

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

**UTILIZAÇÃO DE BIOFILTROS COM MACRÓFITAS (*VERTICAL CONSTRUCTED
WETLANDS*) COMO PÓS-TRATAMENTO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
APLICADAS AOS DEJETOS DE SUÍNOS**

PABLO HELENO SEZERINO

Orientador: Prof. Dr. LUIZ SÉRGIO PHILIPPI

Co-orientador: Prof. Ph.D. HUGO MOREIRA SOARES

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

FLORIANÓPOLIS – SC

Fevereiro de 2002

**“UTILIZAÇÃO DE BIOFILTROS COM MACRÓFITAS (VERTICAL
CONSTRUCTED WETLANDS) COMO PÓS-TRATAMENTO DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO APLICADAS AOS DEJETOS DE SUÍNOS”**

PABLO HELENO SEZERINO

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós - Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

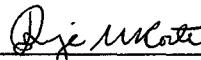
MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Tecnologias de Saneamento Ambiental

Aprovado por:



Prof. Paulo Belli Filho, Dr.



Prof.ª Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.ª



Prof. Hugo Moreira Soares, Ph.D.
(Co-Orientador)



Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
(Coordenador)



Prof. Luiz Sérgio Philippi, Dr.
(Orientador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
FEVEREIRO/2002

NUNCA LHE DÃO UM DESEJO
SEM TAMBÉM LHE DAREM O PODER DE REALIZÁ-LO.
VOCÊ PODE TER DE
TRABALHAR POR ELE, PORÉM
richard bach

AGRADECIMENTOS

Agradeço todos os profissionais e colegas que auxiliaram na execução deste trabalho, em especial:

- Professor Luiz Sérgio Philippi, pela orientação ao longo da minha formação;
- Professor Hugo Moreira Soares, pela co-orientação neste trabalho;
- Bióloga e Mestre em Engenharia Ambiental Alessandra Pellizzaro Bento, minha noiva;
- Doutora Valeria Reginatto Spiller, pela incansável contribuição durante o estudo;
- Engenheira Mônica A. dos Santos, pelo auxílio e companheirismo;
- Profissionais da SADIA - unidade de Faxinal dos Guedes;
- Colegas do LDPT - Departamento de EQA/UFSC;
- Doutor Platzer, pelas informações e questões pertinentes;

Aos meus familiares que me dão o suporte para a continuidade dos estudos

SUMÁRIO

• Lista de Figuras	vii
• Lista de Tabelas	viii
• Lista de Quadros	ix
• Lista de Símbolos	ix
RESUMO	x
ABSTRACT	xi
CAPÍTULO 1	12
1.1. INTRODUÇÃO	12
1.2. OBJETIVOS	15
1.2.1. OBJETIVO GERAL	15
1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
CAPÍTULO 2	16
2.1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1.1. SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO - Lagoas de Estabilização	16
2.1.2. <i>WETLAND</i> NA SUA FORMA NATURAL	17
2.1.3. UTILIZAÇÃO DOS <i>WETLANDS</i> NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS	21
2.1.4. CLASSIFICAÇÃO E FINALIDADES DOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	24
2.1.4.1. Sistemas de lâmina livre ou escoamento superficial	25
2.1.4.2. Sistemas de escoamento subsuperficial	25
2.1.5. MECANISMOS DE DEPURAÇÃO NOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	30
2.1.5.1. Depuração da matéria carbonácea	31
2.1.5.2. Retenção de sólidos	35
2.1.5.3. Transformações da série nitrogenada	37
2.1.5.4. Retenção e remoção de fósforo	44
2.1.6. DIMENSIONAMENTO E PARÂMETROS DE PROJETO NOS <i>WETLANDS</i>	47
CAPÍTULO 3	52
3.1. MATERIAIS E MÉTODOS	52
3.1.1. UNIDADE DE TRATAMENTO EM ESTUDO	52
3.1.1.1. Perfil da unidade SADIA S/A - Faxinal dos Guedes / SC	52
3.1.1.2. Estação de tratamento de efluentes líquidos - Lagoas de Estabilização	52
3.1.2. PÓS-TRATAMENTO DOS EFLUENTES DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	55
3.1.2.1. Concepção do sistema de pós-tratamento	55
3.1.2.2. Caracterização do material filtrante	56
3.1.2.3. Simulação em colunas	58
3.1.2.4. Estudo em escala piloto - módulos BioFiltros com Macrófitas	61

3.1.3. MONITORAMENTO ANALÍTICO	69
<i>CAPÍTULO 4</i>	72
4.1. RESULTADOS E DISCUSSÃO	72
4.1.1. PERFORMANCE DO SISTEMA DE LAGOAS	72
4.1.2. SIMULAÇÃO EM COLUNAS E MÓDULOS BIOFILTROS COM MACRÓFITAS	76
4.1.2.1. Performances gerais	79
4.1.2.2. Transformações da série nitrogenada	88
4.1.2.3. Retenção do fósforo	95
<i>CAPÍTULO 5</i>	99
5.1. CONCLUSÕES	99
5.2. RECOMENDAÇÕES	103
5.3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	104
5.4. ANEXOS	111
5.4.1. Anexo 1 - Valores brutos amostrados nas lagoas de estabilização existente na unidade SADIA S/A - Faxinal dos Guedes /SC (Tabelas 3, 4, 5, 6 e 7)	111
5.4.2. Anexo 2 - Valores brutos obtidos para as colunas e módulos em escala piloto (Tabelas 8, 9, 10, 11, 12 e 13)	115

• **Lista de Figuras**

Figura 1:	Decomposição microbiana e reciclagem em sedimentos de áreas alagadas - tipo <i>wetlands</i>	18
Figura 2:	Vista em profundidade de um <i>wetland</i> construído de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal	27
Figura 3:	Esquema representativo do corte longitudinal do sistema zona de raízes desenvolvido por Kickuth	28
Figura 4:	Vista em profundidade de um <i>wetland</i> construído de escoamento subsuperficial de fluxo vertical	29
Figura 5:	Representação da retenção e/ou remoção de sólidos nos <i>wetlands</i> construídos de escoamento subsuperficial	36
Figura 6:	Transformações do nitrogênio nos <i>wetlands</i> construídos	37
Figura 7:	Fluxograma da estação de tratamento de efluentes e os respectivos pontos de amostragens	53
Figura 8:	Foto da estação de tratamento de efluentes na unidade SADIA S/A - Faxinal dos Guedes / SC	53
Figura 9:	Planta geral da ETE - unidade SADIA S/A - Faxinal dos Guedes / SC	54
Figura 10:	Esquema representativo da camada filtrante empregada nas colunas e nos módulos em escala piloto	56
Figura 11:	Esquema da coluna de simulação montada no Laboratório de Tratamento de Efluentes - LTE/EQA/UFSC	58
Figura 12:	Planta geral dos módulos BioFiltros com Macrófitas	63
Figura 13:	Fotos ilustrativas do início da construção dos módulos BioFiltros com Macrófitas na unidade SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC	66
Figura 14:	Foto ilustrativa de um módulo BioFiltro com Macrófita saturado com água	67
Figura 15:	Foto ilustrativa do sistema de alimentação - após o início do período de aplicações intermitentes	67
Figura 16:	Fotos ilustrativas dos módulos BioFiltros 1 e 3 após estarem colmatados (em detalhe o BioFiltro 1 - foto superior) e dos módulos BioFiltros 2 e 4 (em detalhe o BioFiltro 2 - foto inferior).....	68
Figura 17:	Comportamento médio das remoções de DQO, DBO, ST, SST, SSV e SSF ocorridas ao longo das lagoas de estabilização, em 20 amostragens	75
Figura 18:	Comportamento médio das remoções da série nitrogenada (NH ₄ -N, NO ₂ -N e NO ₃ -N) ocorridas ao longo das lagoas de estabilização, em 20 amostragens	75
Figura 19:	Variações de cargas de DQO, NH ₄ -N e PO ₄ -P aplicadas nas colunas	78

