de carbono, bem como íon hidroxila que podem afetar a acidez do meio.

Nos filtros plantados com macrófitas, a taxa de amonificação é dependente da temperatura, do pH, da relação carbono/nitrogênio (C:N) residual, dos nutrientes disponíveis no sistema, e das condições do solo como textura e estrutura (REDDY e PATRICK, 1984 *apud* IWA, 2000).

O intervalo de pH ótimo para o processo de amonificação é de 6,5 a 8,5 (IWA, 2000). Reddy *et al.* (1979) *apud* IWA (2000) concluem, através de dados publicados, que a taxa de amonificação aeróbia dobra quando a temperatura aumenta 10°C.

3.7.4 Assimilação pelas plantas

As macrófitas, dos filtros plantados, requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Estes nutrientes são assimilados pelas macrófitas enraizadas, principalmente, através do seu sistema radicular. Como estas plantas são muito produtivas, consideráveis quantidades de nutrientes podem ser incorporadas na sua biomassa (BRIX, 1997).

A assimilação pelas macrófitas refere-se a uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente utilizadas são a amônia e o nitrato. Porém, a amônia, por ser mais reduzida energeticamente do que o nitrato, torna-se a fonte preferencial. Contudo, em ambientes onde o nitrato é predominante este será, então, a principal fonte de nitrogênio inorgânico passível de ser assimilado (KADLEC e KNIGHT, 1996 *apud* SEZERINO, 2006).

Na literatura algumas revisões são encontradas sobre a concentração de nitrogênio no tecido da planta. Segundo IWA (2000), a capacidade de assimilação pelas macrófitas emergentes, e assim a capacidade que pode ser removida se a biomassa é podada, é aproximadamente na faixa de 1000-2500 kgN/ha.ano. A Tabela 5 apresenta alguns dados para algumas das macrófitas mais utilizadas em filtros plantados. Cabe destacar que o intervalo da quantidade de nutrientes assimilados pelas macrófitas (Tabela 5) pode ser considerado grande, sendo que esta quantidade é dependente do tipo de wetland, do fluxo adotado, da macrófita utilizada, das condições climáticas e das características do efluente.

Tabela 5: Características das macrófitas utilizadas nos filtros plantados.

Gênero	Biomassa		Nitrogênio		Fósforo	
	Armazenamento (kg/ha)	Crescimento (kg.ha/ano)	Armazenamento (kg/ha)	Crescimento (kg.ha/ano)	Armazenamento (kg/ha)	Crescimento (kg.ha/ano)
<i>Typha</i>	480-68.030	5.740-93.390	6-1.560	111-2.630	16-375	8-400
<i>Juncus</i>	130-22.000	7.960-53.300	200-300	800	30-40	110
<i>Phragmites</i>	1.820-127.000	1.830-60.000	85-2.200	700-2.450	3-191	25-199

Fonte: adaptado de Greenway e Woolley (2000).

Entretanto, a quantidade de nutrientes que pode ser removida com a poda é insignificante em comparação com a quantidade de nutrientes que entra no sistema (BRIX, 1994 *apud* BRIX, 1997). Geller (1997) revela que a possível eliminação de nitrogênio e fósforo pela plantas é de somente 4% e 2%, respectivamente. Gersberg *et al.* (1985) *apud* IWA (2000) dizem que a remoção de nutrientes pelas plantas, em ótimas condições, não ultrapassa 10%. Num estudo realizado no Canadá com a macrófita *Typha* sp., foi demonstrado que a poda regular representava 10% da remoção de nitrogênio no sistema (REED *et al.*, 1995).

Se o filtro plantado com macrófitas não é podado, a grande maioria dos nutrientes que foi incorporado no tecido da planta irá retornar para a água/efluente no processo de decomposição da planta (IWA, 2000).

3.7.5 Adsorção no material filtrante

Nos filtros plantados com macrófitas, a amônia não ionizada pode ser removida da água/efluente através de reações de adsorção ao material filtrante. Entretanto, esta capacidade de adsorção do material filtrante não é considerada como sendo uma forma de remoção permanente de $\text{NH}_4\text{-N}$ (IWA, 2000).

Filtros plantados com alimentação intermitente, ou seja, os de fluxo vertical apresentam remoções de $\text{NH}_4\text{-N}$ por mecanismos de adsorção devido a depleção de $\text{NH}_4\text{-N}$ nos períodos em repouso (IWA, 2000), ou seja, a amônia adsorvida pode

ser oxidada a nitrato (KADLEC e KNIGHT, 1996 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Por outro lado, somente sistemas com alimentação intermitente mostram rápidas remoções da amônia da massa líquida devido à adsorção no material filtrante (COOPER *et al.*, 1996 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.7.6 Volatilização

A volatilização da amônia é um processo físico-químico no qual o $\text{NH}_4\text{-N}$ é conhecido para estar em equilíbrio entre as formas gasosas e hidroxila como indicado na Equação 13.



Reddy e Patrick (1984) *apud* IWA (2000) destacam que perdas de NH_3 através da volatilização de solos alagados e de sedimentos são insignificantes se o pH é menor do que 7,5 e muitas vezes as perdas não são importantes se o pH é menor do que 8,0. Em pH igual a 9,3 a relação de amônia para íon amônio é 1:1 e as perdas por volatilização são insignificantes.

Em uma ampla revisão de literatura, Vymazal (1995) *apud* IWA (2000) resume que a taxa de volatilização é controlada pela concentração de NH_4^+ na água, temperatura, velocidade do vento, radiação solar, a natureza e número de plantas aquáticas e a capacidade do sistema de trocar o pH em ciclos diurnos (a ausência de CO_2 aumenta a volatilização).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DA PESQUISA

O desenvolvimento deste trabalho envolveu atividades de campo e de laboratório. As atividades de campo foram realizadas na Estação Experimental de Tratamento e Reúso de Esgotos, localizada em anexo à Estação de Tratamento de Esgotos Continental da Casan – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento, município de São José/SC. Esta Estação Experimental é resultado de uma parceria entre a Casan e os laboratórios LaRA – Laboratório de Reúso de Águas – e Gesad – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina.

As atividades em laboratório foram realizadas no LIMA – Laboratório Integrado do Meio do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

4.2 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS CONTINENTAL

As unidades piloto foram construídas junto à Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Continental de Florianópolis, localizada no bairro de Potecas, município de São José – SC, na latitude 27°33'58", na longitude 48°39'15" e clima subtropical.

A ETE da Casan está em operação desde 1996 com capacidade para atender 300.000 habitantes. No ano de 2007, a vazão média da estação foi de 210L/s, tratando o esgoto de uma população aproximada de 117.000 habitantes (DRI, 2008). A estação é composta por uma lagoa anaeróbia seguida de três lagoas facultativas chicanadas (Figura 7). A lagoa anaeróbia possui uma superfície triangular de 7,3ha e foi dimensionada para trabalhar com profundidades de 2,60m junto aos diques e de

3,30m na área restante. As lagoas facultativas 1, 2, e 3 possuem área superficial de 10,5ha; 6,7ha e 3,2ha, respectivamente, com profundidades de 1,70m. O efluente tratado é lançado no Rio Forquilhas (corpo d'água classificado como classe 2 segundo a Portaria n.º 024/79 do Ministro de Estado do Interior que enquadra os cursos d'água do Estado de Santa Catarina).

No final do ano de 2006, a profundidade da lagoa anaeróbia foi alterada pela Casan, sendo a lâmina d'água diminuída em 1,0m, diminuindo também seu tempo de retenção hidráulico. Esta alteração foi realizada, pois se objetivava cobrir parte desta lagoa para aproveitamento do gás metano, porém, até o momento, estas modificações não foram realizadas.



Figura 7: Estação de Tratamento de Esgoto Continental da Casan com detalhe para a localização da Estação Experimental. (LA: Lagoa Anaeróbia; LF₁: Lagoa Facultativa 1; LF₂: Lagoa Facultativa 2; LF₃: Lagoa Facultativa 3).

Fonte: <http://earth.google.com/>, acesso em 08 de janeiro de 2008.

4.3 DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL

A Estação Experimental de Tratamento e Reúso de Esgotos iniciou suas atividades no ano de 2001, com a instalação das unidades experimentais utilizadas no trabalho

de Pereira (2004). Desde sua instalação, até o presente momento, diversos trabalhos, envolvendo lagoas, filtros de pedra, *wetlands*, hidroponia e piscicultura, foram e estão sendo desenvolvidos.

Atualmente a Estação Experimental possui três linhas de tratamento, todas recebendo o efluente da lagoa facultativa 3 da Casan: 1) duas lagoas de maturação em paralelo, sendo uma em presença de macrófitas da família *Lemnaceae* (Figura 8a) e outra com suportes de telas para aderência de biofilme (Figura 8b); 2) quatro tanques de lemnáceas em série (Figura 9a), seguidos por dois filtros aeróbios preenchido com cascas de ostras em paralelo (Figura 9b), seguindo para 6 tanques com tilápias (Figura 9a); 3) seis filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical em paralelo, seguidos por 2 filtros plantados de fluxo horizontal em paralelo – objeto do presente estudo.

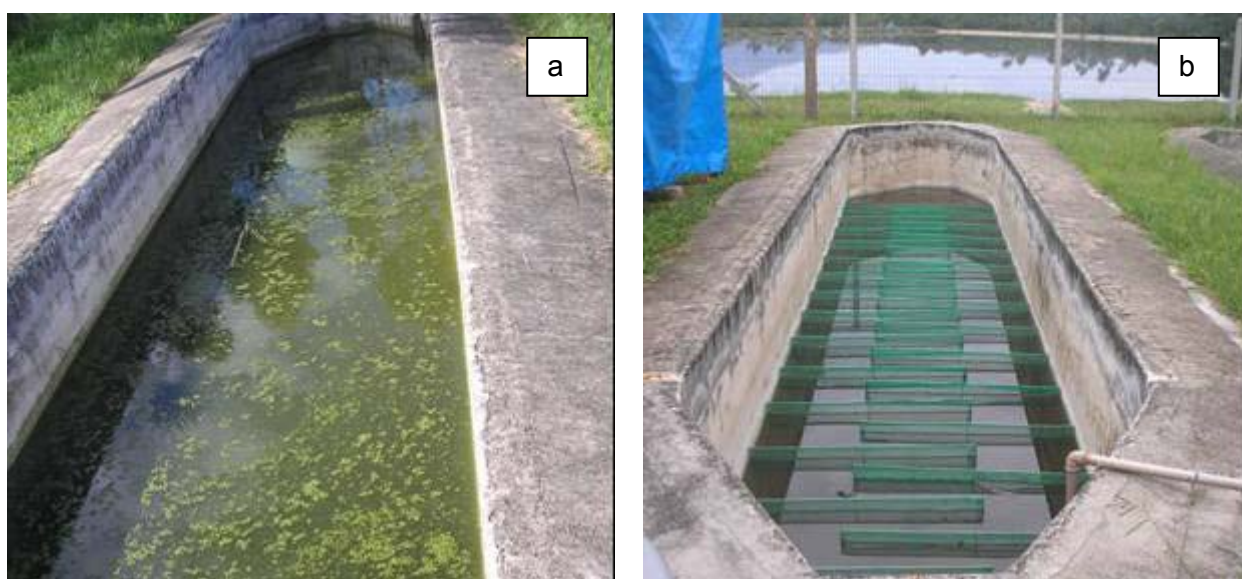


Figura 8: Unidades piloto dos projetos em desenvolvimento na Estação Experimental. a) Lagoa de maturação com lemnáceas; b) Lagoa de maturação com suportes de telas para aderência de biofilme.

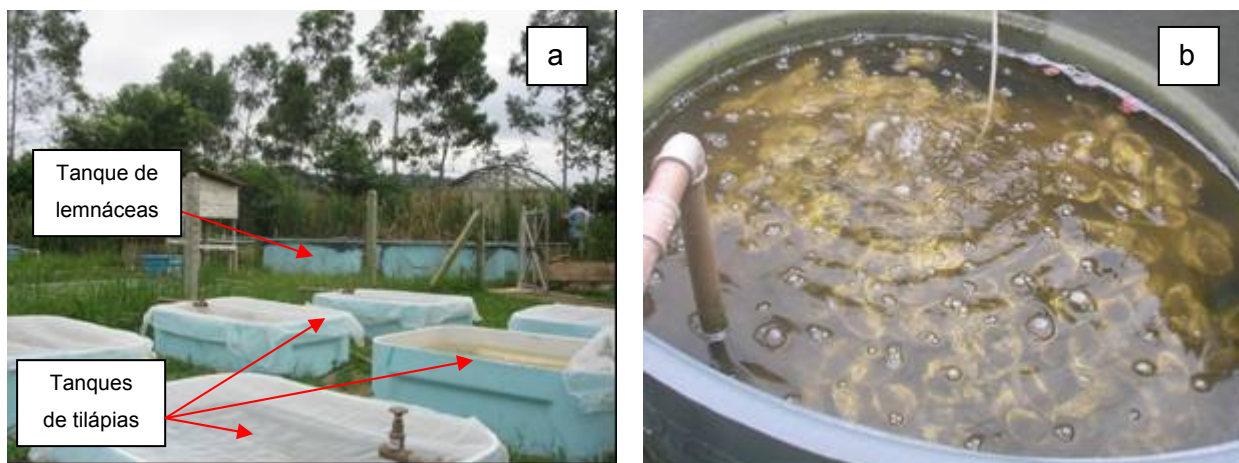


Figura 9: Unidades piloto dos projetos em desenvolvimento na Estação Experimental. a) Tanque de lemnáceas (ao fundo) e tanques de tilápias; b) Filtro aeróbio com cascas de ostra.

4.4 FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS DE FLUXO VERTICAL

Foram implantados 6 (seis) filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical. Estas unidades piloto foram construídas em tanques de fibra de vidro com formato *raceway* (Figura 10a). Os tanques possuem 2,57m² de área, sendo, 2,40m de comprimento e 1,20m de largura.

Os tanques foram preenchidos com areia como material filtrante e brita n.º 1. No fundo do tanque foi colocada uma camada de 5cm de brita com o objetivo de proteger a tubulação de coleta do efluente (Figura 10b).

Acima desta camada de brita foi colocada a camada do material filtrante, propriamente dito, ou seja, a areia (Figuras 10c e 10d). Três dos seis tanques foram preenchidos com 30cm de areia grossa e os outros três restantes foram preenchidos com 60cm de areia grossa

Por fim, acima da camada de areia, foi colocada mais uma camada de 5cm de brita n.º 1. Esta camada tem o objetivo de melhorar a distribuição do efluente sobre toda a camada do leito filtrante, evitando a formação de caminhos preferenciais na areia.



Figura 10: a) Tanques de fibra de vidro; b) Tubulação de coleta apoiada na camada de brita; c) Cobertura de areia; d) Camada de areia.

Fonte: fotos cedidas por Pablo Heleno Sezerino.

Esta primeira parte da implantação foi realizada no início de 2005 como parte do trabalho de Sezerino (2006), quando os sistemas piloto trabalharam durante 10 (dez) meses recebendo o efluente da lagoa anaeróbia da Casan. Após este período de funcionamento, os filtros ficaram um tempo em repouso e todas as plantas (*Typha domingensis*) foram removidas do leito filtrante.

Em dezembro de 2006 foi realizado um novo plantio para o início do presente estudo. As macrófitas utilizadas, provenientes do campus da Universidade Federal de Santa Catarina (Figura 11a), foram retiradas do seu ambiente natural, suas folhas foram cortadas em 30cm na diagonal (Figura 11b) e somente parte da matéria orgânica aderida às raízes foi removida. O objetivo de cortar as folhas na diagonal é de evitar o acúmulo de água na região do corte. O excesso da matéria foi deixado para facilitar a adaptação das mesmas no novo ambiente, conforme observado por

Sezerino (2006). Outra medida adotada para a melhor adaptação das macrófitas foi a alimentação contínua de efluente no sistema durante a primeira semana.

As novas mudas foram plantadas diretamente no material filtrante (Figura 11c) na densidade de 4 plantas/m², resultando em 10 mudas/tanque (Figura 11d).