• **Lista de Figuras - continuação**

Figura 20:	Evolução do pH em função dos dias de operação nas colunas e módulos pilotos ...	81
Figura 21:	Evolução da performance de remoção de DQO, NH ₄ -N e PO ₄ -P em função do período de operação nas colunas C ₁ e C ₂	82
Figura 22:	Evolução da performance de remoção de DQO, NH ₄ -N e PO ₄ -P em função do período de operação nos BioFiltros	83
Figura 23:	Temperatura média e precipitação acumulada medidas ao longo do período estudado	87
Figura 24:	Caracterização da série nitrogenada (concentração de N _{total} ; % N orgânico e % N inorgânico = NH ₄ -N + NO ₂ -N + NO ₃ -N) no afluente (P ₁₄ - efluente final das lagoas) aos BioFiltros com Macrófitas, ao longo do período estudado	89
Figura 25:	Evolução de NO ₃ -N em função dos dias de operação para as colunas e Biofiltros .	90
Figura 26:	Comportamento da transformação de NH ₄ -N a NO ₃ -N (nitrificação) nos BioFiltros após o 112º dia de operação	93
Figura 27:	Comportamento da transformação de NH ₄ -N a NO ₃ -N (nitrificação) nas Colunas ao longo do período de operação	94
Figura 28:	Comportamento da retenção / remoção de PO ₄ -P nos BioFiltros com areia 2, após o 112º dia de operação	97

• **Lista de Tabelas**

Tabela 1:	Valores médios (\pm desvio padrão) obtidos ao longo dos pontos amostrados no sistema de tratamento tipo lagoas de Estabilização existentes na unidade SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC (Período: anos de 2000 e 2001, 20 amostragens)	73
Tabela 2:	Valores obtidos com a análise de variância (ANOVA) fator único ($\alpha = 0,05$)	80
Tabela 3:	Valores obtidos nas análises dos efluentes das Lagoas de Estabilização - P ₃	112
Tabela 4:	Valores obtidos nas análises dos efluentes das Lagoas de Estabilização - P ₉	112
Tabela 5:	Valores obtidos nas análises dos efluentes das Lagoas de Estabilização - P ₁₀	113
Tabela 6:	Valores obtidos nas análises dos efluentes das Lagoas de Estabilização - P ₁₁	113
Tabela 7:	Valores obtidos nas análises dos efluentes das Lagoas de Estabilização - P ₁₄	114
Tabela 8:	Valores obtidos nas análises dos efluentes da Coluna C ₁	116
Tabela 9:	Valores obtidos nas análises dos efluentes da Coluna C ₂	117
Tabela 10:	Valores obtidos nas análises dos efluentes tratados no módulo BioFiltro 1 (areia 1)	118
Tabela 11:	Valores obtidos nas análises dos efluentes tratados no módulo BioFiltro 2 (areia 2)	119
Tabela 12:	Valores obtidos nas análises dos efluentes tratados no módulo BioFiltro 3 (areia 1)	121
Tabela 13:	Valores obtidos nas análises dos efluentes tratados no módulo BioFiltro 4 (areia 2)	122

• **Lista de Quadros**

Quadro 1:	Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos <i>wetlands</i> construídos ...	31
Quadro 2:	Classificação geral dos microrganismos presentes nos <i>wetlands</i> construídos, com base nas fontes de energia e carbono	32
Quadro 3:	Características físico-químicas das areias empregadas como material filtrante nas colunas e módulos pilotos	57
Quadro 4:	Intervenções desenvolvidas nas colunas C ₁ e C ₂ durante o período de março a novembro de 2001	59
Quadro 5:	Variações de volume e cargas aplicadas nas colunas de simulação - C ₁ e C ₂	60
Quadro 6:	Intervenções executadas nos módulos BioFiltros com Macrófitas durante o período estudado (entre novembro de 2000 a novembro de 2001)	64
Quadro 7:	Descrição dos métodos empregados na determinação dos parâmetros avaliados	69
Quadro 8:	Comparativo entre as performances obtidas em sistemas tipo <i>wetlands</i> empregados no pós-tratamento de dejetos da suinocultura (comparativo entre 4 referências internacionais com o presente estudo)	86

• **Lista de Símbolos**

BioF - módulos BioFiltros com Macrófitas	DQO - Demanda Química de Oxigênio
RZM - <i>root zone method</i>	DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio
C ₁ - colunas de simulação com areia 1	ST - Sólidos Totais
C ₂ - colunas de simulação com areia 2	SST - Sólidos Suspensos Totais
LDPT - Lab. de Desenvol. de Processos Tecnol.	SSV - Sólidos Suspensos Voláteis
DN - diâmetro nominal	SSF - Sólidos Suspenso Fixos
P ₃ - efluente do decantador	NMP - Número Mais Provável
P ₉ - efluente da lagoa anaeróbia 2	NT - Nitrogênio Total
P ₁₀ - efluente da lagoa facultativa	NH ₄ -N - Nitrogênio Amoniacal
P ₁₁ - efluente da lagoa aerada	NO ₂ -N - Nitrogênio Nitrito
P ₁₄ - efluente da lagoa de maturação 3	NO ₃ -N - Nitrogênio Nitrato
pH - Potencial Hidrogeniônico	PO ₄ -P - Fósforo Ortofosfato
ISAH - <i>Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik</i>	
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária	
CIDASC - Companhia de Desenvolvimento Agrícola do Estado de Santa Catarina	

RESUMO

Os efluentes líquidos da suinocultura apresentam além de elevadas concentrações de material carbonáceo, altos teores de nitrogênio e fósforo. Basicamente, as tecnologias que são empregadas no tratamento dos dejetos de suínos caracterizam-se por armazenamento temporário seguido de aplicações no solo, ou pela seqüência de lagoas que tendem a estabilizar material carbonáceo e reduzir a colimetria, sendo que os nutrientes não são contemplados na sua totalidade, obtendo assim, uma série de transformações intermediárias ou remoções ocasionais. Faz-se necessário, portanto, a incorporação de técnicas que possam ser associadas aos sistemas consolidados e que promovam a maximização dos processos de transformação e remoção desses nutrientes. Dentro desta perspectiva, objetiva-se o pós-tratamento em efluentes de lagoas de estabilização de dejetos de suínos empregando a técnica conhecida como *vertical constructed wetlands* (BioFiltros com Macrófitas), em escalas laboratorial (colunas) e de campo (módulos piloto). O experimento de campo foi conduzido junto a uma fazenda de criação de suínos localizada na região oeste de Santa Catarina, onde cerca de 600 m³.d⁻¹ de dejetos são gerados. Os dejetos são tratados por uma seqüência de 7 lagoas de estabilização (2 anaeróbias, 1 facultativa, 1 aerada e 3 de maturação), apresentando remoções médias de 94% para DQO, 72% para NH₄-N, 83% para PO₄-P e 72% para ST. Apesar das porcentagens de remoção, as concentrações de nitrogênio e fósforo permanecem elevadas para o lançamento ao ambiente (360 mg.L⁻¹ e 63 mg.L⁻¹, respectivamente). A unidade de pós-tratamento é composta por 4 módulos BioFiltros com Macrófitas (V = 4,92 m³; A = 7,59m²; profundidade = 0,90m, cada módulo), plantados com *Typha* spp, e alimentada 3 vezes ao dia (30 mm.d⁻¹) com o efluente final das lagoas existentes, totalizando 230 L.d⁻¹. Os módulos 1 e 3 foram preenchidos com o material filtrante composto pela areia 1 (d₁₀ = 0,21mm; U = 2,14; K = 4,4.10⁻⁴ m.s⁻¹; % de finos = 57%) e os módulos 2 e 4 pela areia 2 (d₁₀ = 0,23mm; U = 6,00; K = 5,4.10⁻⁴ m.s⁻¹; % de finos = 29%). A alta concentração de NH₄-N afluente causou toxicidade às macrófitas, resultando em constantes trocas de indivíduos, sendo portanto as transformações e remoções ocorridas atribuídas aos fenômenos ocorridos junto ao material filtrante. A partir do 111º dia de operação os módulos com areia 1 apresentaram redução significativa do potencial de drenagem, indicando colmatção do material. Para os módulos com areia 2, a partir do 112º dia de operação obteve-se 58% de remoção de amônia, sendo que destes 42% deram-se através da nitrificação para uma carga média aplicada de 14 gNH₄-N.m⁻².d⁻¹. A retenção de PO₄-P nos BioFiltros com areia 2 variou de 52% a 66% para cargas aplicadas de 1,0 a 1,7 gPO₄-P.m⁻².d⁻¹, respectivamente. Nas colunas, obteve-se nitrificação e retenção de PO₄-P variando de 49% a 90% e de 59% a 96%, respectivamente. Apesar das satisfatórias remoções e transformações obtidas nas colunas e nos BioFiltros com areia 2, os valores absolutos permaneceram elevados, mostrando assim, a necessidade de se aumentar a área superficial dos módulos, identificar materiais filtrantes com maiores teores de Fe, Ca e Al, diminuir a concentração afluente de NH₄-N por meio de ciclos e promover o desenvolvimento por completo das macrófitas, bem como, otimizar processos de remoção da matéria carbonácea e remoção das frações de sólidos no sistema de lagoas de estabilização existente.