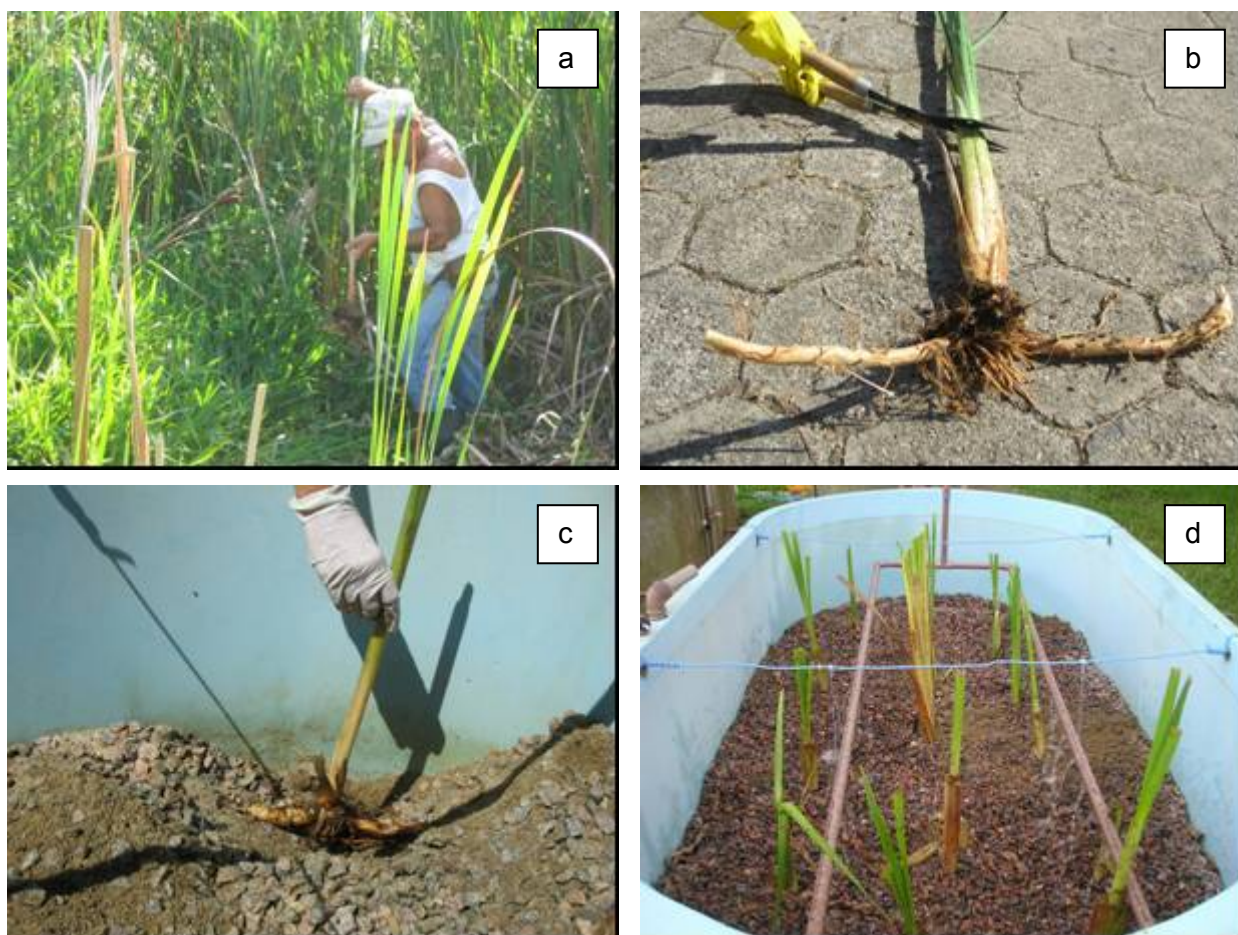


Figura 11: a) Retirada das mudas do ambiente natural; b) Corte em 30cm a 45°; c) Plantio; d) Filtro plantado.

A macrófita utilizada nos filtros plantados foi a *Typha domingensis*, popularmente conhecida como taboa. Antes do plantio, alguns indivíduos desta planta foram retirados do ambiente natural e as características de inflorescência foram observadas (SEZERINO, 2006), sendo empregada a chave de identificação das espécies de *Typha* proposta por Reitz (1984). Esta identificação foi realizada com auxílio do Laboratório de Sistemática de Plantas Vasculares, do Centro de Ciências Biológicas (CCB) da UFSC.

As seis unidades de filtro plantado de fluxo vertical foram alimentadas com uma parcela do efluente proveniente da terceira lagoa facultativa da Casan. O efluente era bombeado da lagoa até uma caixa equalizadora de 2.000L (Figura 12a).

Os filtros plantados de fluxo vertical foram divididos em pares, sendo cada par alimentado com o auxílio de uma bomba centrífuga (Schneider, Modelo BCR 2000) (Figura 12b). A alimentação dos filtros foi realizada de forma intermitente, 3 vezes/dia, aproximadamente de 8 em 8 horas, sendo o controle da alimentação regulado por temporizadores digitais conectados às bombas centrífugas.

Nos filtros, a tubulação de alimentação de PVC DN 25 foi perfurada com furos variando entre 6 e 8 mm, espaçados 10cm entre si (Figura 12c). Estas tubulações de distribuição foram suspensas por fios de nylon ao longo do tanque, a uma altura de 20cm dos filtros com 60cm de camada de areia e de 20cm dos filtros com 30cm de camada de areia.

No fundo do filtro, a tubulação de coleta do efluente, de PVC DN 40, foi perfurada com furos de 10mm espaçados 10cm entre si. Esta tubulação foi conectada a uma pequena caixa de alvenaria (Figura 12d), onde eram realizadas as coletas dos efluentes.

A areia utilizada nos sistemas foi previamente analisada (SEZERINO, 2006) por meio de ensaio granulométrico realizado no Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Civil da UFSC. Pelo ensaio foi obtida a curva granulométrica, apresentada na Figura 13, de onde se podem retirar algumas informações sobre a areia (Tabela 6).



Figura 12: a) Caixa equalizadora; b) Bombas centrífugas; c) Tubulação de alimentação com detalhe para o hidrômetro; d) Caixa de coleta do efluente.

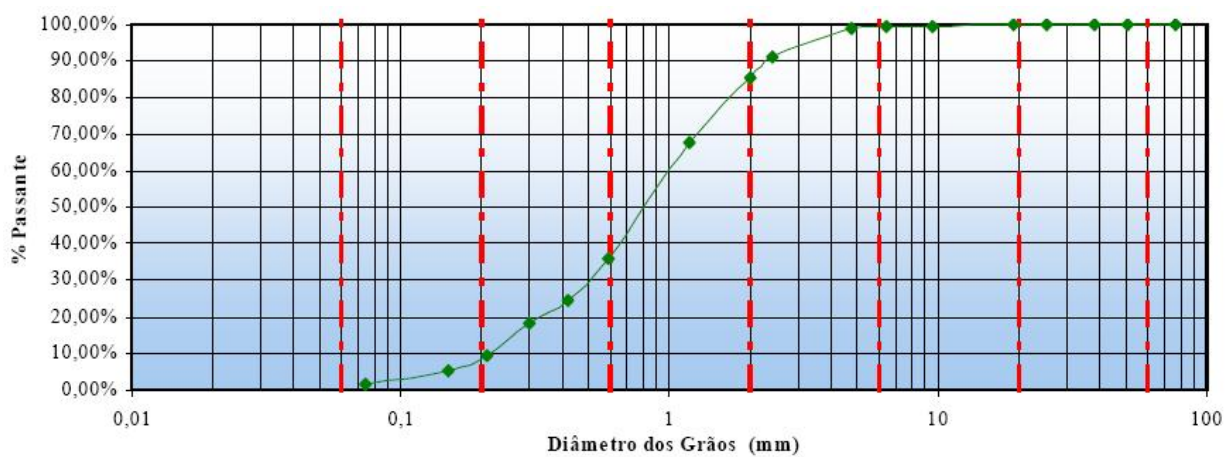


Figura 13: Curva granulométrica da areia utilizada nos filtros plantados com macrófitas.

Fonte: Sezerino (2006).

Tabela 6: Características da areia empregada nos filtros plantados.

Característica	Valor
Diâmetro efetivo (d_{10})	0,20mm
Coefficiente de uniformidade (Cu)	4,9
Percentual de areia grossa	50,40%
Percentual de areia média	30,26%
Percentual de areia fina	9,6%
Densidade real dos grãos	2,621g/cm ³

Fonte: Sezerino (2006).

No mesmo laboratório foram realizados ensaios de permeabilidade à carga hidráulica constante. Como os módulos piloto haviam sido utilizados anteriormente em outro trabalho, foi importante observar se o coeficiente de permeabilidade (K) ainda encontrava-se adequado. Os resultados apontaram que os coeficientes de permeabilidade dos filtros se encontravam na faixa de 10^{-3} cm/s.

Os filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical foram identificados do seguinte modo: V₁30; V₁60; V₂30; V₂60; V₃30 e V₃60; onde os índices 1, 2 e 3 estão relacionados às diferentes cargas aplicadas e os índices 30 e 60 referem à espessura da camada de areia.

Ressalta-se que os módulos V₁30 e V₂30 trabalharam em duplicata, recebendo as mesmas cargas aplicadas e possuindo a mesma espessura de camada de areia, assim como também trabalharam em duplicata os módulos V₁60 e V₂60, recebendo as mesmas cargas aplicadas e possuindo a mesma profundidade de material filtrante. Estas informações e outras características dos filtros podem ser observadas na Tabela 7.

Estas cargas foram adotadas baseadas nas cargas escolhidas por Sezerino (2006) e nos resultados obtido pelo mesmo autor. Sezerino (2006) trabalhou com cargas, em termos de SS, de 10g/m².d; 15g/m².d e 20g/m².d para os filtros V₁, V₂ e V₃, respectivamente, e observou que a nitrificação foi evidente em todos os módulos. A proposta do presente trabalho foi de trabalhar com cargas aplicadas mais elevadas, objetivando-se reduzir os custos de implantação quando em escala real.

Tabela 7: Cargas e taxas hidráulicas aplicadas nos módulos piloto de FPMV.

Identificação FPMV	Cargas superficiais aplicadas (g/m ² .dia)			Cargas (g/dia)			Taxa hidráulica média (mm/dia)	Taxa hidráulica (mm/dia) Mínimo - Máximo
	SS	DQO	NH ₄ -N	SS	DQO	NH ₄ -N		
V ₁ 30 e V ₁ 60	19,5	45,3	10,1	50,2	116,4	26,0	343,8	206,4 – 435,9
V ₂ 30 e V ₂ 60	19,5	45,3	10,1	50,2	116,4	26,0	343,8	206,4 – 435,9
V ₃ 30 e V ₃ 60	27,5	63,4	14,1	70,8	135,6	36,3	483,1	348,5 – 602,1

As taxas hidráulicas eram verificadas através da leitura dos hidrômetros (1,5m³/h – Actaris) posicionados nas tubulações de alimentação dos filtros, numa frequência de aproximadamente 2 vezes por semana. Mensalmente realizou-se a limpeza destes hidrômetros para evitar que o acúmulo de sólidos pudesse provocar erros nas leituras/medições.

Além da limpeza dos hidrômetros, semanalmente retiravam-se as plantas invasoras nos filtros plantados como parte do monitoramento dos mesmos.

4.5 FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS DE FLUXO HORIZONTAL

O esgoto efluente dos filtros plantados de fluxo vertical foi transportado para duas caixas de mistura. Os efluentes dos pares V₁ e V₂ escoavam até a caixa de mistura 1 (M₁₋₂) e os efluentes do par V₃ escoavam até a caixa de mistura 2 (M₃).

Das caixas de mistura, os efluentes eram bombeados para os filtros plantados de fluxo horizontal. O efluente da caixa M₁₋₂ era bombeado para o filtro plantado de fluxo horizontal 2 (H₂) e o efluente da caixa M₃ era bombeado para o filtro plantado de fluxo horizontal 1 (H₁) (Figuras 14 e 15).

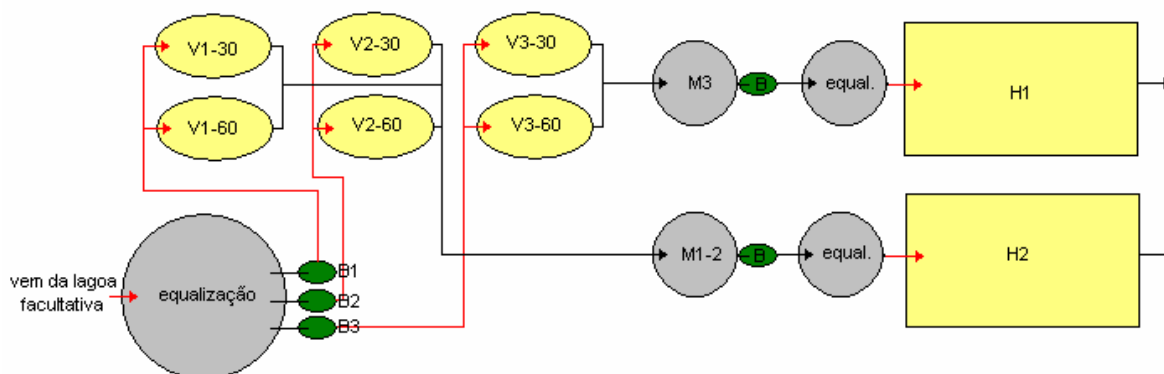


Figura 14: Esquema representativo das unidades experimentais.

Os filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal foram construídos escavados no terreno. O H₂ foi implantado em janeiro de 2004 (SEZERINO, 2006), enquanto que o H₁ foi implantado em janeiro de 2007. A impermeabilização das laterais e do fundo do H₁ foi feita com três camadas de lona plástica, enquanto que para o filtro H₂, a impermeabilização foi feita com geomembrana de PEAD.



Figura 15: a) Caixa de mistura M₁₋₂ enterrada; caixa de equalização elevada e filtro H₁; b) Caixa de equalização elevada e filtro H₂.

As tubulações de alimentação (Figura 16a), em PVC DN 25, e de coleta, em PVC DN 40, foram dispostas no sentido transversal dos filtros, recebendo furos de 8mm de diâmetro espaçados em 10cm ao longo de todo seu comprimento. A tubulação de alimentação foi posicionada transversalmente na superfície do filtro, enquanto a tubulação de coleta foi posicionada transversalmente no fundo do filtro. Segundo Suliman *et al.* (2006b), locar a tubulação de coleta no fundo, aparentemente, diminui as áreas mortas do filtro em relação a sistemas com a tubulação de coleta localizada na superfície ou no meio da profundidade. A tubulação de coleta também foi

conectada a um tubo flexível (Figura 16b), o qual permitia o controle de nível do efluente dentro do maciço filtrante. Este controle de nível na saída é recomendado por Kickuth (1989) *apud* Leclerc *et al.* (1999).

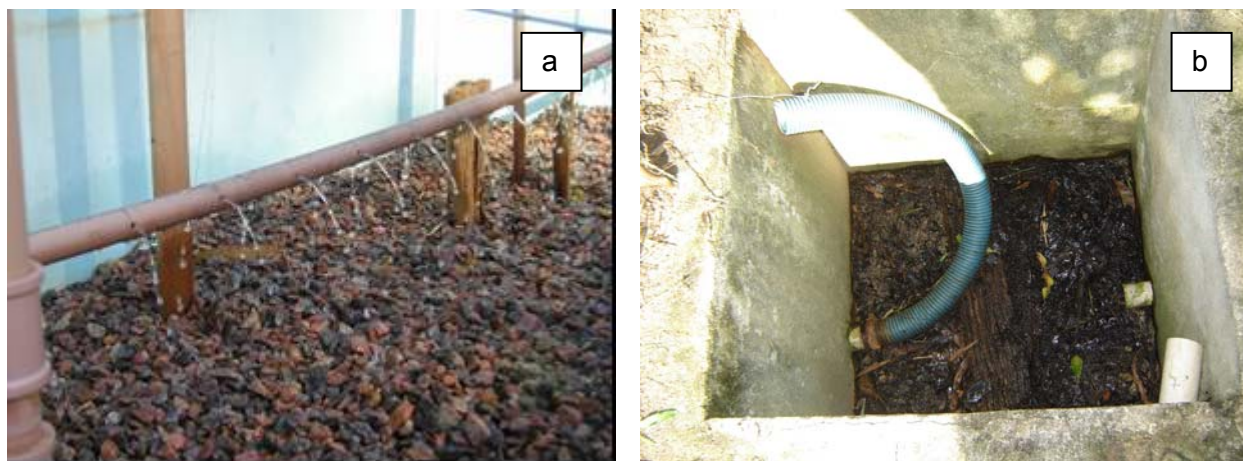


Figura 16: a) Tubulação de alimentação perfurada; b) Mangote flexível para controle do nível dentro do filtro.

O dimensionamento do filtro H₂, na época da sua implantação, foi realizado empregando-se a equação da cinética de primeira ordem, em termos de matéria orgânica carbonácea, aplicável a reatores do tipo pistão (Equação 14).

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T t) \quad (14)$$

Onde: C_e = concentração efluente em termos de DBO₅ (mg/L); C_o = concentração afluente em termos de DBO₅ (mg/L); K_T = constante de reação da cinética de primeira ordem – dependente da temperatura T (d⁻¹); e t = tempo de retenção hidráulico (d).

O tempo de retenção hidráulico na Equação 14 é função da porosidade do maciço filtrante, do volume do filtro plantado e da vazão que se deseja tratar (Equação 15).

$$t = n \frac{V}{Q} \quad (15)$$

Onde: t = tempo de retenção hidráulico (d); n = porosidade do material filtrante (m^3 vazios / m^3 material); V = volume do filtro plantado (m^3); e Q = vazão a tratar (m^3/d).

A constante K_T , destacada na Equação 14, pode ser obtida através de equações empíricas que relacionam a constante de reação a 20°C (K_{20}) com a equação modificada de van't Hoff-Arrhenius, conforme segue:

$$K_T = K_{20}(1,06)^{T-20} \quad (16)$$

Onde: K_T = constante de reação da cinética de primeira ordem – dependente da temperatura T (d^{-1}); K_{20} = constante de reação a 20°C (d^{-1}); e T = temperatura crítica ($^\circ\text{C}$).