Palavras-chave: Dejetos de suínos, Lagoas de estabilização, Nutrientes, Pós-tratamento, *Vertical constructed wetlands*, Nitrificação, Retenção de fósforo.

ABSTRACT

The swine wastewater presents besides high carbon matter concentration, high nitrogen and phosphorus contents. Basically, the technologies used in the swine wastewater treatment are characterized by temporary storage followed by soil applications, or by a sequence of ponds that tend to stabilize carbon matter and reduce the pathogen organisms. The nutrients are not considered on its totality, presenting thus a series of intermediate transformations or occasional removals. It is necessary, therefore, the use of techniques that can be associate to the consolidated systems and that can stimulate the maximization of the transformation processes and nutrient removals. Considering this perspective, this work has as the main objective the post-treatment of the swine wastewater stabilization pond system, using vertical constructed wetlands (Biofilter with Macrophytes) in lab scale (columns) and field scale (pilot plant). The field experiment took place in a swine farm located in the west of Santa Catarina state, where about $600 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ of waste is produced. The wastewater is treated by a sequence of 7 ponds (2 anaerobic, 1 facultative, 1 aerated, 3 maturation), presenting average removals of 94% for COD, 72% for $\text{NH}_4\text{-N}$, 83% for $\text{PO}_4\text{-P}$ and 72% for TS. Despite the removal percentages, the nitrogen and phosphorus concentration remain high for environmental disposal ($360 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e $63 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively). The post treatment unit is composed by 4 Biofilter with Macrophytes beds ($V = 4,92 \text{ m}^3$; $A = 7,59 \text{ m}^2$; depth = 0,90m, each bed) planted with *Typha* spp., and fed 3 times a day with the final effluent of the existing pond, totalizing $230 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$. The beds 1 and 3 were filled up with media composed by sand 1 ($d_{10} = 0,21 \text{ mm}$; $U = 2,14$; $K = 4,4 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$; % fines = 57%) and the beds 2 and 4 with sand 2 ($d_{10} = 0,23 \text{ mm}$; $U = 6,00$; $K = 5,4 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$; % de fines = 29%). The high $\text{NH}_4\text{-N}$ influent concentration caused toxicity to the macrophytes, resulting in constant changes, being therefore the occurred transformations and removals attributed to the phenomena that happened in the media. From the 111th operation day, the beds with sand 1 presented significant reduction of the drainage potential, indicating clogging. For the beds with sand 2, from 112th operation day 58% $\text{NH}_4\text{-N}$ removal was obtained, being 42% through nitrification for the average applied load of $14 \text{ gNH}_4\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. The $\text{PO}_4\text{-P}$ retention in the biofilter with sand 2 varied from 52% to 66% for the average applied load from 1.0 to $1.7 \text{ gPO}_4\text{-P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, respectively. In the columns, there was nitrification and $\text{PO}_4\text{-P}$ retention varying from 49% to 90% and from 59% to 96%, respectively. Despite the satisfactory removal and transformation obtained in the columns and in the biofilter with sand 2, the absolute values remained high, thus showing the necessity to increase the beds surface area, identify media with high Fe, Ca, Al contents, reduce the $\text{NH}_4\text{-N}$ influent concentration through recycling and promote the complete macrophytes development, as well as optimize carbon matter and solid removal processes in the existing stabilization pond system.

Key-words: Swine wastewater, Stabilization pond, Nutrients, Post-treatment, Vertical constructed wetlands, Nitrification, Phosphorus retention.

CAPÍTULO 1

1.1. INTRODUÇÃO

Os efluentes líquidos gerados na suinocultura, também definidos como dejetos, apresentam além de grandes concentrações de material carbonáceo (expresso indiretamente pela Demanda Química de Oxigênio - DQO, Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO e Sólidos Suspensos Voláteis - SSV), altos teores de nitrogênio e fósforo em todas as suas formas (orgânicas e inorgânicas, particuladas e dissolvidas). Estes dejetos quando lançados ao ambiente (solo, água e ar), promovem desequilíbrios estruturais acelerando os processos de degradação. Como exemplos desta degradação, têm-se a depleção de oxigênio nos corpos d'água, a liberação de gases tóxicos e combustíveis na atmosfera, a toxicidade às plantas e seres aquáticos, a indução de eutrofização, entre outros.

Tecnologias para o tratamento dos dejetos de suínos vêm sendo estudadas e aplicadas com efetiva performance na remoção do material carbonáceo e de sólidos grosseiros, porém, sem muita eficácia quanto aos macro nutrientes - nitrogênio e fósforo. O controle no lançamento destes macro nutrientes no ambiente faz-se necessário, principalmente, para evitar a eutrofização nos corpos d'água, notadamente lagos e reservatórios.

Por outro lado, estes macro nutrientes presentes nos efluentes (domésticos, industriais e agrícolas) podem ser empregados como fertilizante do solo. Seganfredo (2000) destaca que os nutrientes contidos nos dejetos da suinocultura, após sua mineralização no solo, podem ser absorvidos por plantas da mesma forma como os fertilizantes químicos. Contudo, ao contrário dos fertilizantes químicos, afirma o autor, os dejetos de suínos possuem composição química muito variada em função da alimentação e do manejo da água empregada na produção dos suínos. Desta forma, estes dejetos apresentam teores de nutrientes que se encontram em quantidades desproporcionais em relação à capacidade de extração das plantas.

Considerando que o estado de Santa Catarina, maior produtor regional de suínos da América Latina, possui um plantel de aproximadamente 4,5 milhões de cabeças, estima-se que esta produção gere cerca de 10^7m^3 de dejetos por ano (Belli Filho *et al.*, 2001). Segundo avaliações preliminares realizadas por Belli Filho *et al.* (2001), apenas 15% das propriedades

criadoras de suínos em Santa Catarina (num total de 25 mil propriedades) possuem metodologias de manejo (tratamento e valorização) dos dejetos, tornando, afirmam os autores, a suinocultura em um setor com baixa qualidade ambiental, poluindo as águas, os solos e o ar.

Basicamente, as tecnologias que são empregadas no tratamento de dejetos de suínos caracterizam-se por armazenamento temporário (caso das esterqueiras e bioesterqueiras) seguido de aplicações no solo, ou por sequência de lagoas que tendem a estabilizar material carbonáceo e reduzir a colimetria; sendo que os nutrientes não são contemplados na sua totalidade, obtendo assim, uma série de transformações intermediárias ou remoções ocasionais. Dentro desta linha, citam-se os trabalhos de Belli Filho *et al.*(2001) e as dissertações de mestrado desenvolvidas junto ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, notadamente Dalavéquia (2001), Cazarré (2001), Pires (1999), Carmo Jr. (1998) e Gosmann (1997).

As lagoas de estabilização, tecnologia consolidada para o tratamento de efluentes (domésticos, industriais e agrícolas), quando aplicadas aos dejetos de suínos necessitam, na sua grande maioria, de unidades preliminares capazes de reter e remover sólidos grosseiros bem como equalizar o fluxo de dejetos afluente. Inúmeras configurações e arranjos são propostos e aplicados (Zanotelli *et al.*, 2000; Costa *et al.*, 2000 a e b; Dartora *et al.*, 1998; Medri, 1997).

A seqüência de lagoas propostas prevê unidades anaeróbias, seguida de facultativas e/ou aeradas e maturação. Esta seqüência de lagoas é eficiente na remoção de matéria orgânica carbonácea (atingindo reduções entre 90 e 98% de DQO, DBO e SSV) e patógenos (concentrações médias de saída de 10^3 NMP.100mL⁻¹); macro nutrientes também são removidos em cerca de 80 a 95% da concentração do dejetos bruto (Zanotelli *et al.*, 2000; SADIA S/A, 2000; Dartora *et al.*, 1998; Medri, 1997), porém, as concentrações finais ainda são muito elevadas para serem dispostas no ambiente.

Portanto, faz-se necessária a incorporação de técnicas que possam ser associadas aos sistemas consolidados e que objetivem a maximização de processos de transformação e remoção dos nutrientes, quer sejam por meio de processos físico-químicos ou biológicos, a fim de se buscar o reuso dos efluentes tratados nos sistemas extensivos, tais como a irrigação e a aquacultura. Os sistemas que empregam disposição no solo, tais como os filtros de areia e os

wetlands vêm ao encontro a estes propósitos, podendo associar-se aos tratamentos ditos convencionais. Os filtros de areia e os *wetlands* têm reconhecida performance nas transformações biológicas do nitrogênio (nitrificação e desnitrificação), bem como na retenção e remoção de fósforo (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000; Kadlec & Knight, 1996; Cooper *et al.*, 1996; Nielsen *et al.*, 1993; Hammer, 1989).

Dentro desta perspectiva, criou-se o projeto de cooperação binacional Brasil / Alemanha - *Binational Cooperation Project Brazil / Germany* (CNPq # 910047/99-5 : BMBF # BRA 99/021), cujo objetivo é o desenvolvimento de técnicas que promovam a remoção de nutrientes de efluentes agro-industriais para fins de reutilização. O desenvolvimento dos trabalhos contou com a participação de três entidades provenientes do setor público e privado, quais sejam: EQA/UFSC – Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Santa Catarina; ISAH/Hannover – *Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik*, Universidade de Hannover / Alemanha e a SADIA S/A – Unidades de Concórdia e Faxinal dos Guedes – SC. Em conjunto com estas entidades, houve a participação do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, com o desenvolvimento de pesquisa e dissertação de mestrado junto à SADIA S/A – Faxinal dos Guedes / SC.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. OBJETIVO GERAL

Desenvolver o pós-tratamento em efluentes de lagoas de estabilização de dejetos de suínos, através de mecanismos físico-químicos e biológicos, empregando a técnica conhecida como *vertical constructed wetlands* (BioFiltros com Macrófitas), em escalas laboratorial (colunas) e de campo (módulos piloto).

1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i. Identificar a performance de transformação biológica do nitrogênio (nitrificação) nas colunas e nos BioFiltros com Macrófitas;
- ii. Identificar a performance de retenção / remoção de fósforo solúvel (ortofosfato) nas colunas e nos BioFiltros com Macrófitas;
- iii. Acompanhar a evolução dos processos de transformação e propor ações operacionais para os módulos de campo;
- iv. Avaliar o desempenho do material filtrante como agente atuante nos mecanismos de pós-tratamento;

CAPÍTULO 2

2.1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1.1. SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO - Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento dos esgotos. Os métodos convencionais, como os filtros biológicos e lodos ativado possuem a desvantagem de apresentarem elevados custos para implantação, operação e manutenção além da necessidade de desinfecção do efluente para garantir uma qualidade microbiológica compatível às lagoas de estabilização. Em contrapartida, as lagoas de estabilização, apesar de maior requisito de área, necessitam de baixos investimentos e simplificada operação e manutenção, tendo em vista que os processos biológicos que nelas ocorrem são naturais e não requerem equipamentos eletromecânicos, combustível e energia elétrica.

Existem muitas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com diferentes níveis de simplicidade operacional e requisitos de área. As principais formas são: lagoas facultativas, lagoas anaeróbias seguidas por facultativas, lagoas aeradas facultativas, lagoas aeradas de mistura completa seguidas por lagoas de maturação (Von Sperling, 1996). O principal objetivos dessas lagoas é a remoção da matéria carbonácea. Outros tipos de lagoas como as de maturação e as de alta taxa são projetadas para a remoção de organismos patogênicos e também para redução da concentração de nitrogênio - N e fósforo - P, no caso das lagoas de alta taxa (Zanotelli *et al.*, 2000; Costa *et al.*, 2000 a e b).

Nas lagoas de estabilização o tratamento dos esgotos ocorre de forma espontânea ou natural, mediante, principalmente, aos fenômenos bioquímicos e biológicos regulados por uma diversidade trófica composta por bactérias, algas, ciliados, flagelados e zooplâncton, os quais são responsáveis pela reciclagem natural da matéria orgânica (adaptado de Bento *et al.*, 2002).

Devido ao alto tempo de retenção hidráulico, insolação, sedimentação, predação, entre outros, os efluentes produzidos em lagoas de estabilização apresentam melhor qualidade sanitária se comparados aos outros sistemas de tratamento secundário (adaptado de Bento *et al.*, 2002).

Apesar da boa qualidade microbiológica obtida pelo tratamento dos esgotos em lagoas de estabilização, estas não são tão efetivas como outros métodos convencionais na redução de N, P e sólidos em suspensão - SS. O lançamento de grandes quantidades de nutrientes, notadamente P e N, presentes nos efluentes, tende a causar sério desequilíbrio ecológico nos corpos d'água receptores. Esse processo de eutrofização tem por consequência o aumento exagerado da produção primária dos corpos aquáticos, que por seus efeitos, comprometem os múltiplos usos da água.

Uma das alternativas para amenizar os efeitos poluentes oriundos do lançamento de esgotos tratados em lagoas de estabilização em corpos d'água, constitui na disposição desses líquidos em banhados ou *wetlands* naturais. Nesses ambientes, a alta diversidade biológica e a lenta infiltração no solo promovem reduções significativas de nutrientes e sólidos em suspensão.

2.1.2. WETLANDS NA SUA FORMA NATURAL

Wetland – termo inglês traduzido literalmente como terra úmida, pode ser definido como um ecossistema de transição entre ambientes terrestres e aquáticos. São áreas inundáveis onde inúmeros processos e agentes (animais, plantas, solo, luz solar...) interagem, recebendo, doando e reciclando nutrientes e matéria orgânica, continuamente. Estes nutrientes, servem de suporte a uma abundância de macro e micro espécies de organismos fotossintetizantes que convertem compostos inorgânicos em compostos orgânicos (biomassa vegetal), utilizada direta ou indiretamente como alimento para animais e microrganismos.

Embora as áreas alagadas ocupem somente cerca de 2% da área total do globo terrestre, estima-se, segundo Armentano (1980) *apud* Odum (1983), que estes contêm de 10 a 14% do carbono total do planeta. A estratificação aeróbia/anaeróbia dos sedimentos destes ambientes, possui grande relevância em relação ao desempenho de ciclagem dos compostos como o enxofre – S, o nitrogênio – N e o fósforo – P, bem como o carbono – C. A decomposição microbiana e a reciclagem nos sedimentos em ambientes tipo *wetlands*, podem ser melhor representada na figura 1.