Pode-se, então, trabalhar com as equações anteriores para ser calcular a área superficial estimada para os filtros plantados de fluxo horizontal, conforme segue:

$$C_e = C_o \exp(-K_T t) \quad (14) \text{ modificada}$$

Aplicando na Equação 14 modificada o logaritmo natural, se obtém a Equação 17:

$$\ln C_e = \ln C_o - K_T t \quad (17)$$

Substituindo a Equação 15 na Equação 17, tem-se:

$$\ln C_e = \ln C_o - K_T \frac{V}{Q} n \quad (18)$$

Como o volume (V) é o produto da área (A) pela profundidade (p), tem-se:

$$\ln C_e = \ln C_o - K_T \frac{A \times p}{Q} n \quad (19)$$

Isolando “A”, obtém-se a Equação 20 para o cálculo da área superficial do filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal.

$$A = \frac{Q_a \times (\ln C_o - \ln C_e)}{K_T \times p \times n} \quad (20)$$

Onde: A = área superficial requerida (m²); Q_a = vazão afluyente (m³/d); C_o = concentração afluyente em termos de DBO₅ (mg/L = g/m³); C_e = concentração efluyente em termos de DBO₅ (mg/L = g/m³); K_T = constante de reação da cinética de primeira ordem – dependente da temperatura T (d⁻¹); n = porosidade do material filtrante (m³ vazios / m³ material); p = profundidade média do filtro (m).

Com o emprego da Equação 20 e utilizando uma concentração afluyente média de 90mgDBO₅/L (concentração afluyente durante o estudo), K₁₅ = 0,60d⁻¹ (assumindo K₂₀ de 0,80d⁻¹), n = 0,35 (valor teórico para areia conforme Caputo, 1996), das limitações de taxa hidráulica aplicada como sendo de 83mm/d e profundidade adotada de 0,60m; a área calculada requerida para o filtro plantado foi de 10,0m² (5,0m de largura e 2,0m de comprimento). O tempo de retenção hidráulico calculado foi de 3,9 dias.

Para o presente estudo, as mesmas dimensões do filtro H₂ foram mantidas e um filtro similar, em termos de tamanho, foi construído. A diferença desta nova unidade foi o material de recheio utilizado. Enquanto o filtro H₂ foi preenchido com areia grossa com camadas de brita somente na zona de entrada e de saída, o filtro H₁ foi composto totalmente de brita n.º 2 (12,5 a 25 mm).

Para se determinar o volume de vazios da brita n.º 2 utilizou-se um recipiente de plástico de 8L e uma proveta de vidro graduada de 1L. Amostras de brita foram coletadas de forma aleatória até preencher todo o recipiente plástico. Posteriormente, com a ajuda da proveta graduada, adicionou-se água até a marca de 8L do recipiente plástico. Por meio da relação do volume de água adicionado no recipiente plástico (V_v = volume de vazios em L) pelo volume total do recipiente (V_T = 8L) foi possível obter o coeficiente de vazios (C_v) (Equação 21).

$$C_v = \frac{V_v}{V_T} \quad (21)$$

Substituindo-se os dados obtidos no laboratório na Equação 21, encontrou-se o valor de 0,49 para o coeficiente de vazios.

Antes do preenchimento do filtro H₁ com as britas, as mesmas foram lavadas superficialmente para remoção do material pulverulento. Algumas características dos filtros plantados de fluxo horizontal são apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8: Cargas e taxas hidráulicas aplicadas nos módulos piloto de FPMH.

Identificação FPMH	Cargas superficiais (g/m ² .dia)		Cargas transversais (g/m ² .dia)		Taxa hidráulica (mm/dia)
	SS	DQO	SS	DQO	
H ₁	3,0	7,9	24,7	65,9	110
H ₂	1,9	5,0	16,1	41,6	70

A Figura 17 apresenta os dois filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal.



Figura 17: a) Filtro plantado de fluxo horizontal com areia no leito filtrante (H₂); b) Filtro plantado de fluxo horizontal com brita no leito filtrante (H₁).

A areia empregada no filtro H₂ possuía as mesmas características que a areia utilizada nos filtros de fluxo vertical, conforme foi mostrado anteriormente (ver Figura 13). Para o plantio, também se procedeu da mesma maneira realizada nos filtros de fluxo vertical.

O monitoramento e o controle dos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal deram-se por meio de aferição de vazão e retirada de plantas invasoras com uma frequência de 2 vezes/semana. A alimentação dos filtros plantados de fluxo horizontal ocorreu de modo contínuo. As vazões afluentes aos filtros de fluxo horizontal eram conferidas manualmente através de cronômetro, proveta e hidrômetros.

4.6 PARÂMETROS ANALISADOS

O efluente de cada unidade de tratamento (LF₃; V₁₃₀; V₁₆₀; V₂₃₀; V₂₆₀; V₃₃₀; V₃₆₀; M₁₋₂; M₃; H₁ e H₂) foi coletado quinzenalmente às 09h00min para posterior realização das análises laboratoriais. Este estudo iniciou no mês de janeiro de 2007 e encerrou em dezembro de 2007.

O transporte e conservação das amostras seguiram recomendações do *Standard Methods of Examination for Water and Wastewater* (APHA, 1998). A Tabela 9 apresenta os parâmetros analisados, o método utilizado e a frequência de análise para cada parâmetro.

Para as análises do tipo colorimétrico utilizou-se o espectrofotômetro da Hach modelo DR 4000, por meio da preparação em laboratório do reagente e das soluções padrões para inserção da curva no aparelho. A regressão linear e a faixa de leitura de cada parâmetro analisado estão descritas na Tabela 10.

Tabela 9: Parâmetros analisados nos filtros plantados com macrófitas.

Parâmetro	Método	Frequência
Alcalinidade Total	Titulométrico Potenciométrico – Standard Methods 2320 B. (APHA, 1998)	Quinzenal
<i>E. Coli</i>	Substrato cromogênico. Colilert ®	Mensal
DBO	Respirométrico – Standard Methods 5210 D. (APHA, 1998). Aparelho Velp ou Hach.	Quinzenal
DQO	Digestão em Refluxo Fechado – Colorimétrico – Standard Methods 5220 D. (APHA, 1998). Kit Hach.	Quinzenal
Fosfato	Colorimétrico – Standard Methods 4500-P C – Ácido Vanadomolibdofosfórico (APHA, 1998)	Quinzenal
NTK	Macro Kjeldahl – Standard Methods 4500-N _{org} B. (APHA, 1998).	Mensal
N. Amoniacal	Método colorimétrico de Nessler seguindo recomendações de Vogel (1981).	Quinzenal
Nitrito	Colorimétrico – Standard Methods 4500-NO ₂ ⁻ B. (APHA, 1998).	Quinzenal
Nitrato	Brucina – Standard Methods (APHA, 1972).	Quinzenal
pH	Eletrométrico – Standard Methods 4500-H ⁺ B. (APHA, 1998). pHmetro Micronal, modelo B474.	Quinzenal
ST	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 B. (APHA, 1998).	Mensal
STF e STV	Incineração a 500°C – Standard Methods 2540 E. (APHA, 1998).	Mensal
SS	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 D. (APHA, 1998).	Quinzenal
Turbidez	Nefelométrico – Standard Methods 2130 B. (APHA, 1998). Turbidímetro Hach modelo 2100P.	Quinzenal

Tabela 10: Faixa de leitura dos parâmetros analisados.

Análise	Faixa de leitura (mg/L)	R ²	Erro médio (mg/L)
NH ₄ -N ⁺	0,00 – 8,00	1,000	± 0,8
NO ₂ -N ⁻	0,00 – 0,40	0,998	± 0,1
NO ₃ -N ⁻	0,00 – 8,00	0,997	± 0,4
PO ₄ -P ⁻	0,00 – 20,00	0,999	*

* Erro médio não calculado.

4.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS

A análise estatística foi realizada com auxílio do programa *Statistics 7.0*, através do teste ANOVA – análise de variância.

Este é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos) apresentarem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses: H_0 : as médias são iguais, isto é, não há diferença entre os tratamentos e H_1 : as médias são diferentes, ou seja, há diferença entre os tratamentos. Portanto, o objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar H_0 . Se $p > \alpha$ se aceita H_0 e se $p < \alpha$ rejeita-se H_0 . No presente estudo, o teste de variância ANOVA foi aplicado com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

Neste trabalho o teste foi utilizado para determinar se existem diferenças significativas estatisticamente entre as médias das concentrações efluentes das formas nitrogenadas nos: a) filtros plantados de fluxo vertical com diferentes profundidades de material filtrante; b) filtros plantados de fluxo vertical com diferentes cargas aplicadas e c) filtros plantados de fluxo horizontal com diferentes materiais no leito filtrante.

Através deste programa também se pode obter um gráfico do tipo *box plot*, onde são apresentados a média, o erro médio, o desvio padrão e os valores discrepantes e extremos.

4.8 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS

Durante o período de estudos, os dados climáticos foram coletados junto à Estação Meteorológica de São José/SC (Grande Florianópolis) (latitude: 27°35'S; longitude: 48°34'O e altitude: 2 metros) da Epagri/Inmet – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A./Instituto Nacional de Meteorologia.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos serão discutidos em etapas. Inicialmente serão avaliados os filtros plantados de fluxo vertical entre si, em relação às diferentes profundidades e em relação às diferentes cargas aplicadas. Posteriormente, serão analisados os filtros plantados de fluxo horizontal em relação aos diferentes materiais filtrantes, com ênfase também na idade do sistema. E, por fim, será feita uma análise da seqüência geral dos sistemas híbridos.

5.1 DESEMPENHOS DOS FILTROS PLANTADOS DE FLUXO VERTICAL

Os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, expressos pelo número de amostragens (n), a média, o desvio padrão (DP) e os valores mínimo e máximo, determinados para o afluente aos FPMV (efluente da lagoa facultativa 3) e para os efluentes dos FPMV estão apresentado no Apêndice 1.

Remoções significativas de $\text{NH}_4\text{-N}$ foram observadas nos filtros de fluxo vertical (70%, 69%, 64%, 74%, 56% e 61%, respectivamente, para os filtros V₁30, V₁60, V₂30, V₂60, V₃30 e V₃60), mas baixas concentrações de $\text{NO}_3\text{-N}$ foram produzidas pelos mesmos.

Korkusuz *et al.* (2004) trabalharam com filtros plantados de fluxo vertical constituído de cascalho para o tratamento de esgoto doméstico e obtiveram remoção média de 58% de nitrogênio amoniacal e concentração efluente de 7,20mg $\text{NO}_3\text{-N/d}$, equivalente a 40% de $\text{NH}_4\text{-N}$ nitrificado. Os autores trabalharam com taxas hidráulicas de 100mm/d e cargas superficiais inferiores às do presente estudo. Em estudo mais recente nestes mesmos filtros de fluxo vertical, Korkusuz *et al.* (2005) obtiveram remoção média de 53% de nitrogênio amoniacal, sendo 65% via nitrificação. Em outro estudo, desenvolvido por Brix e Arias (2005), mostrou-se que o filtro plantado de fluxo vertical, de 15m² e que atendia a uma residência de 5

peças, foi capaz de remover 78% de $\text{NH}_4\text{-N}$, sendo a nitrificação responsável por 49% do $\text{NH}_4\text{-N}$ removido.

As concentrações efluentes médias de $\text{NO}_3\text{-N}$ de cada filtro podem ser observadas no Apêndice 1 e as concentrações efluentes durante todo o período de estudo podem ser analisadas nas Figuras 18a, 18b, 18c, 18d, 18e e 18f e, no geral, não ultrapassam 5mg/L.

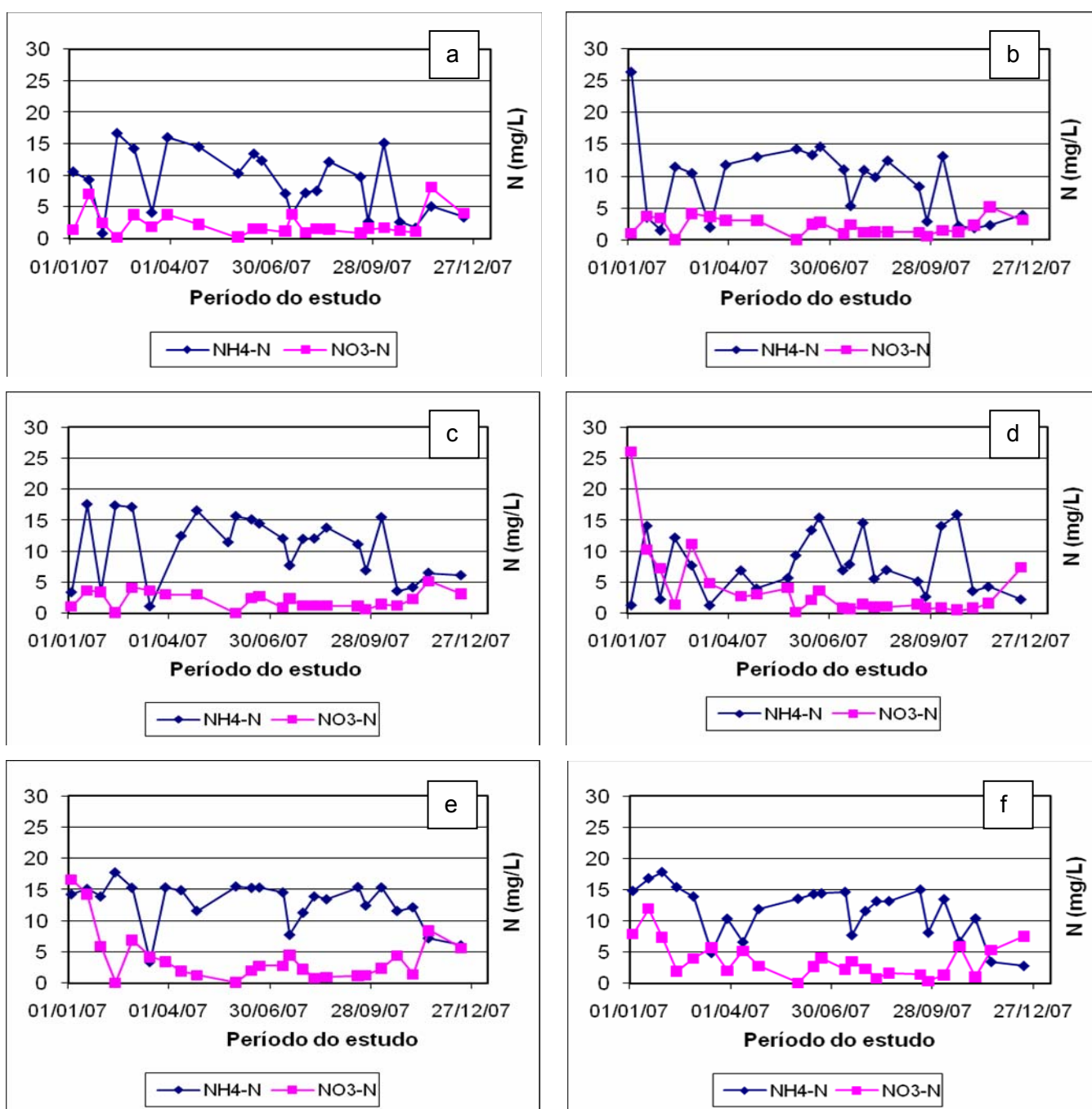


Figura 18: Evolução nas concentrações de $\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$ no efluente dos FPMV. a) V_{130} ; b) V_{160} ; c) V_{230} ; d) V_{260} ; e) V_{330} ; f) V_{360} .

Na análise de variância ANOVA realizada para os três pares trabalhando com as mesmas cargas aplicadas, mas com diferentes profundidades de areia ($V_{130} - V_{160}$; $V_{230} - V_{260}$ e $V_{330} - V_{360}$) foi observado que somente o par $V_{230} - V_{260}$ apresentou diferença estatística em termos de NH_4-N , mostrando-se o módulo V_{260} mais eficiente. Esta mesma análise, realizada para os parâmetros NO_2-N e NO_3-N , mostrou que não houve diferenças estatísticas nos efluentes dos pares trabalhando com as mesmas cargas para nenhum dos pares. A Tabela 11 apresenta os resultados obtidos com a análise de variância ANOVA.

Tabela 11: Resultados obtidos com o teste ANOVA para as frações de nitrogênio orgânico entre os pares dos filtros de fluxo vertical.

Parâmetro	$V_{130} - V_{160}$	$V_{230} - V_{260}$	$V_{330} - V_{360}$
NH_4-N	0,8912 > α	0,0392 < α	0,2289 > α
NO_2-N	0,5106 > α	0,0943 > α	0,8623 > α
NO_3-N	0,7872 > α	0,9710 > α	0,8433 > α
NO_x-N	0,6360 > α	0,9027 > α	0,8086 > α

$p > \alpha$ aceita-se H_0 ; $p < \alpha$ rejeita-se H_0 e aceita-se H_1 ;

H_0 : as médias são iguais, ou seja, não há diferença entre os tratamentos;

H_1 : as médias são diferentes, ou seja, há diferença entre os tratamentos;

Nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

Kaiser e Kunst (2005) destacam que em grande parte dos casos estudados na Europa a nitrificação é completada após os primeiros 0,05m de profundidade nos filtros de fluxo vertical. Felde e Kunst (1997) mostraram que a remoção de DQO e a conversão de NH_4-N ocorreram simultaneamente nos 25cm superiores do filtro. Meuleman *et al.* (2003) observaram remoções de nitrogênio total somente em até 30cm do leito.

Já no trabalho realizado por Sezerino (2006), durante o ano de 2005, nos mesmos módulos pilotos do presente trabalho (mas trabalhando com efluente mais concentrado e com menores taxas hidráulicas aplicadas – 153,70mm/d; 230,74mm/d e 307,39mm/d), foram observadas maiores taxas de nitrificação nos filtros preenchidos com 60cm de areia, em comparação aos módulos com 30cm de areia

(taxa de nitrificação dos filtros V_1 , V_2 e V_3 , respectivamente, nos módulos com 60cm: 83%; 78% e 75%, enquanto que para os módulos com 30cm: 75%; 66% e 63%).

Um balanço de nitrogênio inorgânico foi aplicado aos pares $V_{130} - V_{160}$; $V_{230} - V_{260}$ e $V_{330} - V_{360}$ para melhor compreensão das transformações que ocorreram nos sistemas (Figuras 19, 20 e 21). O balanço foi realizado em termos de $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ e $\text{NO}_x\text{-N}$, onde $\text{NO}_x\text{-N}$ corresponde à soma das frações $\text{NO}_2\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$ obtidas através das análises laboratoriais.

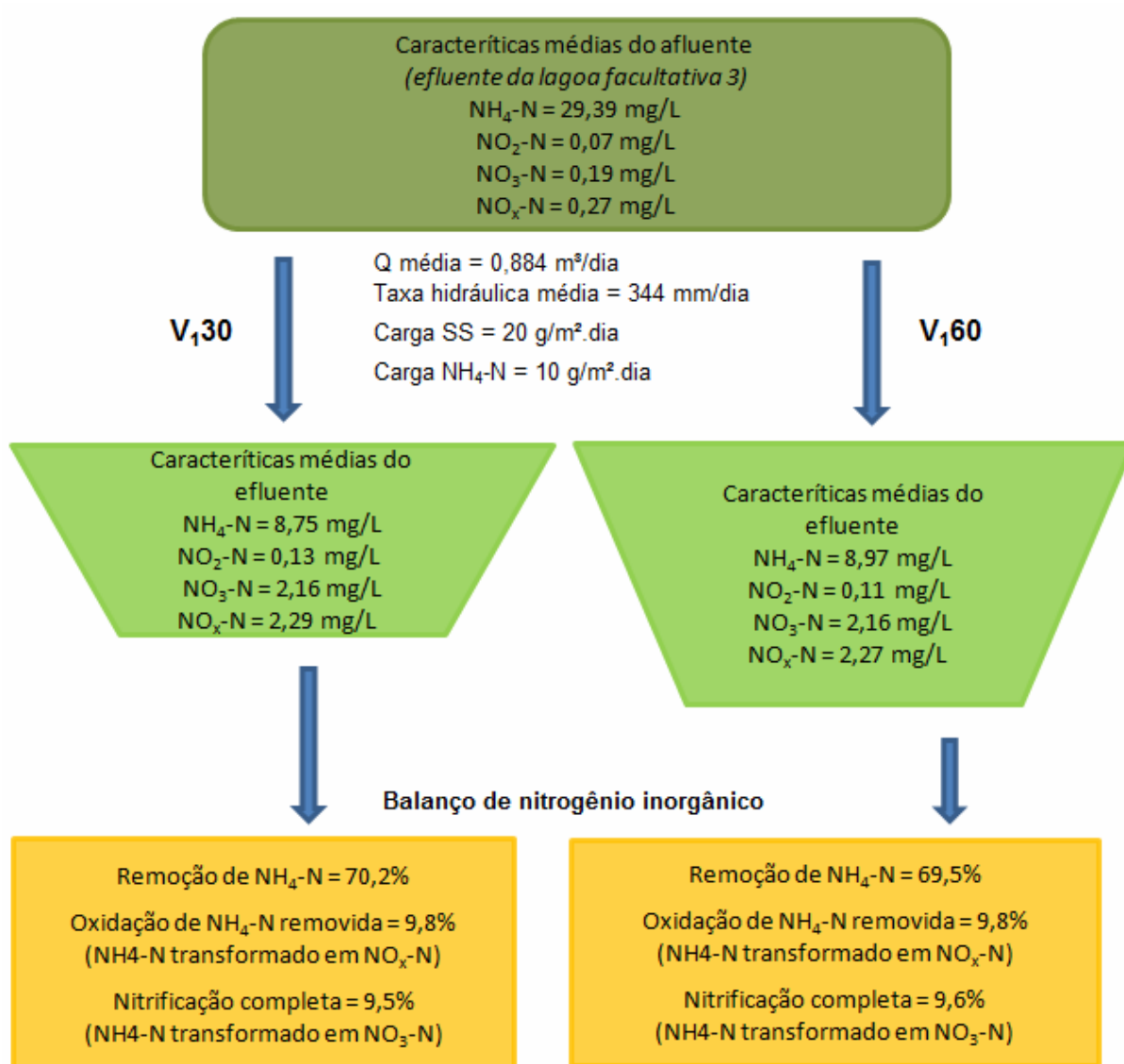


Figura 19: Balanço de nitrogênio inorgânico no par $V_{1,30}$ e $V_{1,60}$.

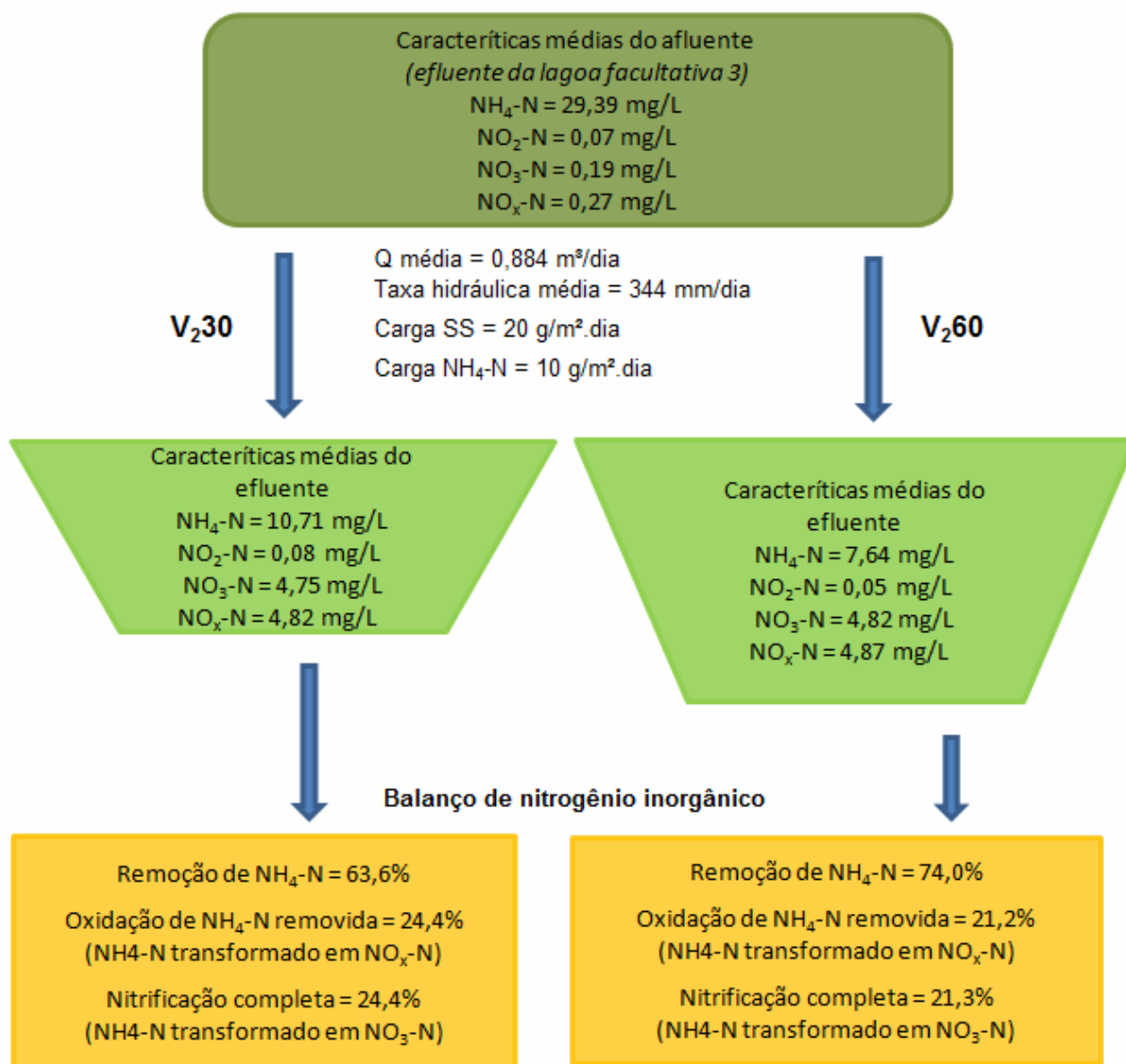


Figura 20: Balço de nitrogênio inorgânico no par V₂₃₀ e V₂₆₀.

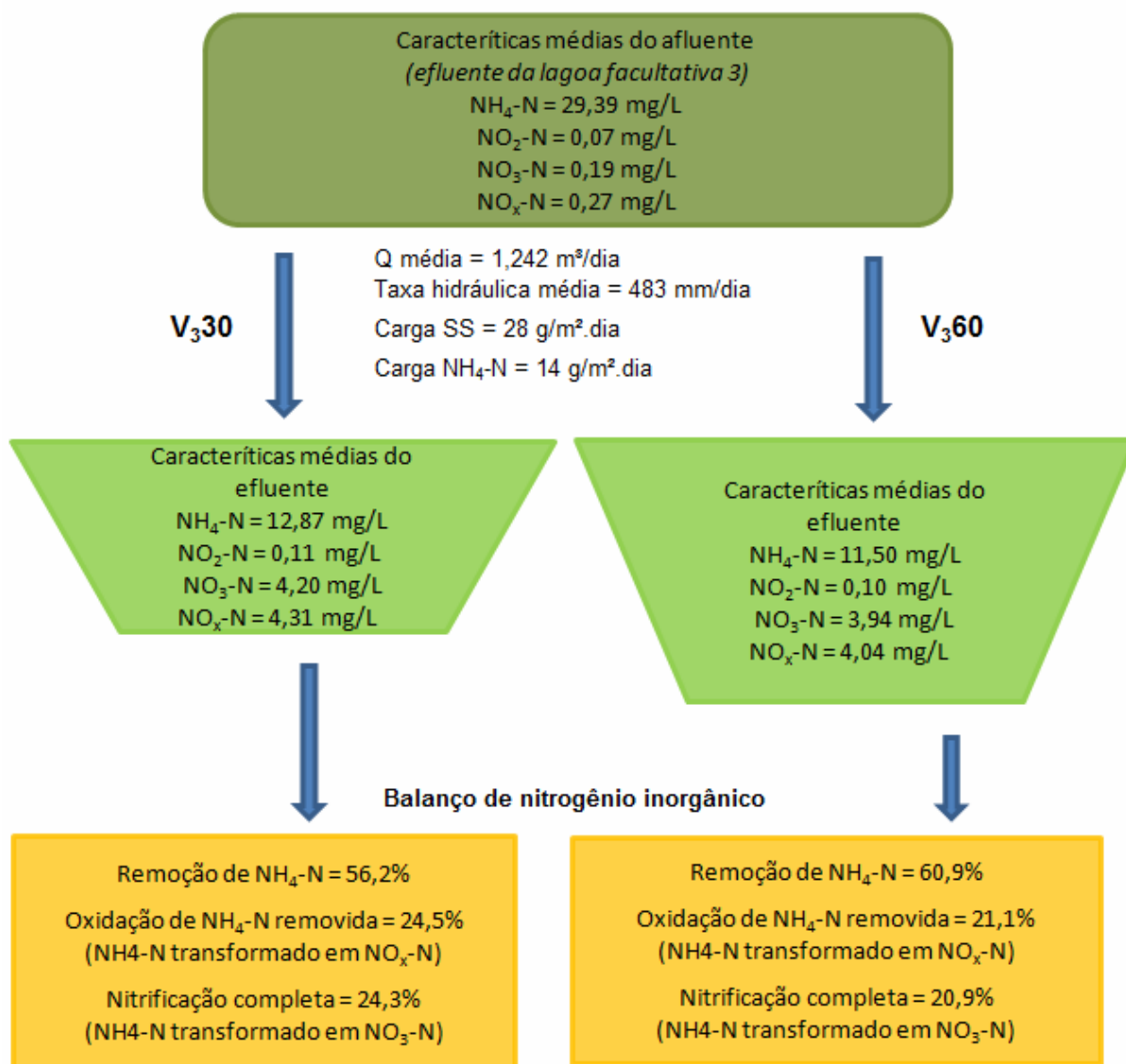


Figura 21: Balanço de nitrogênio inorgânico no par V₃₃₀ e V₃₆₀.

Avaliando-se as três figuras anteriores, pode-se perceber que o desempenho dos seis sistemas estudados foi similar em relação à remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$, mas que, por outro lado, os sistemas se comportaram de forma distinta em relação ao processo de nitrificação. Pelas Figuras 19 e 20 pode-se perceber que os pares V₁₃₀-V₁₆₀ e V₂₃₀-V₂₆₀, apesar de trabalharem em duplicata, apresentaram desempenhos distintos em relação à nitrificação. Enquanto o primeiro par (V₁₃₀-V₁₆₀) não alcançou 10% de nitrificação, o segundo par (V₂₃₀-V₂₆₀) obteve valores superiores a 20%. O comportamento em relação à nitrificação foi similar para o segundo (V₂₃₀-V₂₆₀) e o terceiro par (V₃₃₀-V₃₆₀), apesar deste último trabalhar com cargas aplicadas mais elevadas.

Uma hipótese para o desempenho distinto entre os pares que trabalharam em duplicata é a de que durante o ano de 2005, no trabalho realizado por Sezerino (2006), os módulos V₂30-V₂60 trabalharam com cargas aplicadas mais próximas às do presente trabalho, podendo haver a possibilidade de uma melhor adaptação com as mudanças de carga em relação ao par V₁30-V₁60, que teve um aumento mais significativo nas suas cargas.

Avaliando-se o valor do pH afluente aos filtros ($7,69 \pm 0,28$), observa-se que este se mostrou adequado para o processo de nitrificação, ou seja, dentro da faixa (7,5-8,6) recomendada por IWA (2000). Após a passagem do efluente através do meio filtrante ocorre um decréscimo no valor de pH e da alcalinidade. Uma parte desta redução pode ser causada pelo processo de nitrificação que ocorreu nos filtros.

Platzer (1999) recomenda que sejam aplicadas no máximo 6,5gNTK/m².d para que a nitrificação seja efetiva. No entanto, Cooper *et al.* (1997) relataram bons resultados com cargas aplicadas de 48gNH₄-N/m².d em sistemas projetados como tratamento terciário (onde a DBO₅ afluente era menor que 30mg/L). No presente trabalho, as cargas em termos de NH₄-N foram inferiores às utilizadas por estes autores, mas o valor médio da DBO afluente foi de 136mg/L.

Os resultados obtidos por Sezerino (2006) nos mesmos módulos piloto, porém com cargas aplicadas menores, como apresentado anteriormente, foram mais condizentes com outros reportados na literatura. O autor encontrou taxas de nitrificação mais elevadas nos sistemas com menores cargas superficiais aplicadas, encontrando diferenças estatísticas, em termos de NH₄-N, para os pares V₁60-V₂60 e V₁60-V₃60. Estes resultados corroboram com a opinião de Knight *et al.* (2000), que afirmam que a eficiência de tratamento em termos de porcentagem declina com o aumento das cargas aplicadas.

Uma questão que pode ter prejudicado em parte a estabilização da biota nitrificante durante o desenvolvimento deste projeto foi a ocorrência de alguns momentos de interrupção na alimentação dos filtros, devido a problemas de falta de energia ou de funcionamento das bombas de alimentação. Como a manutenção das unidades

experimentais era realizada numa freqüência de 2 vezes por semana, ocorreram momentos em que os filtros ficaram sem alimentação por até 4 dias.

Porém, na visão de outros autores, este período de repouso pode favorecer o processo de desnitrificação no próprio filtro de fluxo vertical. Meuleman *et al.* (2003), por exemplo, trabalharam com filtros plantados de fluxo vertical com alimentação intermitente, sendo 4 dias de inundação e 10 dias de repouso. Segundo os autores, o resultado desta alternância é a formação de condições aeróbias (favoráveis a nitrificação) e de condições anaeróbias (favoráveis a desnitrificação), que ocorrem alternadamente no filtro. Esta seria uma primeira hipótese para as altas remoções de $\text{NH}_4\text{-N}$ e baixas concentrações efluentes de $\text{NO}_3\text{-N}$.

A segunda hipótese seria considerar que os seis módulos piloto alcançaram consideráveis remoções de $\text{NH}_4\text{-N}$, mas que somente uma parte desta remoção se deu via nitrificação (baseado nas baixas concentrações efluentes de $\text{NO}_3\text{-N}$). Desta forma, resta estabelecer outras possíveis formas de remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ nos filtros plantados com macrófitas. Hafner e Jewell (2006), por exemplo, destacam a importância da remoção de N nos filtros plantados via acumulação de detritos.

Os seis módulos verticais também foram avaliados em relação à transferência de oxigênio. Esta avaliação foi realizada através do modelo de previsão de transporte de oxigênio nos filtros plantados com macrófitas propostos por Platzer (1999). Segundo o pesquisador, a soma das entradas de oxigênio deve ser superior a das demandas. Aplicando-se o balanço proposto por Platzer (1999) na Equação 3, obtêm-se os dados da Tabela 12.