Basicamente, os elementos que compõem um ambiente tipo *wetlands* são: (i) solo; (ii) plantas; (iii) regime hidrológico; (iv) fauna.

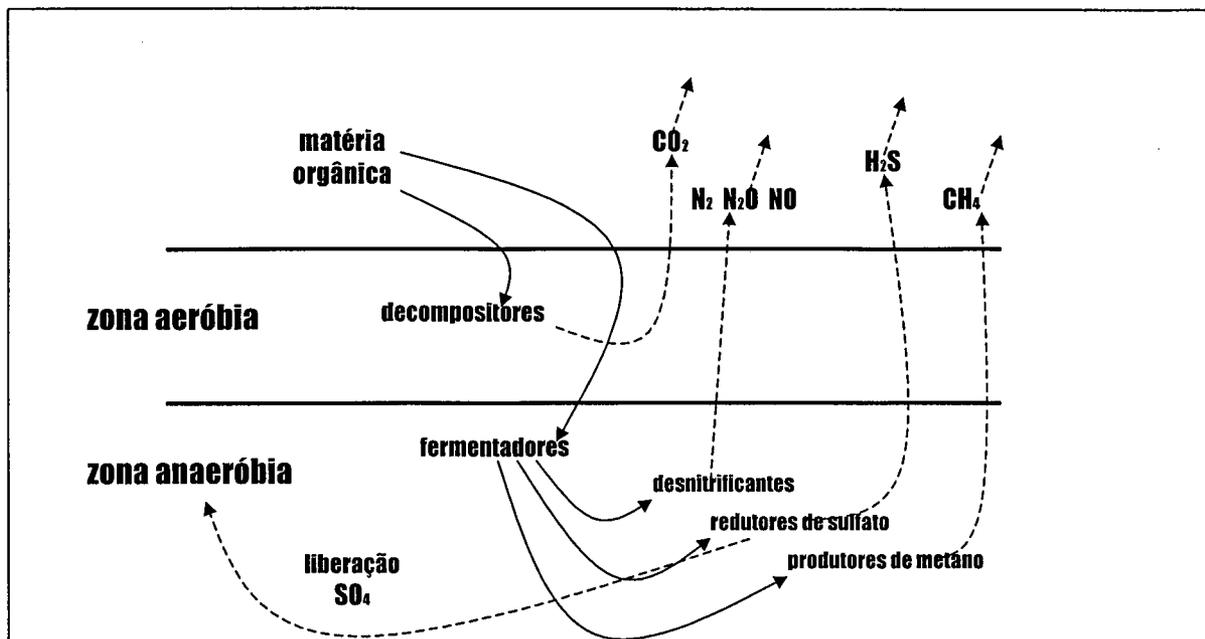


Figura 1: Decomposição microbiana e reciclagem em sedimentos de áreas alagadas – tipo *wetlands*. (Fonte: adaptado de Armentano, 1980 *apud* Odum, 1983).

(i) Solo – O solo interage sob várias formas: (a) atua como suporte físico para as plantas; (b) dispõe de uma considerável área superficial reativa que pode complexar íons, ânions e outros componentes e (c) serve como meio de aderência para a fixação da população microbiana (Hammer, 1989). Quando empregado no controle da poluição, o solo promove a remoção de compostos orgânicos e inorgânicos através de processos físicos – filtração e sedimentação, processos químicos – sorção (adsorção) de compostos orgânicos dissolvidos, nitrogênio, fósforo, entre outros e processos biológicos - transformações bioquímicas e bioacumulação de elementos químicos (Conley *et al.*, 1991).

Dado ao fato de que a maior parte do tempo o solo estará saturado com água e/ou efluente – quando for o caso da sua utilização no tratamento de águas residuárias, as condições de oxigenação do meio são reduzidas. Armstrong (1978) *apud IWA Specialist Group on Use of Macrophytes* (2000), indica que a difusão de oxigênio em solos saturados é, aproximadamente, 10 mil vezes menor que em solos secos. Portanto, a contínua inundação combinada com a produção de grandes quantidades de matéria orgânica – morte de plantas, animais e/ou lançamento de efluentes, são responsáveis pela preponderante condição de anaerobiose nos solos dos *wetlands*.

O conhecimento das propriedades físicas e químicas do solo (*in natura* ou reconstituído – formado de areia, brita, argila...) é fundamental para se prever, e até mesmo otimizar, processos de transformações bioquímicas responsáveis pela depuração de matéria orgânica e transformação de nutrientes nos *wetlands*.

(ii) Plantas: As plantas, denominadas como macrófitas¹, são essenciais para a manutenção dos *wetlands*. Inúmeras espécies de macrófitas produzem quantidades de carbono capazes de manter comunidades de microrganismos heterotróficos indispensáveis na transformação de nutrientes (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

Simplificadamente, pode-se destacar duas funções básicas das macrófitas (Hammer, 1989): (a) as raízes, rizomas e caules podem suportar uma grande quantidade de microrganismos, aumentando significativamente a área de contato e aderência para a formação do biofilme² na rizosfera – região onde raízes e solo estão intimamente ligados; (b) são capazes de transportar gases atmosféricos, inclusive o oxigênio, da sua parte aérea – folhas até as raízes, promovendo assim, condições favoráveis à degradação aeróbia da matéria orgânica e à transformação de nutrientes – como exemplo, a oxidação da amônia (NH_4^+) para nitrito (NO_2^-) e, finalmente, nitrato (NO_3^-).

Brix (1997) descreve efetivamente o papel das macrófitas em sistemas tipo *wetlands*, relacionando, principalmente, suas interações no aumento da performance no tratamento de águas residuárias. Destaca ainda, a importância das macrófitas na prevenção do fenômeno de colmatção³, na criação de melhores condições de sedimentação de sólidos em suspensão das águas, na retirada de nutrientes e, novamente, na aeração da rizosfera.

1. Macrófitas – organismos fotoautotróficos que utilizam energia solar para assimilar carbono orgânico da atmosfera na produção de matéria orgânica que servirá de fonte de energia para seres heterotróficos, são espécies que resistem a ambientes saturados de água, matéria orgânica e nutrientes, macro (N, P, Ca...) e micro (Fe, Mg, Zn...).

2. Biofilme – aglomerado de matéria orgânica e microrganismos que se fixam a um meio suporte onde irão atuar na degradação aeróbia e/ou anaeróbia da matéria orgânica e na quebra de compostos mais complexos em elementos mais simples e assimiláveis pela própria planta.

3. Colmatção – redução significativa da capacidade de drenagem do meio; diminuição da condutividade hidráulica.

As macrófitas mais comumente adotadas nos *wetlands* empregados no tratamento de águas residuárias – domésticas e/ou industriais, são das famílias das Juncáceas, Ciperáceas, Tifáceas e Gramíneas; os gêneros mais amplamente utilizados, são: *Typha* spp., *Juncus* spp., *Phragmites* spp., *Scirpus* spp. (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000; Brix, 1997; Cooper *et al.*, 1996; Kadlec & Knight, 1996; Hammer, 1989).

Outras formas relevantes nos *wetlands* são os organismos componentes do plâncton e o do perifíton⁴ (fito e zoo).

(iii) Regime hidrológico: Por se tratar de um ecossistema de transição entre ambiente aquático e terrestre, os níveis de água e períodos que estes estarão inundados definem as comunidades animais e vegetais que compõem o sistema.

Inúmeras são as entradas de água nos *wetlands*: precipitação, escoamento superficial, descarga de aquíferos, entre outros. A duração com que este ambiente permanece inundado irá selecionar naturalmente as plantas e a vida animal. A saturação, ou não do solo irá, também, indicar as condições de oxigenação e, conseqüentemente, a via bioquímica predominante no processo de degradação da matéria orgânica – aeróbia, anaeróbia ou anóxica.

A forma com que o fluxo hidráulico se processa no interior dos *wetlands* é usada mundialmente como ferramenta de classificação destes, notadamente quando são empregados no tratamento de águas residuárias e/ou na melhoria da qualidade das águas e controle da poluição. Classificam-se em sistemas de lâmina livre (*free water surface*) ou de escoamento superficial (*surface flow*) e sistema de escoamento subsuperficial (*subsurface flow*) (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000; Kadlec & Knight, 1996).

4. Perifíton – similar ao biofilme, compreende todo o material biológico aderido a um substrato natural ou artificial.

(iv) Fauna: Uma quantidade imensurável de bactérias, protozoários, fungos e animais – micro e macro organismos, são relatados nos ambientes de banhado. Estes são responsáveis pela manutenção das condições de vida no meio; como exemplo, pode-se destacar a circulação de nutrientes.

Porém, quando aplicado no controle da poluição e no tratamento dos efluentes, os microrganismos (principalmente bactérias, fungos e protozoários) são os mais atuantes. Destes, os quimioautotróficos como as bactérias dos gêneros *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, *Beggiatoa*, *Thiobacillus*, *Pseudomonas*, entre outras, estão associadas aos mecanismos de remoção da matéria orgânica, transformações de nitrogênio... Os seres quimioautotróficos obtêm energia de compostos orgânicos e utilizam estes compostos, ou outros, para a síntese celular (Kadlec & Knight, 1996).

De acordo com as condições existentes no meio, ausência ou presença de oxigênio livre, diferentes comunidades microbiológicas irão prevalecer e induzir processos de depuração via metabolismo aeróbio, anaeróbio ou anóxico. Pode ocorrer simbiose entre microrganismos aderidos às raízes e rizomas das macrófitas, ou no solo, com as próprias macrófitas, promovendo assim, remoções de nutrientes como amônia e/ou nitrato das águas residuárias.

2.1.3. UTILIZAÇÃO DOS *WETLANDS* NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Evidências de lançamento de esgotos em ambientes tipo *wetlands* são reportadas desde da existência de redes coletoras em cidades que dispunham destes ecossistemas. Como exemplo, pode-se citar a utilização de *wetlands* naturais como pontos receptores dos efluentes líquidos da cidade de Waldo, no estado da Florida/EUA, desde 1939 (Kadlec & Knight, 1996). Porém, o monitoramento da qualidade destes ambientes surgiu apenas nos meados das décadas de 60 e 70; a partir deste monitoramento, percebeu-se o potencial de purificação destas águas/efluentes. Entretanto, a utilização dos *wetlands* naturais como pontos receptores e/ou ambientes depuradores dos esgotos promove distúrbios na dinâmica natural do ecossistema e, na maioria das vezes, não é recomendado como alternativa ecologicamente correta (Metcalf & Eddy, 1991).

A partir da perspectiva da possibilidade de depuração dos esgotos mediada pelos elementos atuantes (solo, plantas, regime hidrológico e fauna), aliada às limitações do seu uso no meio natural, surgiram os primeiros estudos utilizando estes princípios de tratamento em situações controladas – *wetlands* construídos, impedindo a dispersão destas águas residuárias no solo e corpos d'água.

As primeiras investigações utilizando o potencial dos *wetlands* construídos no tratamento de águas residuárias, mais precisamente na remoção de fenóis e no tratamento de efluentes gerados nas usinas de processamento de leite, foram conduzidas na década de 60 pelos pesquisadores alemães Siedel e Kickuth (Kadlec & Knight, 1996; Boon, 1995 *apud* Conley *et al.*, 1991). Este processo de tratamento foi denominado pelos pesquisadores como *root zone methods* – RZM (método zona de raízes) (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

Ao longo da década de 80, inúmeros grupos de pesquisa voltaram suas atenções para o desenvolvimento das potencialidades dos *wetlands* construídos. Diversas formas e arranjos foram propostas e testadas, com a finalidade de promover a depuração da matéria carbonácea, e como polimento ou remoção de nutrientes. Uma variedade de configurações, diferentes materiais filtrantes (desde solo natural da localidade em questão, até materiais inertes como brita, areia e cascalho) e diferentes macrófitas, foram testadas na Grã-Bretanha, Alemanha, Canadá, Estados Unidos da América, entre outros. Destes diferentes grupos surgiram várias denominações distintas para os *wetlands* construídos, além da *root zone* inicialmente proposta, quais foram: *hydrobotanical system*, *soil filter trench*, *biological-macrophytic*, *marsh bed*, *vegetated submerged bed*, *reed bed*, *rock-reed filters* (Lens *et al.*, 2001; Cooper *et al.*, 1989 *apud* Conley *et al.*, 1991).

Notadamente, em 1985 o Centro Britânico de Pesquisas em Águas (*British Water Research Center* – WRc) iniciou uma série de investigações a respeito do escoamento horizontal ocorrido nos RZM. O grupo e as autoridades britânicas envolvidas estavam interessadas em desenvolver e aplicar tecnologias que pudessem atender pequenas comunidades (com população entre 50 e 1000 habitantes) que não eram atendidas por um sistema de tratamento de efluentes, ou eram atendidas por sistemas deficientes (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000). Passados dez anos, estavam em operação mais de 400 sistemas ao longo

do território da Grã-Bretanha (Cooper & Green, 1995 *apud IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

No Brasil, as primeiras experiências com a utilização dos *wetlands* na melhoria da qualidade das águas e no controle da poluição, foram conduzidas no início dos anos 80 pelos pesquisadores Salati & Rodrigues (Salati Jr., 1999).

Mais recentemente, outros pesquisadores iniciaram suas investigações na depuração e/ou polimento das águas residuárias, notadamente esgotos domésticos. No início dos anos 90, Conte *et al.* (1992) aplicaram a tecnologia por eles definida como processo fitopedológico no tratamento de águas residuárias no meio rural; após cinco anos, publicaram um estudo citando a utilização da taboa (*Typha* spp.) para o tratamento de esgotos domésticos (Amorim *et al.*, 1997).

Dentro do mesmo princípio de aplicação como tratamento secundário dos esgotos domésticos e na remoção de nutrientes, surgiram trabalhos realizados por Stegeman (1995), Sezerino & Philippi (1998), Philippi *et al.* (1999), Roston & Mansor (1999), Motta Marques (1999) *apud* Campos (1999), Sezerino & Philippi (2000), Motta Marques *et al.* (2000), Salati Filho *et al.* (2000), Campagna & Motta Marques (2000), Roquette Pinto *et al.* (2000) e Souza *et al.* (2001).

A depuração de efluentes industriais, de efluentes da produção agrícola, de percolados de aterros sanitários e da drenagem de águas ácidas em minas, também, foram testadas nos *wetlands* construídos (Kadleck & Knight, 1996; Moshiri, 1993; Vymazal, 1990; Hammer, 1989).

Até o momento, poucos estudos foram realizados para o tratamento de dejetos líquidos da suinocultura (remoção de sólidos e material carbonáceo, transformação de nitrogênio e retenção de fósforo). Trabalhos como os de Finlayson *et al.* (1987), Hunt *et al.* (1995) *apud* Sievers (1997), Sievers (1997), Szögi & Hunt (2000), Hill & Sobsey (2000), Reddy *et al.* (2000) e Junsan *et al.* (2000), demonstram a aplicação de *wetlands* construídos com escoamento subsuperficial empregados como tratamento complementar de sistemas de lagoas.

Na Austrália, Finlayson *et al.* (1987) aplicaram diferentes tipos de macrófitas, desde as flutuantes - *Eichhornia crassipes* até as emergentes - *Typha domingensis* e *Typha orientalis*, como tratamento complementar de lagoas de estabilização. Obtiveram consideráveis remoções da demanda química de oxigênio - DQO e nitrogênio total - NTK; porém, devido as elevadas concentrações iniciais, características dos efluentes da suinocultura, os valores no efluente tratado ainda permaneciam altos. Costa *et al.* (2000), aplicaram um sistema utilizando macrófitas flutuantes *Eichhornia crassipes* (aguapé) como polimento de efluentes líquidos de lagoas de estabilização empregadas à suinocultura na região sul do Brasil. Da mesma forma como os anteriores, estes autores verificaram remoções da ordem de 50% da carga orgânica aplicada e, ainda, investigaram o potencial das plantas como suplemento alimentar animal.