Pela Tabela 12 se pode observar um balanço positivo de oxigênio (entradas de O_2 superiores a demanda de O_2 para a matéria carbonácea e nitrogenada) nos seis módulos pilotos de filtros plantados de fluxo vertical. Os módulos V_{330} e V_{360} foram os que apresentaram os valores mais elevados em termo de saldo de O_2 ($199,06\text{gO}_2/\text{d}$ e $197,57\text{gO}_2/\text{d}$, respectivamente). Esta diferença ocorreu devido à entrada de oxigênio por convecção que é proporcional à taxa hidráulica aplicada. Já a entrada por difusão é igual em todos os módulos, visto que todos os filtros possuem a mesma área superficial.

Tabela 12: Balanço de oxigênio realizado nos FPMV.

Módulo	Taxa hidráulica (mm/d)	Eficiência remoção DQO (%)	Carga de DQO (g/d)	Carga de NTK (g/d)	Demanda de O ₂ (g/d)	Entrada convecção (g/d)	Entrada difusão (g/d)	Balanço de O ₂ (g/d)
V ₁ 30	343,82	55	116,40	31,55	171,14	265,09	50,12	144,06
V ₁ 60	343,82	52	116,40	31,55	169,10	265,09	50,12	146,10
V ₂ 30	343,82	54	116,40	31,55	170,34	265,09	50,12	144,87
V ₂ 60	343,82	60	116,40	31,55	175,60	265,09	50,12	139,61
V ₃ 30	483,13	48	135,59	44,33	223,54	372,49	50,12	199,06
V ₃ 60	483,13	50	135,59	44,33	225,04	372,49	50,12	197,57

Observações:

- i) Área superficial dos FPMV = 2,57m²;
- ii) Três alimentações diárias;
- iii) Foram consideradas as remoções obtidas em cada FPMV em termos de DQO, diferentemente dos 85% previstos por Platzer (1999).

Vale lembrar que esta é uma modelação teórica, que estima o balanço de O₂ para as condições ótimas de funcionamento, não levando em consideração as falhas do sistema como, por exemplo, os períodos sem alimentação.

No trabalho realizado por Platzer (1999), a taxa hidráulica máxima aplicada foi de 250mm/dia para que a nitrificação fosse efetiva e um limite de 6,5gNTK/m².d foi estabelecido. No presente trabalho taxas e cargas muito mais elevadas foram aplicadas nos filtros.

Platzer (1999) sugere, para o caso de se obter resultados negativos no balanço de oxigênio, reduzir o número de alimentações, recomendando de 2 a 3 alimentações/dia; aumentar a área superficial do filtro e/ou recircular o efluente, aumentando, desta forma, a entrada de oxigênio por convecção.

Segundo Molle *et al.* (2006), para uma mesma taxa hidráulica, aumentar o número de alimentações é positivo para o tempo de retenção hidráulico, mas negativo para a difusão de oxigênio. Ao contrário, ou seja, favorecendo altos volumes de alimentação, é positivo para a oxigenação do sistema, mas negativo para o tempo de retenção hidráulico.

Além das frações nitrogenadas, outros parâmetros também foram avaliados nos filtros plantados.

Aplicando-se o teste ANOVA para o parâmetro DQO no efluente dos filtros plantados, pode ser observado que não houve diferenças estatisticamente significativas quando o filtro V₃30 é comparado com os filtros V₁30 ($p = 0,6127 > \alpha$) e V₂30 ($p = 0,8353 > \alpha$) e quando o filtro V₃60 é comparado com os filtros V₁60 ($p = 0,9885 > \alpha$) e V₂60 ($p = 0,1437 > \alpha$). Desta forma, a aplicação do modelo proposto por Platzer (1999) leva a escolha dos filtros V₃30 e V₃60 em relação à vantagem do maior carregamento e, dentre estes, ao filtro V₃30, visto a vantagem econômica em relação à menor profundidade do material filtrante.

A Figura 22 apresenta o gráfico tipo *Box plot* para o parâmetro DQO em todas as unidades de tratamento.

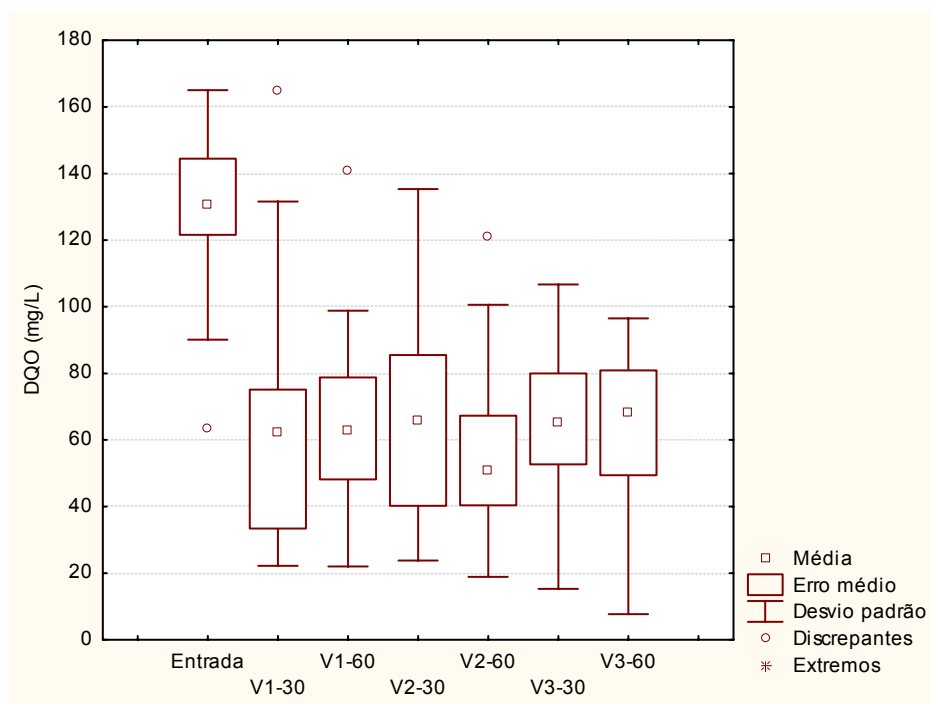


Figura 22: Gráfico tipo Box plot obtido com o monitoramento dos módulos FPMV.

Em relação ao parâmetro sólidos suspensos foi observado uma concordância nas concentrações efluentes em relação à concentração afluenta. Pode-se observar pela Figura 23 que a partir do mês de junho a concentração afluenta começa a aumentar e as concentrações efluentes seguem a mesma tendência.

Analisando a eficiência de remoção deste parâmetro ao longo do ano, pode-se perceber nos meses mais frios (outono/inverno) uma queda nos valores de remoção (Tabela 13).

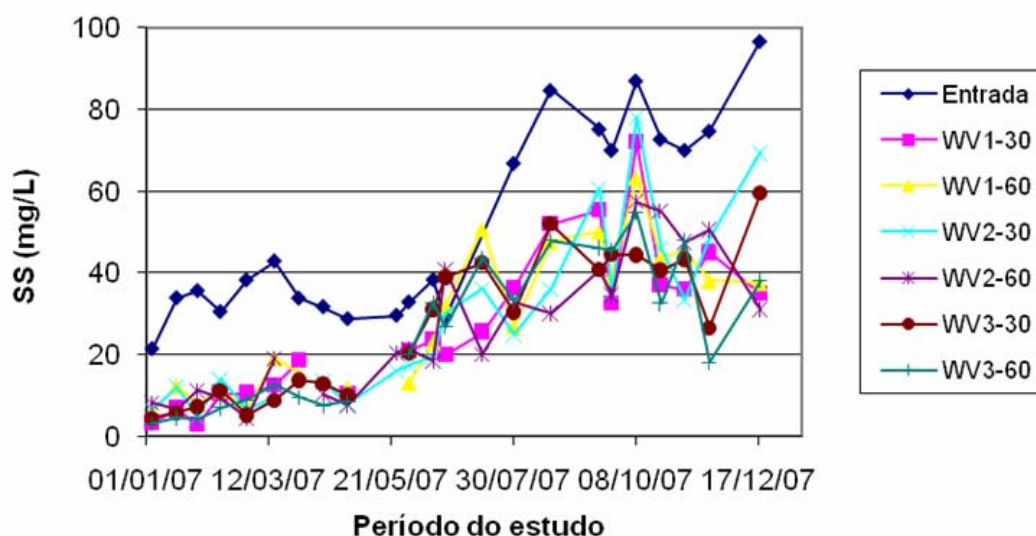


Figura 23: Concentrações afluentes e efluentes em termos de SS nos módulos verticais ao longo do período de estudo.

Tabela 13: Eficiência de remoção de SS nos meses mais quentes e nos meses mais frios.

	V ₁₃₀	V ₁₆₀	V ₂₃₀	V ₂₆₀	V ₃₃₀	V ₃₆₀
Eficiência Média (%)	47	44	44	49	47	51
Eficiência Média nos meses mais quentes (%)	55	51	46	50	55	59
Eficiência Média nos meses mais frios (%)	35	33	42	46	35	39

Durante todo o período de estudo não foram observados desprendimentos de biomassa, que poderiam ser identificados caso houvesse concentrações efluentes de SS superiores à concentração afluenta. Desta forma acredita-se que a biota microbiana presente nos filtros foi capaz de degradar os sólidos retidos nos poros do material filtrante.

Em relação às condições meteorológicas, os dados climáticos obtidos junto à Estação Meteorológica de São José/SC, durante o período do estudo (janeiro a dezembro de 2007), apresentaram os seguintes valores médios (Tabela 14):

Os valores médios mensais de temperatura, de precipitação e de evaporação, durante o ano de 2007, estão ilustrados na Figura 24.

Tabela 14: Dados climáticos obtidos junto à Estação Meteorológica de São José/SC durante o ano de 2007.

Dado climático	Valor
Precipitação média	118,5 mm/mês
Evaporação média	99,0 mm/mês
Evaporação media nos filtros plantados (80% da evaporação média) (IWA,2000)	79,2 mm/mês
Temperatura média do ar no verão	25,5 °C
Temperatura média do ar no inverno	16,0 °C
Insolação (horas de brilho solar) média no verão	6,5 horas
Insolação (horas de brilho solar) média no inverno	4,4 horas

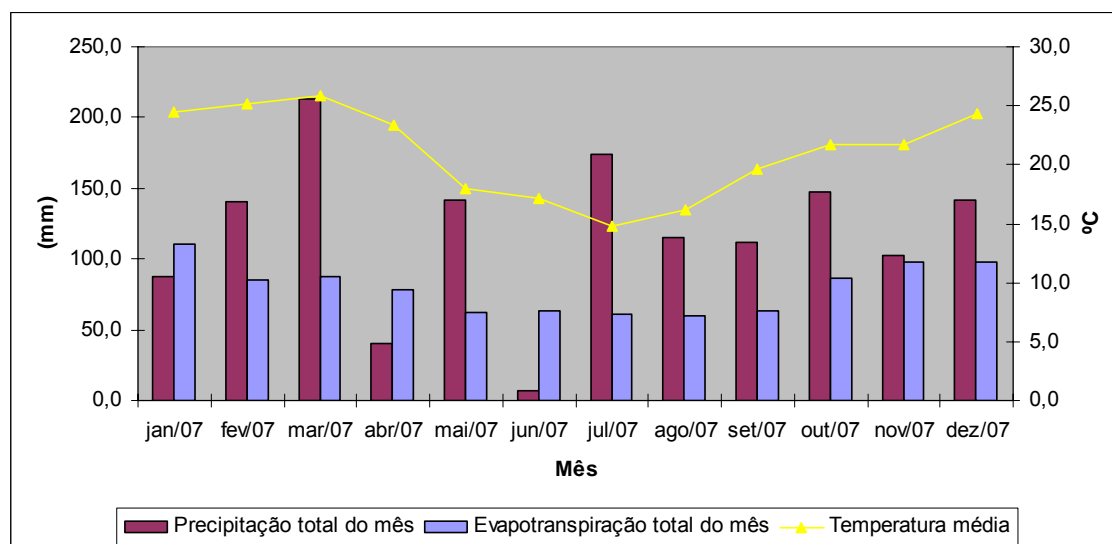


Figura 24: Média mensal dos dados meteorológicos (janeiro a dezembro de 2007).

As concentrações afluentes e efluentes dos compostos orgânicos e nutrientes nos filtros plantados podem ser influenciadas por outras formas de entrada ou saída de água/efluente no filtro. Nos filtros plantados com macrófitas de escoamento subsuperficial as principais formas são a precipitação e a evapotranspiração⁴ (IWA, 2000). A precipitação dilui as concentrações dos poluentes nos filtros plantados, enquanto que a evapotranspiração aumenta as concentrações dos poluentes.

⁴ **Evapotranspiração (ET)** é a combinação da transpiração (T) e da evaporação (E), sendo $ET = T + E$. Fonte: <<http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/milho/glossario.htm#e>>. **Evapotranspiração** é o processo natural realizado por vegetais para perderem água para o ambiente, por meio do qual a vegetação e o solo enviam para a atmosfera umidade, aumentando a umidade do ar, tornando as chuvas mais constantes. Fonte: <<http://pt.wikipedia.org/wiki/Evapotranspiração>>.

Desta forma, o balanço de água nos filtros plantados com macrófitas pode ser realizado por meio da Equação 22.

$$Q_a = Q_e + (P - ET) \times A \quad (22)$$

Onde: Q_a = vazão afluyente (m^3/dia); Q_e = vazão efluente (m^3/dia); P = precipitação (m/dia); ET = evapotranspiração (m/dia) e A = área do filtro plantado (m^2).

Segundo IWA (2000), a estimativa mais simples para prever a evapotranspiração de um filtro plantado com macrófitas, é considerar a mesma evapotranspiração de um lago, que é aproximadamente 80% da evaporação de uma bacia de evaporação.

Calculando-se a diferença entre a precipitação total e a evapotranspiração total de cada mês, observa-se uma maior diferença no mês de março, quando esta diferença foi de 125,9mm a mais de precipitação do que de evapotranspiração. Esta diferença de 125,9mm/mês é equivalente a somente 0,87% da vazão dos filtros V_3 e a 1,22% da vazão total dos filtros V_1 e V_2 , promovendo, assim, uma diluição pouco representativa nos filtros plantados.

5.2 DESEMPENHO DOS WETLANDS DE FLUXO HORIZONTAL

Os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, expressos pelo número de amostragens (n), a média, o desvio padrão (DP) e os valores mínimo e máximo, determinados para o efluente da lagoa facultativa 3, para a caixa de mistura M_{1-2} (recebe o efluente dos filtros V_1 e V_2), para a caixa de mistura M_3 (recebe o efluente dos filtros V_3) e para o efluente dos FPMH estão apresentados nas Tabelas 15 e 16.

Tabela 15: Resultados físico-químicos e bacteriológicos para o efluente da LF₃, caixa de mistura M₃ e efluente do filtro H₁ durante o período de estudo.

Parâmetros		Entrada (Efluente da LF ₃)	M ₃ Mistura V ₃	H ₁ - Brita
pH (n = 22)	Média ± DP	7,69 ± 0,28	6,57 ± 0,47	7,20 ± 0,27
	Mín-Máx	6,60 - 7,98	5,31 - 7,26	6,33 - 7,60
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	Média ± DP	235,9 ± 48,2	104,6 ± 52,6	151,8 ± 54,0
	Mín-Máx	113,8 - 323,2	10,4 - 187,7	61,8 - 245,4
DQO (mg/L) (n = 22)	Média ± DP	127,0 ± 23,9	71,9 ± 26,1	42,0 ± 16,3
	Mín-Máx	63,5 - 148,7	26,2 - 152,5	18,8 - 78,3
SS (mg/L) (n = 23)	Média ± DP	51,1 ± 23,6	26,9 ± 16,4	12,5 ± 9,2
	Mín-Máx	21,4 - 96,7	4,0 - 56,7	2,2 - 27,6
ST (mg/L) (n = 12)	Média ± DP	3815 ± 2668	2898 ± 1147	3191 ± 624
	Mín-Máx	1301 - 9752	1318 - 4489	2534 - 4253
NH ₄ -N (mg/L) (n = 25)	Média ± DP	29,39 ± 6,83	12,64 ± 5,75	8,41 ± 4,36
	Mín-Máx	5,87 - 38,35	3,20 - 32,70	1,09 - 15,97
NO ₃ -N (mg/L) (n = 25)	Média ± DP	0,45 ± 1,1	4,19 ± 4,14	1,71 ± 1,21
	Mín-Máx	0,12 - 4,83	0,14 - 17,68	0,01 - 3,46
PO ₄ -P (mg/L) (n = 25)	Média ± DP	25,38 ± 11,40	12,29 ± 4,39	9,56 ± 3,32
	Mín-Máx	5,05 - 39,21	4,73 - 19,67	3,79 - 16,90
<i>E. coli</i> (log) (n = 11)	Média ± DP	3,40 ± 3,42	2,82 ± 2,82	2,57 ± 3,01
	Mín-Máx	2,00 - 3,89	1,00 - 3,29	1,00 - 3,51

Os parâmetros também foram analisados em termos percentuais de remoção (Tabela 17). As remoções foram calculadas para cada filtro plantado horizontal (H₁ com brita e H₂ com areia) e também em termos globais, ou seja, considerando a seqüência tecnológica lagoa facultativa → filtros plantados de fluxo vertical → filtros plantados de fluxo horizontal.