O emprego dos *wetlands* construídos no tratamento ou polimento dos esgotos também resulta na redução de organismos, inclusive os patogênicos. Hill & Sobsey (2000) relatam o potencial de redução do número de organismos entéricos avaliando parâmetros como *E. coli*, coliformes fecais e *Salmonella*. Empregam, contudo, *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial.

Portanto, evidencia-se que diferentes formas e arranjos testados em sistemas tipo *wetlands* são necessários para alcançar diferentes objetivos, tais quais: remoção de matéria orgânica; transformação de nitrogênio; retenção de fósforo; decaimento bacteriano, entre outros.

2.1.4. CLASSIFICAÇÃO E FINALIDADES DOS *WETLANDS* CONSTRUIDOS

Os *wetlands* construídos empregados no tratamento de águas residuárias e no controle da poluição, são classificados, de acordo com a literatura, em dois grandes grupos, quais são:

- (i) Sistemas de lâmina livre ou de escoamento superficial - *free water surface / surface flow*;
- (ii) Sistemas de escoamento subsuperficial - *subsurface flow*.

Subdivisões dentro destes grupos foram propostas pelos pesquisadores, com o propósito de relacionar às finalidades de usos, ou seja, diferentes configurações e princípios de funcionamento foram associadas a objetivos como redução de matéria carbonácea, nitrificação, denitrificação, retenção/remoção de fósforo, entre outros.

2.1.4.1. Sistemas de lâmina livre ou escoamento superficial

Esta concepção surgiu como uma alternativa controlada e projetada para atuar como um *wetland* natural no tratamento de esgotos (Ewel & Odum, 1984 *apud IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000); promovendo regime hidráulico semelhante àqueles existentes em áreas alagadas.

Os sistemas de lâmina livre ou escoamento superficial possuem propriedades em comuns com lagoas facultativas, ocorrendo predominância de algas planctônicas ou filamentosas, ou macrófitas aquáticas (flutuantes ou emergentes) na massa líquida. Em zonas de maior profundidade, estes se assemelham muito as lagoas anaeróbias, sendo, também, dominados por microrganismos anaeróbios e ausência de luz (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

Portanto, *wetlands* construído com lâmina livre ou escoamento superficial consistem de um reservatório construído no solo que servirá de suporte para o desenvolvimento das raízes das macrófitas (salvo quando estas não forem flutuantes ou suspensas na massa líquida), possuindo uma estrutura de controle de nível da água / efluente. O nível da água nestes sistemas varia de poucos centímetros a um metro (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

De acordo com a predominância das macrófitas no sistema, estes são subdivididos em:

- Sistemas de escoamento superficial com macrófitas emergentes;
- Sistemas de escoamento superficial com macrófitas flutuantes;
- Sistemas de escoamento superficial com macrófitas de folhas flutuantes e solo enraizado;
- Sistemas de escoamento superficial com substrato flutuante;
- Sistemas de escoamento superficial com macrófitas submersas.

2.1.4.2. Sistemas de escoamento subsuperficial

Esta modalidade foi, e continua sendo, idealizada como uma tecnologia de controle da poluição. Os primeiros sistemas com escoamento subsuperficial empregados no tratamento de águas residuárias, aplicados na Europa, foram concebidos para atuarem a níveis secundários,

objetivando, principalmente, a redução da matéria carbonácea – DBO e SS. Posteriormente, através do monitoramento e controle dos sistemas instalados, percebeu-se que em algumas destas unidades a amônia era oxidada, nitratos eram reduzidos e fósforo era removido no efluente tratado (Cooper *et al.*, 1996).

Entre os sistemas de escoamento superficial e os de escoamento subsuperficial existem semelhanças – quanto aos mecanismos de depuração e diferenças – quanto a forma e concepção.

Os *wetlands* construído de escoamento subsuperficial são sistemas que dispõem de um material de recheio (usualmente empregado brita, areia, cascalho) donde o efluente a ser tratado é disposto e irá percolar. As macrófitas empregadas, do tipo emergente, são plantadas diretamente neste material de recheio – também conhecido como material filtrante.

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; biológicos – degradação microbiana aeróbia e anaeróbia, predação e retirada de nutrientes pelas macrófitas, ocorrendo tanto no material filtrante como na rizosfera.

Os *wetlands* construído de escoamento subsuperficial são divididos em 2 processos, os quais baseiam-se no regime de fluxo induzido:

- de fluxo horizontal;
- de fluxo vertical.

- *Wetlands* construído de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal:

Nesta concepção de *wetlands* construído, o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito, denominado zona de entrada – geralmente composta por brita, de onde irão percolar vagarosamente através do material filtrante até atingir a porção final, também composta por brita e chamada de zona de saída. Esta percolação tende a seguir na horizontal e é impulsionada por uma declividade de fundo (Figura 2).

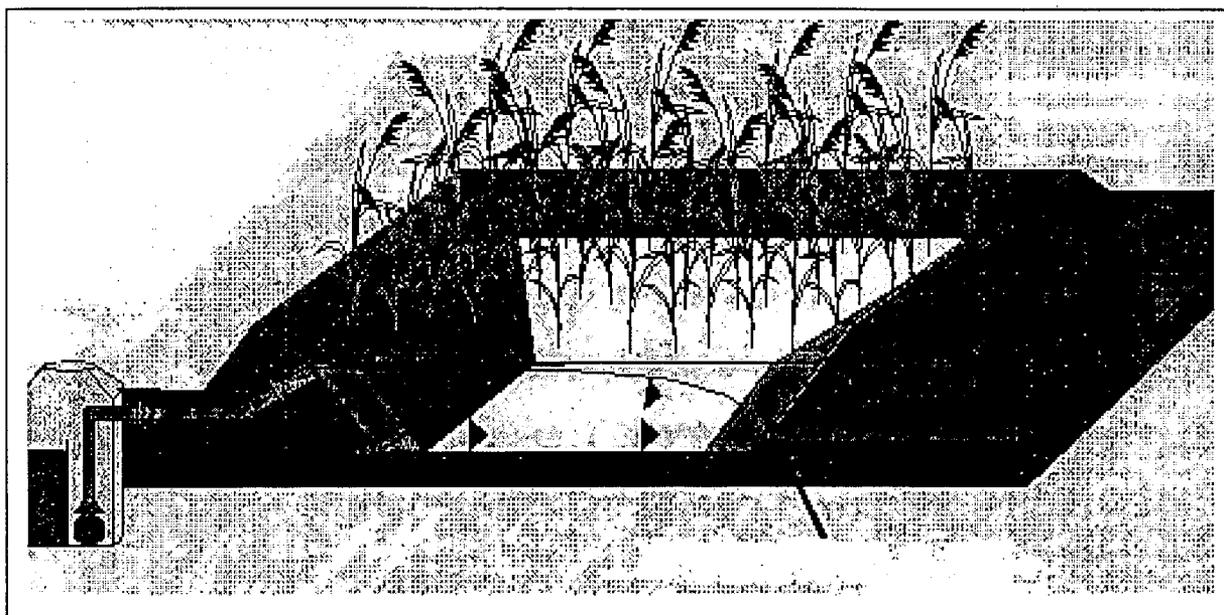


Figura 2: Vista em profundidade de um *wetland* construído de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal.

Durante a percolação, o esgoto entrará em contato com regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias. A camada aeróbia é mais evidente ao redor das raízes das macrófitas, pois estas tendem a transportar oxigênio da parte aérea para as raízes e, sobretudo, ocorre nesta porção do leito filtrante uma significativa convecção e difusão de oxigênio atmosférico. Quando da passagem do efluente na rizosfera, ocorre uma depuração através de processos físicos e químicos e, mais efetivamente, devido a degradação microbiológica (Cooper *et al.*, 1996; Brix, 1997). As demais regiões – anóxica e anaeróbia, ocorrem nas camadas mais profundas do leito.