Por meio da Tabela 17, pode-se observar um melhor desempenho do filtro H₂, preenchido com areia grossa, comparativamente ao filtro H₁, preenchido com brita n.º 2, em relação a todos os parâmetros. Com a aplicação do teste ANOVA, foram observadas diferenças entre o desempenho dos dois sistemas para os parâmetros NH₄-N, PO₄-P, DQO e SS (Tabela 18).

Tabela 16: Resultados físico-químicos e bacteriológicos para o efluente da LF₃, caixa de mistura M₁₋₂ e efluente do filtro H₂ durante o período de estudo.

Parâmetros		Entrada (Efluente da LF ₃)		M ₁₋₂ Mistura V ₁ e V ₂		H ₂ - Areia	
pH (n = 22)	Média ± DP	7,69	± 0,28	6,52	± 0,38	6,76	± 0,28
	Mín-Máx	6,60	7,98	5,47	7,18	6,18	7,19
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)	Média ± DP	235,9	48,2	93,0	± 45,6	119,2	± 40,8
	Mín-Máx	113,8	323,2	14,9	175,0	47,7	173,9
DQO (mg/L) (n = 22)	Média ± DP	127,0	23,9	71,3	± 28,3	29,8	± 14,6
	Mín-Máx	63,5	148,7	26,6	140,9	7,9	68,8
SS (mg/L) (n = 23)	Média ± DP	51,1	23,6	27,6	± 17,6	6,5	± 5,7
	Mín-Máx	21,4	96,7	4,3	65,3	0,0	18,5
ST (mg/L) (n = 12)	Média ± DP	3815	2668	2771	± 1137	2864	± 1141
	Mín-Máx	1301	9752	982	4174	998	4134
NH ₄ -N (mg/L) (n = 25)	Média ± DP	29,39	6,83	10,39	± 4,47	3,55	± 3,24
	Mín-Máx	5,87	38,35	1,68	18,95	0,33	13,41
NO ₃ -N (mg/L) (n = 25)	Média ± DP	0,45	1,1	4,02	± 3,56	1,58	± 1,10
	Mín-Máx	0,12	4,83	0,21	12,85	0,01	3,88
PO ₄ -P (mg/L) (n = 25)	Média ± DP	25,38	11,40	13,97	± 5,07	4,82	± 2,96
	Mín-Máx	5,05	39,21	4,79	20,95	1,50	12,31
<i>E. coli</i> (log) (n = 11)	Média ± DP	3,40	3,42	2,98	± 2,94	1,84	± 2,06
	Mín-Máx	2,00	3,89	1,00	3,46	1,00	2,49

Tabela 17: Eficiências de remoção nos FPMH e globais (em relação à lagoa facultativas 3).

Parâmetros	H ₁ - Brita		H ₂ - Areia	
	Eficiência H ₁	Eficiência global	Eficiência H ₂	Eficiência global
DQO (mg/L)	42%	67%	58%	77%
SS (mg/L)	54%	76%	76%	87%
ST (mg/L)	*	16%	*	25%
NH ₄ -N (mg/L)	33%	71%	66%	88%
NO ₃ -N (mg/L)	59%	—	61%	—
PO ₄ -P (mg/L)	22%	62%	65%	81%
<i>E. coli</i> (log)	0,25 logs removidos	0,83 logs removidos	1,14 logs removidos	1,56 logs removidos

* O sistema não apresentou eficiência de remoção.

Tabela 18: Resultados obtidos com o teste ANOVA entre os FPMH.

Parâmetro	Valor de p
NH ₄ -N	0,0001 < α
NO ₃ -N	0,8645 > α
PO ₄ -P	0,0040 < α
DQO	0,0310 < α
<i>E. coli</i>	0,3370 > α
SS	0,0211 < α
ST	0,4980 > α

$p > \alpha$ aceita-se H_0 ; $p < \alpha$ rejeita-se H_0 e aceita-se H_1 ;

H_0 : as médias são iguais, ou seja, não há diferença entre os tratamentos;

H_1 : as médias são diferentes, ou seja, há diferença entre os tratamentos;

Nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

O melhor desempenho obtido pelo filtro plantado preenchido com areia vem de acordo com outros resultados apresentados na literatura, os quais destacam que filtros plantados preenchidos com material filtrante de menor granulometria, como a areia, produzem efluente com melhor qualidade do que aqueles preenchidos com material de granulometria maior, como brita (GARCÍA *et al.*, 2005). Segundo García *et al.* (2005), materiais de menor granulometria, como o cascalho fino, estudado pelos autores, promovem um melhor crescimento das macrófitas e aumentam a quantidade de poluentes retidos na biomassa.

No presente estudo, o filtro de areia apresentou melhor desempenho em relação ao filtro de brita, mesmo com a ocorrência de escoamentos superficiais (Figura 25). A observância de escoamentos superficiais é indício do processo de colmatação (Cooper *et al.*, 2005). De acordo com Mancl e Rector (1999) *apud* Suliman *et al.* (2006a), os filtros plantados com macrófitas podem operar por muitos anos sem repouso se o coeficiente de uniformidade (C_u) for menor do que 3. Entretanto, não é somente o valor de C_u que irá influenciar na vida útil do sistema. Também é de importância o tamanho das partículas do sistema. Os mesmos autores destacam, que em filtros preenchidos com brita, o problema de colmatação é de menor preocupação, devido à melhor performance do leito filtrante em termos hidráulicos.



Figura 25: Foto ilustrando o empoçamento próximo à zona de entrada no filtro H₂.

No presente estudo a areia empregada como material filtrante possuía C_u igual a 4,9. Vale destacar que o filtro plantado de areia havia sido utilizado anteriormente no trabalho de Sezerino (2006). O autor submeteu o filtro a uma taxa hidráulica de 83 mm/d e uma carga transversal média de 16,25gSS/m².d durante os meses de fevereiro à novembro de 2005. O autor não observou ocorrência de colmatação e alcançou ótimos resultados em termos de SS. Por outro lado, num outro filtro plantado similar ao anterior, mas recebendo cargas transversais médias de 52gSS/m².d (e mesma taxa hidráulica), Sezerino (2006) começou a observar a ocorrência de escoamento superficial após 16 meses de funcionamento do filtro.

Alguns fatores podem ter influenciado na ocorrência de colmatação: o material filtrante utilizado e as cargas aplicadas.

Em relação ao material filtrante, Mancl e Rector (1999) *apud* Suliman *et al.* (2006a) afirmam que se o coeficiente d_{10} variar entre 0,3 e 0,5mm, o problema da colmatação torna-se mais preocupante. No presente estudo a areia utilizada possuía d_{10} igual a 0,2; valor inferior à faixa destacada por estes autores.

Em relação às cargas aplicadas, tem-se como maior influenciadora da colmatação a deposição da matéria orgânica particulada, a qual é mensurada como SS. Contudo, segundo Sezerino (2006), não são reportados na literatura valores máximos recomendados quanto às cargas de SS aplicadas nos filtros plantados de fluxo

horizontal, pois a grande maioria dos modelos de dimensionamento relaciona-se ao parâmetro DBO_5 . Este mesmo autor explica que esta negligência quanto ao carregamento de SS, aliado aos modelos de dimensionamento que se reportam à área superficial do filtro plantado, muitas vezes, conduzem à saturação da porção inicial do filtro plantado. Deve-se, portanto, levar em consideração quantas gramas de SS serão aplicadas por unidade de área da seção transversal do maciço filtrante (carga transversal aplicada – $gSS/m^2.d$). Sezerino (2006) concluiu em seu trabalho que a taxa de 83mm/d com uma carga transversal aplicada de até $52gSS/m^2.d$, para uma concentração média afluyente limite de 80mgSS/L, mostraram-se efetivas como parâmetros de dimensionamento de FPMH, sob condições de clima subtropical.

Em relação às macrófitas nos diferentes leitos filtrante, foi observado um melhor desenvolvimento das mesmas no leito de areia (Figura 26). Esta mesma observação foi realizada por García *et al.* (2005) e García *et al.* (2003). Este último mediu a biomassa em dois filtros plantados de fluxo horizontal e encontrou maiores valores de biomassa para o filtro preenchido com cascalho fino do que para o cascalho grosso.

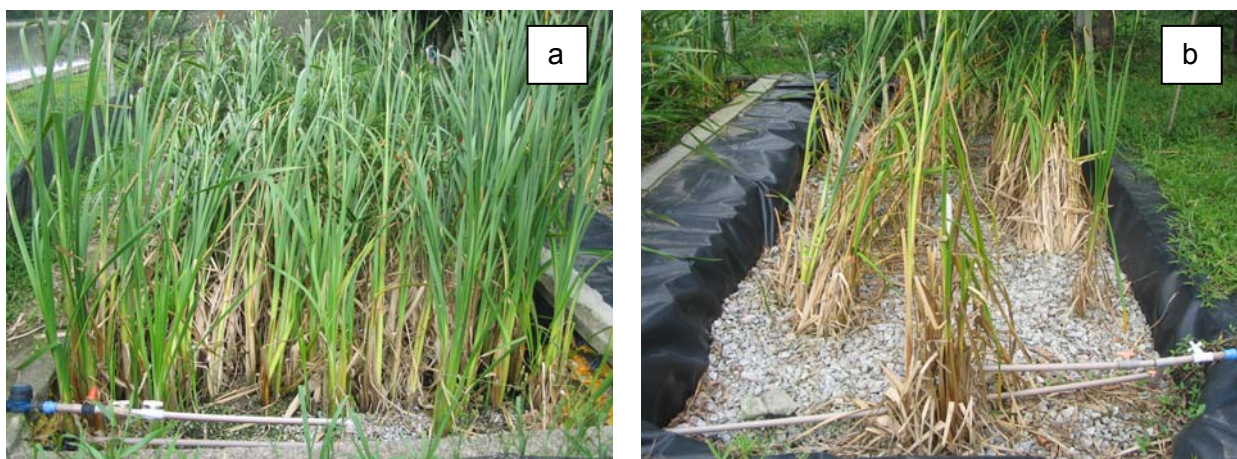


Figura 26: Filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal. Ênfase para o desenvolvimento das macrófitas. a) Filtro plantado de fluxo horizontal com areia no leito filtrante (H_2) 11 meses após o plantio; b) Filtro plantado de fluxo horizontal com brita no leito filtrante (H_1) 10 meses após o plantio.

É importante destacar que o melhor desempenho do filtro plantado preenchido com areia ocorreu mesmo com o maior tempo de operação deste filtro (3 anos) em relação ao filtro plantado preenchido com brita (1 ano).

Quando os filtros plantados de fluxo horizontal são avaliados em relação ao processo de desnitrificação, não são observadas diferenças entre o desempenho dos mesmos, tendo o filtro de areia transformado 61% do $\text{NO}_3\text{-N}$ afluente e o filtro de brita 59%. Em termos percentuais estes valores são considerados satisfatórios, mas se for analisado a remoção em termos de concentração de $\text{NO}_3\text{-N}$, tem-se que somente 2,44mg/L e 2,48mg/L, para os filtros de areia e brita, respectivamente, foram eliminados. Este fato ocorreu devido à baixa concentração afluente nos sistemas.

Avaliando-se as condições dos filtros para a ocorrência da nitrificação, observa-se nas Tabelas 13 e 14 que o pH encontra-se um pouco abaixo da faixa de pH ótima recomendada para o processo (IWA, 2000). Nas mesmas tabelas também se observa um aumento de alcalinidade, usual na ocorrência de desnitrificação.

5.3 DESEMPENHO NO SISTEMA HÍBRIDO

O desempenho dos sistemas híbridos da ETE Experimental será analisado, inicialmente, em relação às exigências das legislações a nível federal e a nível estadual e, posteriormente, em relação às transformações de nitrogênio que ocorreram nos mesmos.

O efluente final da ETE Experimental apresentou como concentração média de matéria orgânica carbonácea, expressa indiretamente pela DQO, de 42,0mg/L, para a seqüência tecnológica que encerra com o filtro de brita, e de 29,8mg/L, para a seqüência tecnológica que encerra com o filtro de areia.

A legislação ambiental do Estado de Santa Catarina, por meio do Decreto n.º 14.250 de 1981, preconiza uma concentração máxima para o lançamento de efluentes a concentração de 60mgDBO₅/L (ou 80% de eficiência de remoção). Para avaliarem-se os dados obtidos no presente trabalho com os valores estipulados pela legislação, faz-se necessário estimar a relação DQO/DBO do efluente estudado para poder obter a concentração do efluente em termos de DBO₅. No estudo

desenvolvido por Sezerino (2006) a relação DQO/DBO obtida pelo autor foi de 1,32. Desta forma, para o presente trabalho, podem-se calcular as concentrações de DBO como sendo 31,9mg/L e 22,6mg/L, respectivamente, para os filtros de brita e areia.

Desta forma, pode-se concluir que estes valores atendem o limite de lançamento estipulado pela legislação estadual. Ressalta-se que a mesma legislação reporta diferentes limites máximos de concentração, em termos de DBO₅, para a água de mistura (efluente + água do corpo receptor) de acordo com a classe do rio que receberá o efluente tratado. Para rios classe 2 este valor é de 5mg/L.

A ETE Experimental também pode ser analisada em relação aos compostos nitrogenados. A Resolução n.º 357 de 2005 do CONAMA – Conselho Nacional de meio Ambiente reporta valores máximos permitidos para lançamento de compostos nitrogenados, expresso como nitrogênio amoniacal, uma concentração de 20mgNH₄-N/L. Pelas Tabelas 15 e 16 pode-se verificar que a ETE Experimental atende a legislação federal. Vale destacar que o afluente utilizado na ETE Experimental é o efluente da ETE Continental da Casan. Assim, se for analisado o afluente à ETE Experimental, em termos de NH₄-N, pode-se observar que o mesmo não atende a legislação federal, necessitando de um polimento para remoção do NH₄-N remanescente.

Em relação aos nutrientes nitrogênio e fósforo, a legislação estadual estabelece que, nos lançamentos em trechos de corpos de água contribuintes de lagoas, lagunas e estuários, deve ser observado o limite máximo de 10,0mg/L de nitrogênio total e de 1,0mg/L de fósforo total.

Apesar de não ter sido realizado durante o experimento análises de fósforo total, se forem analisados as concentrações efluentes dos filtros de fluxo horizontal em relação ao parâmetro PO₄-P, pode-se notar que o fósforo, somente na forma de ortofosfato, já ultrapassa o valor máximo estabelecido pela legislação, apesar das remoções globais das seqüências tecnológicas terem alcançado bons valores (65% e 81%, respectivamente, para os filtros H₁ e H₂). Vale destacar que estas remoções foram alcançadas em filtros plantados preenchidos com areia, o qual é um material de baixa capacidade adsortiva (REED *et al.*, 1995).

Para o nitrogênio total somente a seqüência tecnológica que encerra com o filtro H₂ (preenchido de areia) se enquadra na legislação com um valor de 9,02mgN/L, enquanto que a seqüência tecnológica que se encerra com o filtro H₁ (preenchido de brita) apresentou um valor efluente de 15,20mgN/L.

Outro parâmetro destacado pela Resolução n.º 357 de 2005, para as condições de lançamento de efluentes, é que o pH deve estar entre 5 e 9. No presente estudo, o pH se enquadra neste intervalo. Os casos em que o pH efluente não se enquadra no intervalo estabelecido pela Resolução são mais comuns em casos de efluentes industriais.

Apesar da relevância de outros parâmetros, tais como os sólidos suspensos, perante a degradação ambiental, não há restrições quanto à máxima concentração permitida a ser lançada no ambiente, destaca Sezerino (2006). As legislações ambientais, a nível federal (Resolução n.º 357/2005) e estadual (Decreto n.º 14.250/1981), nada reportam em relação aos sólidos suspensos. Destacam, apenas, que não é permitido o lançamento de efluentes líquidos com a presença de materiais flutuantes.

O balanço de nitrogênio durante todo o período do estudo está mostrado na Figura 27. Este balanço foi realizado baseado nas concentrações de NH₄-N, NO₂-N e NO₃-N somadas. Observam-se, pela Figura 27, boas remoções de nitrogênio em ambas as seqüências tecnológicas.

Entretanto, a principal via de remoção de NH₄-N nos filtros plantados de fluxo vertical não foi a nitrificação, como pode ser observado nas Figuras 28, 29, 30, 31, 32 e 33. As figuras mostram as remoções, em termos de concentração, de NH₄-N muito superiores em relação à produção de NO_x-N.

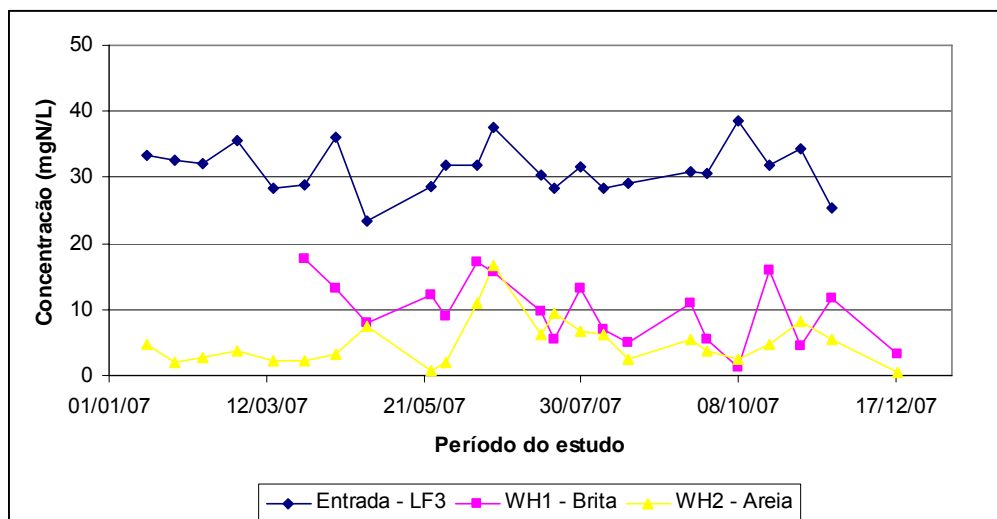


Figura 27: Balanço de nitrogênio nas seqüências tecnológicas baseado nas concentrações de $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ e $\text{NO}_3\text{-N}$.

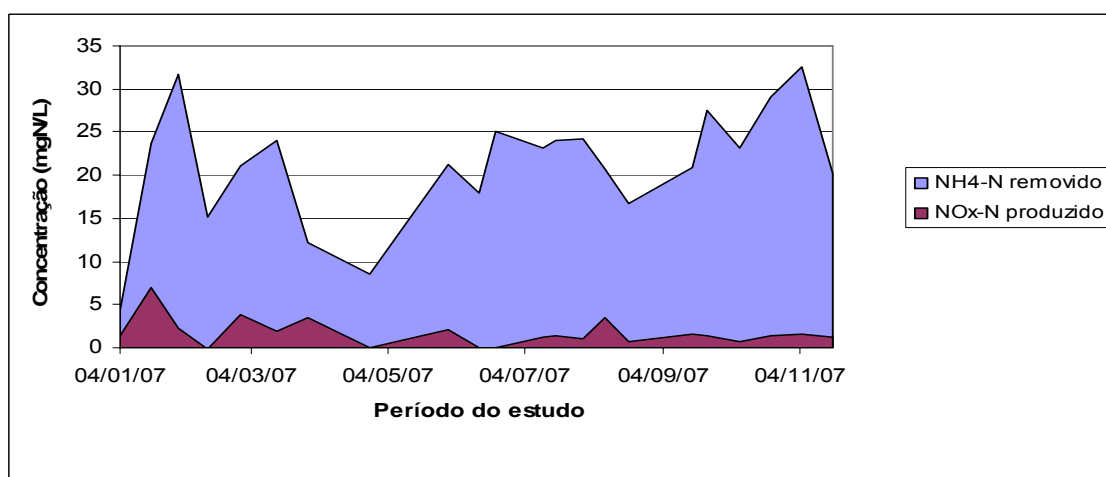


Figura 28: Remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ e produção de $\text{NO}_x\text{-N}$ no V₁₃₀ durante o período do estudo.

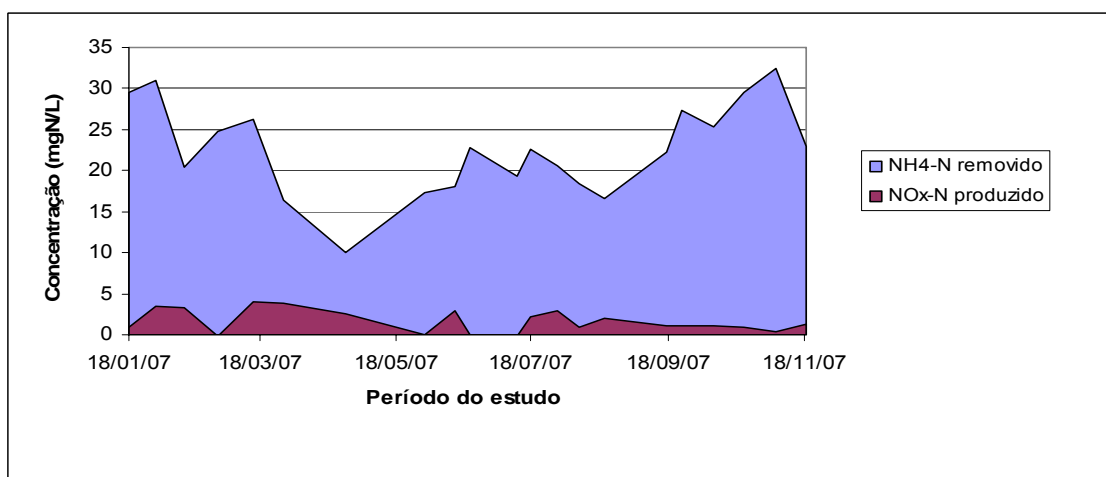


Figura 29: Remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ e produção de $\text{NO}_x\text{-N}$ no V₁₆₀ durante o período do estudo.

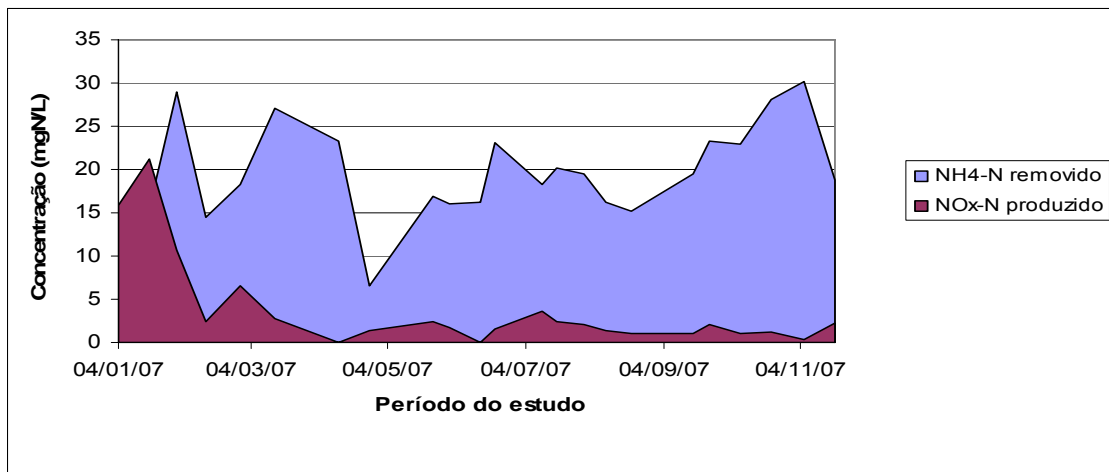


Figura 30: Remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ e produção de $\text{NO}_x\text{-N}$ no V₂₃₀ durante o período do estudo.

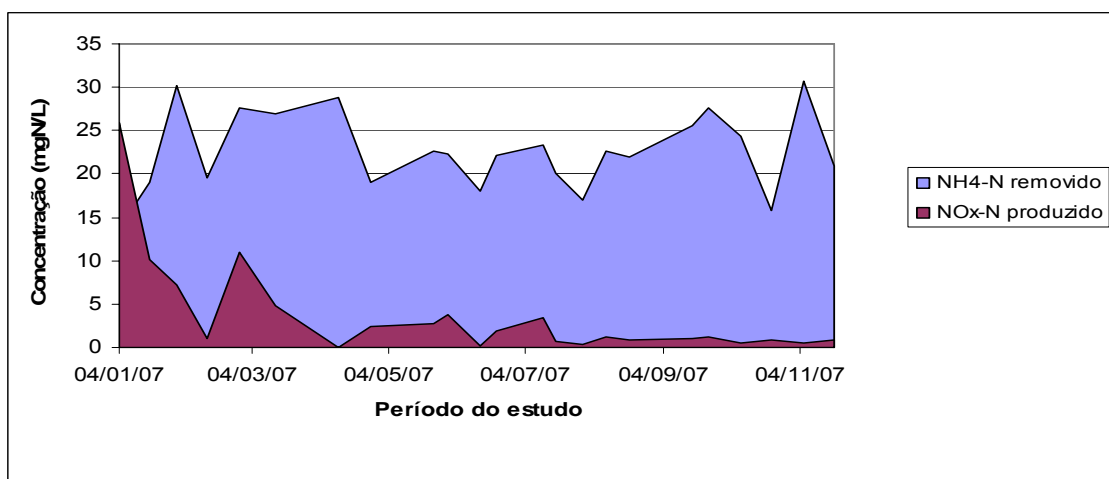


Figura 31: Remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ e produção de $\text{NO}_x\text{-N}$ no V₂₆₀ durante o período do estudo.

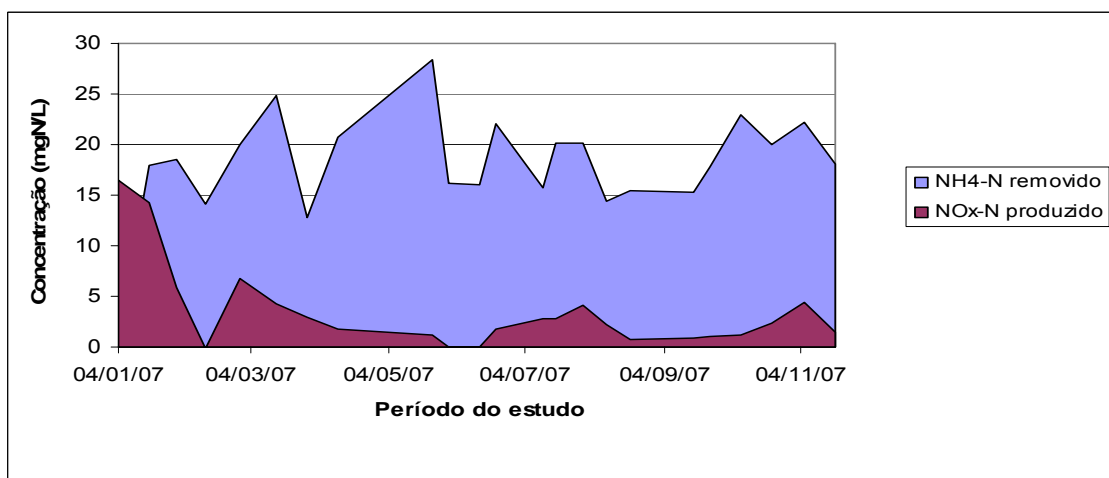


Figura 32: Remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ e produção de $\text{NO}_x\text{-N}$ no V₃₃₀ durante o período do estudo.

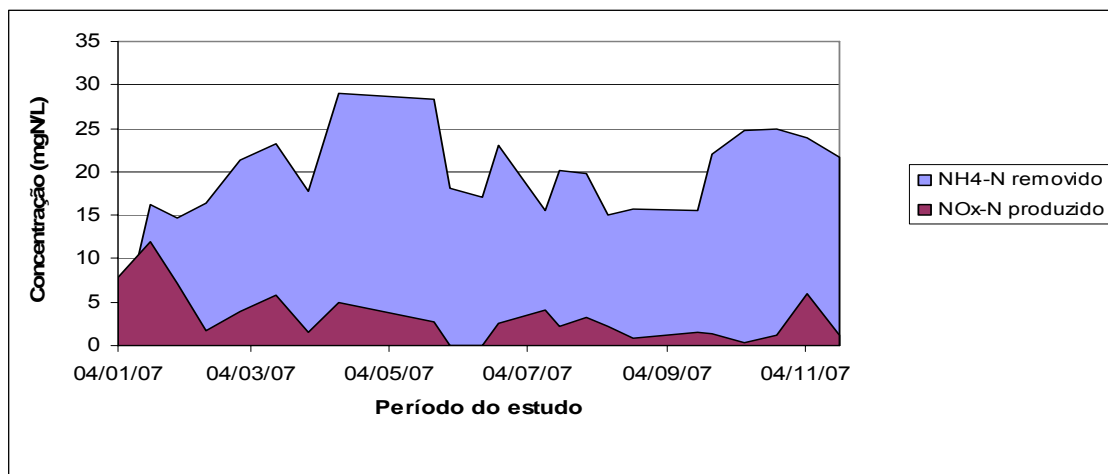


Figura 33: Remoção de NH₄-N e produção de NO_x-N no V₃60 durante o período do estudo.

Como destacado anteriormente, a remoção de NH₄-N nos FPMV alcançou valores na faixa de 56%-74%, sendo a nitrificação responsável por somente 9,8-24,5%. A maior forma de remoção de NH₄-N foi atribuída à acumulação de detritos no material filtrante.

Como as concentrações afluentes de NO₃-N nos FPMH foram baixas, portanto, sem muita necessidade de desnitrificar o efluente, os módulos de fluxo horizontal serviram como polimento do NH₄-N remanescente dos FPMV, removendo 33% e 66%, respectivamente, nos filtros preenchidos com brita e areia (ver Tabela 17). A remoção de NH₄-N nestas unidades também pode ser atribuída à acumulação de sólidos no material filtrante, visto que a unidade preenchida com material filtrante de maior granulometria (brita) obteve menor remoção de NH₄-N e a unidade preenchida com material filtrante de menor granulometria (areia) obteve maior remoção.

6 CONCLUSÕES

A partir do monitoramento e avaliação, ao longo de 1 ano, de duas seqüências tecnológicas envolvendo sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas (filtros plantados de fluxo vertical seguidos por filtros plantados de fluxo horizontal), pôde-se concluir que:

- Quanto às frações nitrogenadas nos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (FPMV):
 - os módulos de FPMV alcançaram bons valores de remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$, variando entre 56,2%-74,0%;
 - a nitrificação não foi muito efetiva nos módulos FPMV, correspondendo a somente 9,8-24,5% da remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$;
 - parte da remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ nos FPMV pode ser atribuída à incorporação de biomassa nos poros do material filtrante;
- Quanto ao material filtrante dos FPMV:
 - os FPMV preenchidos com diferentes profundidades de material filtrante (0,30m e 0,60m) não apresentaram diferenças estatísticas para as frações de nitrogênio inorgânico, exceto para o par $V_{230}\text{-}V_{260}$ em termos de $\text{NH}_4\text{-N}$;
 - os ensaios de condutividade hidráulica da areia utilizada nos FPMV apresentaram resultados na ordem de 10^{-3}cm/s para todos os 6 módulos piloto, mesmo após estes terem trabalhado por 9 meses recebendo cargas superficiais diferentes. O coeficiente de condutividade hidráulica na ordem de 10^{-3}cm/s é superior aos valores mínimos recomendados na literatura;

- Quanto ao material filtrante dos FPMV e do filtro H₂:

- a areia, apesar de ser um material de baixa capacidade adsortiva, foi capaz de remover PO₄-P tanto nos módulos de fluxo vertical, quanto no módulo H₂. Provavelmente o biofilme associado favoreceu esta remoção;

- a areia grossa utilizada nos filtros plantados com macrófitas (areia comum de construção, vendida em lojas de matérias de construção) não atendeu as recomendações mais exigentes da literatura em termos de coeficiente de uniformidade (C_u). Destaca-se que pode haver dificuldades em encontrar areia que se enquadre nestas recomendações;

- Quanto aos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal (FPMH):

- as cargas transversais aplicadas em FPMH preenchidos com brita podem ser superiores àquelas aplicadas em FPMH preenchidos com areia, devido à maior condutividade hidráulica do material (ordem de 10⁻¹cm/s, enquanto a areia ensaiada apresentou condutividade na ordem de 10⁻³cm/s) e baixo risco de colmatção;

- a brita utilizada como material filtrante em um dos filtros plantados de fluxo horizontal estudados apresentou baixo desempenho de remoção de NH₄-N, PO₄-P, DQO e SS comparativamente ao filtro H₂, preenchido com areia;

- com uma carga transversal aplicada de 16,1gSS/m².d observou-se ocorrência de escoamento superficial somente no início do terceiro ano de funcionamento do filtro H₂, entretanto, durante a ocorrência de escoamento superficial, não ocorreram alterações no desempenho do filtro H₂;

- Quanto às frações nitrogenadas nos FPMH:

- boas remoções de NO₃-N foram observadas em ambos os FPMH, entretanto, em termos de concentração, os valores removidos de NO₃-N foram baixos;

- devido às baixas concentrações afluentes de $\text{NO}_3\text{-N}$ nos FPMH, estes módulos serviram como polimento do $\text{NH}_4\text{-N}$ remanescente dos filtros de fluxo vertical;

- Quanto ao sistema híbrido:

- os sistemas híbridos atenderem a legislação em termos de nitrogênio, efetuando um polimento no efluente final da lagoa facultativa 3;

- os sistemas híbridos não atenderam a legislação em termos de fósforo, requerendo tratamento complementar específico para a remoção deste;

- em avaliação geral dos sistemas híbridos, os mesmos apresentaram remoções satisfatórias em termos de nitrogênio e matéria orgânica, apesar das baixas taxas de nitrificação;

- no balanço hídrico a máxima diferença entre a precipitação e a evapotranspiração correspondeu a 1,22% da vazão total dos FPMV, sendo, esta diluição, considerada pouco representativa;

- todas as unidades experimentais apresentaram pouca manutenção, requerendo somente a retirada de espécies invasoras, mostrando-se de fácil aplicação em locais sem disponibilidade de mão-de-obra especializada. Ressalta-se que as espécies invasoras foram retiradas por tratar-se de um sistema experimental na qual foi estudada a macrófita *Typha domingensis*, contudo, em sistemas em escala real a retirada desta plantas seria necessária considerando-se as questões estéticas.

7 RECOMENDAÇÕES

Por meio do estudo desenvolvido e dos resultados obtidos durante a operação, ao longo de 1 ano, de sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas, recomenda-se:

- realizar o ensaio de granulometria e de permeabilidade nos materiais filtrantes previamente à implantação do filtro plantado com macrófitas;
- não trabalhar apenas com a equação da cinética de 1ª ordem (para o dimensionamento dos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal), pois esta é baseada somente na degradação da DBO₅. Recomenda-se trabalhar também com valores máximos de cargas transversais aplicadas em termos de SS (gSS/m².d) no leito filtrante;
- associar FPMH preenchidos com brita em série com outro FPMH preenchido com material de menor granulometria, auxiliando, desta forma, na remoção de sólidos que poderiam influenciar na ocorrência de colmatação no FPMH subsequente;
- reduzir as cargas aplicadas transversalmente em termos de SS ou trabalhar com 2 ou mais unidades de FPMH, para que estas possam trabalhar em alternância, no caso de ocorrência de escoamento superficial. A redução das cargas aplicadas pode ser realizada de duas formas: reduzindo-se as taxas hidráulicas ao filtro ou ampliando-se a área transversal de distribuição do efluente. A ampliação da área transversal pode ser realizada sem alterar a área superficial do filtro, simplesmente alimentando o efluente ao longo do seu comprimento, ao invés da largura;
- continuar estudando sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas no Brasil, mantendo-se as cargas aplicadas estudadas, mas trabalhando com menores taxas hidráulicas;

- analisar melhor o fenômeno de incorporação de nitrogênio na biomassa e de acumulação de sólidos nos poros do material filtrante, através da análise do biofilme aderido e do material filtrante.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Dairy Products**. 12th ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 1972. 345 p.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th. Washington: APHA-AWWA-WEF, 1998. 1195 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Solo: análise granulométrica: método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1984. 13 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13292**: Solo: determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante. Rio de Janeiro: ABNT, 1995. 8 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 57 p.

ARIAS, Carlos. A.; DEL BUBBA, Massimo; BRIX, Hans. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Wat. Res.**, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, Apr. 2001.

BARRETO, Cassiano de Oliveira. **Eficiência de leito de macrófitas como unidade de polimento de indústria de aditivos para ração**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Unicamp. Campinas, 2005. 53 f.

BAYLEY, Mark L.; DAVISON, Leigh; HEADLEY, Thomas R. Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and pre-nitrification. **Wat. Sci. Tech.**, v. 48, n. 5, p. 175-182, 2003.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Resolução n.º 357 de 17 de março de 2005.

BRIX, Hans. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - The Root-Zone Method. **Wat. Sci. Tech.**, v. 19, n. 1/2, p. 107-118, 1987.

BRIX, Hans. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Wat. Sci. Tech.**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BRIX, Hans; ARIAS, Carlos. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 491-500, Dec. 2005.

CAPUTO, Homero Pinto. **Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos**. 6. ed., v. 1. Rio de Janeiro: LTC Editora, 1996. 233 p.

COLLAÇO, Andréia de Barros. **Uso de pneu "picado" como meio suporte de leitões cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2001. 65 f.

COOPER, Paul; SMITH, Mark; MAYNARD, Henrietta. The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system. **Wat. Sci. Tech.**, v. 35, n. 5, p. 215-221, 1997.

COOPER, Paul. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Wat. Sci. Tech.**, v. 40, n.3, p. 1-9, 1999.

COOPER, Paul; GRIFFIN, Paul; HUMPHRIES, Stuart; POUND, Adrian. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. **Wat. Sci. Tech.**, v.40, n.3, p. 283-289, 1999.

COOPER, Paul. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. **Wat. Sci. Tech.**, v. 51, n. 9, p. 81-90, 2005.

COSTA, Rejane Helena Ribeiro da. **Etude du controle du biofilm developpé dans um lit fluidisé triphasique em epuration carboné aérobie**. Tese de Doutorado, Institut National des Sciences Appliquées (INSA). Toulouse, 1989. 256 f.

CRITES, Ronald W. ; TCHOBANOGLOUS, George. **Small and decentralized wastewater management systems**. New York: McGraw-Hill, 1998. 1084 p.

DECAMP, O.; WARREN, A.; SANCHEZ, R. The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators. **Wat. Sci. Tech.**, v. 40, n. 3, p. 91-97, 1999.

DRI, Nara. **Re: Dados Solicitados** [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por: <debora_po@yahoo.com.br>. em: 28 fev. 2008.

DRIZO, Aleksandra; FROST, C. A.; SMITH, K. A.; GRACE, J. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal sub-surface flow, using shale as a substrate. **Wat. Sci. Tech.**, v. 35, n. 5, p. 95-102, 1997.

ESTEVEES, Francisco de Assis. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998. 575 p.

ESTEVEES, Bruno dos Santos; SUZUKI, Marina Satika. Composição elementar e bioquímica de *Typha domingensis* da lagoa do Campelo, Campos dos Goytacazes/São Francisco do Itabapoana – RJ. Universidade estadual do norte fluminense. **Resumos do 56º Congresso Nacional de Botânica**. Curitiba, 2005.

FELDE, Katrin Von; KUNST, Sabine. N- and COD- removal in vertical-flow systems. **Wat. Sci. Tech.**, v. 35, n. 5, p. 79-85, 1997.

Fundação Getúlio Vargas – FGV. Trata Brasil: Saneamento e Saúde. Disponível em: <www.fgv.br/cps/tratabrasil>. Acesso em 27 de novembro de 2007.

GARCÍA, Joan; OJEDA, Esther; SALES, Sales; CHICO, Fran; PÍRIZ, Toni; AGUIRRE, Paula; MUJERIEGO, Rafael. Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. **Ecological Engineering**, v. 21, n. 2-3, p. 129-142, Dec. 2003.

GARCÍA, Joan; AGUIRRE, Paula; BARRAGÁN, Jesús; MUJERIEGO, Rafael; MATAMOROS, Victor; BAYONA, Josep M. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, n. 25, p. 405-418, 2005.

GELLER, Gunther. Horizontal subsurface flow system in the german speaking countries: summary of long-term scientific and practical experience; recommendations. **Wat. Sci. Tech.**, v. 35, n. 5, p. 157-166, 1997.

GREENWAY, M.; WOOLLEY, A. Changes in plant biomass and nutrient removal over 3 years in a constructed wetland in Cairns, Australia. **Wat. Sci. Tech.**, v. 44, n. 11/12, p. 303-310, 2000.

HAMMER, Donald A. (ed). **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**. Chelsea, Michigan: Lewis publishers, INC, 1989. 831 p.

IWA – International Water Association. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report No. 8**. London, England: IWA Publishing, 2000. 156 p.

KAICK, Tamara Simone Van. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes**: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Tecnologia, CEFET-PR. Curitiba, 2002. 116 p.

KAYSER, Katrin; KUNST, Sabine. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. **Wat. Sci. Tech.**, v. 51, n. 9, p. 177-184, 2005.

KEFFALA, Chema; GHRABI, Ahmed. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. **Desalination**, v. 185, n. 1-3, p. 383-389, Nov. 2005.

LANGERGRABER, Günter; HABERL, Raimund; LABER, Johannes; PRESSL, Alexander. Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed wetlands. **Wat. Sci. Tech.**, v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

LECLERC, Guy; ROCHETE, Fracois Jules; MÁLAGA, Hernán; MENDOÇA, Sérgio Rolim; SÁNCHEZ, Alvaro Pardo; ACEVEDO, Leonor Fernández. **Estudios técnicos de sustitución aplicables al saneamiento de aguas servidas de pequeñas comunidades: Sistemas de tratamiento de aguas servidas por medio de humedades artificiales**. Santa Fé; Canadá. Societé Québécoise d'Assanissement des Eaux; Organización Panamericana de la Salud; Centro Nacional del Agua (CENAGUA); Nov. 1999. 217 p.

LENS, Piet, ZEEMAN, Grietje; LETTINGA, Gatze (ed). **Decentralised sanitation and reuse**: Concepts, systems and implementation. IWA Publishing, 2001. 650 p.

LORENZI, Harri **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais. 2.ed. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum, 1991. 440 p.

MEULEMAN, Arthur F. M.; LOGTESTIJN, Richard van; RIJS, Gerard B. J.; VERHOEVEN, Jos T. A. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 20, n. 1, p. 31-44, Mar. 2003.

METCALF & EDDY; TCHOBANOGLOUS, George; BURTON, Franklin L. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334p.

MOLLE, Pascal; LIÉNARD, Alain; GRASMICK, Alain; IWEMA, Arthur. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research**, v. 40, n. 3, p. 606-612, Feb. 2006.

OLIJNYK, Débora Parcias; SEZERINO, Pablo Heleno; FENELON, Fernando Resende; PANCERI, Bernardete; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no Estado de Santa Catarina. In: **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. CD-Room. Belo Horizonte/MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007. 8 p.

PELCZAR, Michael Joseph; CHAN, Eddie Chin Sun; KRIEG, Noel R. **Microbiologia: conceitos e aplicações**. 2. ed. São Paulo: Makron Books, 1997.

PEREIRA, Clovis Matheus. **Avaliação do potencial do efluente de lagoas de estabilização para utilização na piscicultura**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. Florianópolis, 2004. 173 f.

PHILIPPI, Luiz Sérgio; SEZERINO, Pablo Heleno. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do Autor. Florianópolis, 2004. 144 p.

PHILIPPI, Luiz Sérgio; COSTA, Rejane Helena Ribeiro da; SEZERINO, Pablo Heleno. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Wat. Sci. Tech.**, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999.

PLATZER, Christoph; MAUCH, Klaus. Soil clogging in vertical flow reed beds - mechanisms, parameters, consequences and.....solutions? **Wat. Sci. Tech.**, v. 35, n. 5, p. 175-181, 1997.

PLATZER, Christoph. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Wat. Sci. Tech.**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (2000) – PNAD. Disponível em: <www.ibge.com.br>. Acesso em 27 de novembro de 2007.

Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (2006) – PNAD. Disponível em: <www.ibge.com.br>. Acesso em 27 de novembro de 2007.

REED, Sherwood C.; CRITES, Ronald W.; MIDDLEBROOKS, E. Joe. **Natural systems for waste management and treatment**. 2nd ed. New York: McGraw-Hill, 1995. 433 p.

REITZ, Raulino. **Tifáceas**: Flora ilustrada catarinense. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí/SC. 1984. 14 p.

SANTA CATARINA. Decreto n.º 14.250 de 5 de Junho de 1981.

SANTA CATARINA. Portaria n.º 024 de 24 de setembro de 1979.

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

SEZERINO, Pablo Heleno; BENTO, Alessandra Pellizzaro; GOTARDO, Jackeline Tatiane; PETERS, Madelon Rebelo; OLIJNYK, Débora Parcias; QUEIROZ, Adriano Rafael Arrepia; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Sistemas naturais para o tratamento descentralizado de esgotos nos municípios da Grande Florianópolis: Ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável. In: **Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável**. *Anais do ICTR*. Florianópolis, 2004.

SOUZA, Vinicius Castro; LORENZI, Harri. **Botânica sistemática**: guia ilustrado para identificação das famílias de angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2005. 640 p.

STEVENSON, D. G. Flow and filtration through granular media – the effect of grain size and particle size distribution. **Wat. Res.**, v. 31, n. 2, p. 310-322, Feb. 1997.

SULIMAN, F.; FRENCH, H. K.; HAUGEN, L. E.; SØVIK, A. K. Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. **Ecological Engineering**, n. 27, p. 124-133, 2006a.

SULIMAN, F.; FUTSAETHER, C.; OXAAL, U.; HAUGEN, L. E.; JENSSEN, P. Effect of the inlet–outlet positions on the hydraulic performance of horizontal subsurface-flow wetlands constructed with heterogeneous porous media. **Journal of Contaminant Hydrology**, n. 87, p. 22-36, Jun. 2006b.

TANNER, Chris C.; CLAYTON John S.; UPSDELL, Martin P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewater in constructed wetlands – I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. **Wat. Res.**, v. 29, n. 1, p. 17-26, Jan. 1995a.

TANNER, Chris C.; CLAYTON John S.; UPSDELL, Martin P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewater in constructed wetlands – II. Removal of nitrogen and phosphorus. **Wat. Res.**, v. 29, n. 1, p. 27-34, Jan. 1995b.

VOGEL, Arthur Israel. **Análise Inorgânica Qualitativa**. 4. ed. Rio de Janeiro, RJ: Editora Guanabara, 1981. 690 p.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias V. 1** – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFMG, 1996a. 243 p.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias V. 2** – Princípios básico do tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFMG, 1996b. 211 p.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias V. 4** – Lodos ativados. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFMG, 1997. 414 p.

VYMAZAL, Jan. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 478-490, Dec. 2005.

WINTER, K. J., GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. **Wat. Sci. Tech.**, v. 48, n. 5, p. 9-14, 2003.

9 APÊNDICE

Apêndice 1 – Resultados físico-químicos e bacteriológicos para o efluente da LF₃ e para o efluente dos FPMV.

APÊNDICE 1 – Resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas nos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical.

Parâmetros		Entrada (Efluente da LF3)	V ₁₃₀	V ₁₆₀	V ₂₃₀	V ₂₆₀	V ₃₃₀	V ₃₆₀
pH (n = 24)	Média ± DP	7,69 ± 0,28	6,42 ± 0,48	6,46 ± 0,34	6,49 ± 0,42	6,49 ± 0,44	6,63 ± 0,34	6,40 ± 0,54
	Mín-Máx	6,60 – 7,98	5,16 – 7,03	5,94 – 7,09	5,59 – 6,96	5,63 – 7,37	5,82 – 7,18	4,64 – 6,90
Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L) (n = 24)	Média ± DP	235,9 ± 48,2	89,6 ± 58,7	95,9 ± 57,3	102,8 ± 64,7	92,6 ± 66,5	119,2 ± 48,2	101,3 ± 52,7
	Mín-Máx	113,8 – 323,2	10,4 – 221,2	25,5 – 181,6	18,6 – 203,4	16,5 – 234,6	30,5 – 217,6	4,6 – 189,7
DQO (mg/L) (n = 23)	Média ± DP	127,0 ± 23,9	57,4 ± 35,2	60,6 ± 26,2	58,7 ± 30,5	50,5 ± 26,7	65,7 ± 30,2	63,7 ± 20,3
	Mín-Máx	63,5 – 148,7	22,2 – 131,6	22,0 – 89,3	23,8 – 94,6	22,4 – 81,0	15,3 – 106,7	7,7 – 96,5
SS (mg/L) (n = 22)	Média ± DP	51,1 ± 23,6	27,0 ± 18,5	28,5 ± 17,5	28,4 ± 21,2	26,2 ± 16,8	27,0 ± 17,5	25,1 ± 17,5
	Mín-Máx	21,4 – 96,7	3,0 – 72,0	5,8 – 63,3	4,8 – 78,0	4,4 – 57,3	4,5 – 59,3	3,1 – 54,7
ST (mg/L) (n = 12)	Média ± DP	3815 ± 2668	2620 ± 1372	2727 ± 1335	2742 ± 1235	2858 ± 1381	2817 ± 1324	2862 ± 1399
	Mín-Máx	1301 – 9752	722 – 4644	660 – 4572	566 – 4400	678 – 4614	1174 – 4768	972 – 4696
NH ₄ -N (mg/L) (n = 25)	Média ± DP	29,39 ± 6,83	8,75 ± 5,03	8,97 ± 6,03	10,71 ± 5,18	7,64 ± 4,82	12,87 ± 3,51	11,50 ± 4,22
	Mín-Máx	5,87 – 38,35	0,84 – 16,7	1,52 – 26,3	1,11 – 17,55	1,29 – 15,91	3,40 – 17,75	2,88 – 17,85
NO ₂ -N (mg/L) (n=25)	Média ± DP	0,07 ± 0,05	0,13 ± 0,10	0,11 ± 0,10	0,08 ± 0,06	0,05 ± 0,05	0,11 ± 0,05	0,10 ± 0,07
	Mín-Máx	0,00 – 0,17	0,03 – 0,37	0,02 – 0,40	0,00 – 0,21	0,00 – 0,20	0,02 – 0,23	0,02 – 0,26
NO ₃ -N (mg/L) (n = 25)	Média ± DP	0,45 ± 1,1	2,16 ± 1,73	2,16 ± 1,32	4,75 ± 5,84	4,82 ± 6,38	4,2 ± 4,65	3,94 ± 2,97
	Mín-Máx	0,12 – 4,83	0,16 – 7,05	0,04 – 4,12	0,13 – 21,18	0,20 – 26,10	0,14 – 16,6	0,16 – 11,95
PO ₄ -P (mg/L) (n = 25)	Média ± DP	25,38 ± 11,40	12,73 ± 4,80	12,97 ± 4,67	11,16 ± 3,43	10,83 ± 3,57	12,38 ± 4,13	10,87 ± 4,69
	Mín-Máx	5,05 – 39,21	5,28 – 21,95	5,44 – 21,17	4,86 – 15,13	5,11 – 15,70	5,13 – 17,91	3,91 – 19,62
<i>E. coli</i> (log) (n = 13)	Média ± DP	3,36 ± 3,42	2,70 ± 2,72	3,11 ± 3,32	2,93 ± 2,93	2,79 ± 2,75	2,81 ± 2,81	2,87 ± 2,97
	Mín-Máx	1,87 – 3,89	1,00 – 3,20	1,00 – 3,89	2,00 – 3,40	1,00 – 3,19	1,00 – 3,24	1,30 – 3,49