Esta concepção de *wetlands* construído aplicada ao tratamento de águas residuárias foi desenvolvida, inicialmente, durante a década de 70 na Alemanha. O primeiro sistema de fluxo horizontal entrou em operação em 1974 em Othfresen, Alemanha, sendo chamado de processo de zona de raízes – *root zone method* / RZM (Kickuth, 1977 *apud IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000). A macrófita utilizada nesta zona de raízes continua sendo amplamente empregada ao longo de toda a Europa; é conhecida popularmente como junco comum – *common reed* (*Phragmites australis*). Contudo, outras espécies de juncos como *Phragmites arundinacea* e *Glyceria maxima*, bem como as taboas – *cattail* (*Typha* spp.), também, são frequentemente usadas (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

Estes primeiros sistemas desenvolvidos por Kickuth consistiam na disposição do efluente a ser tratado numa porção de solo revestido com manta plástica, donde as macrófitas eram plantadas sobre o solo (Figura 3). Devido a baixa condutividade hidráulica deste solo, problemas como empoçamento e escoamentos superficiais foram relatados. Com o avanço das pesquisas, materiais alternativos (areia, brita, cascalho...) com condutividade hidráulica mais propícia à percolação de líquidos, foram testadas (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

Nos sistemas de fluxo horizontal, o processo de depuração e transformação dos elementos físicos, químicos e biológicos dos esgotos dá-se através de uma combinação de elementos e mecanismos. O princípio básico é a formação de biofilme aderido a um meio suporte e raízes das plantas, onde comunidades de microrganismos aeróbios e anaeróbios irão depurar a matéria orgânica e promover a transformação da série nitrogenada (nitrificação e denitrificação). O oxigênio requerido é suprido pelas macrófitas e pela convecção e difusão atmosférica, como discutido anteriormente.

Este sistema possui, de forma geral, boa performance na remoção da matéria orgânica – DBO e SS e nitrificação / denitrificação, com ênfase no segundo processo de transformação do nitrogênio ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$) (Cooper *et al.*, 1996).

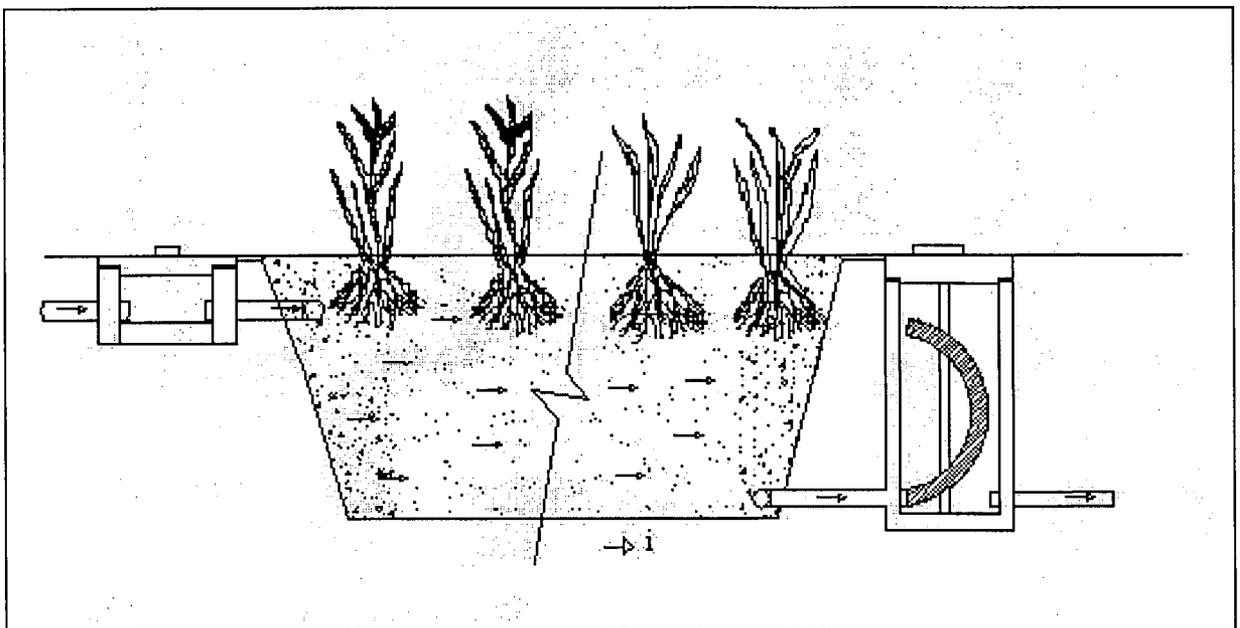


Figura 3: Esquema representativo do corte longitudinal do sistema zona de raízes desenvolvido por Kickuth.

- *Wetlands* construído de escoamento subsuperficial de fluxo vertical:

Os sistemas de fluxo vertical são módulos escavados no terreno, com superfície plana, preenchidos com uma material de recheio – material filtrante, composto na maioria das vezes por camadas de areia e brita. Possuem impermeabilização de fundo, a fim de impedir que o efluente a ser tratado possa percolar para camadas mais profundas do solo e atingir o lençol freático.

Da mesma forma como os *wetlands* de fluxo horizontal, as macrófitas emergentes são plantadas diretamente no material de recheio sendo o efluente disposto, intermitentemente, sob a superfície do módulo inundando-o e percolando verticalmente ao longo de todo o perfil vertical do módulo de tratamento, sendo coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem/coleta (Figura 4).

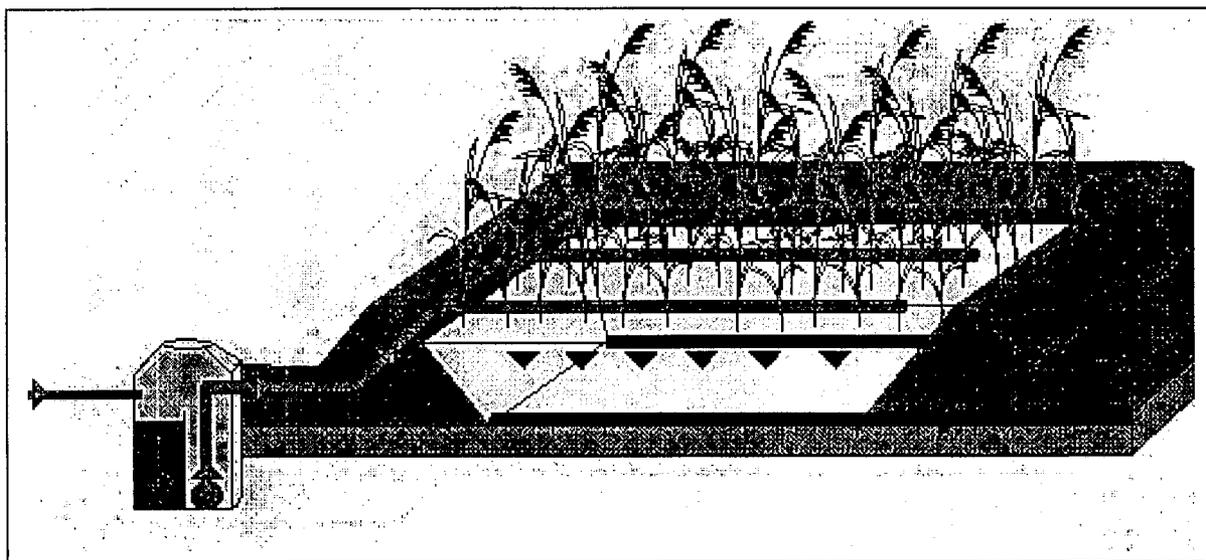


Figura 4: Vista em profundidade de um *wetland* construído de escoamento subsuperficial de fluxo vertical.

A forma de aplicação intermitente promove um grande arraste de oxigênio atmosférico para o material filtrante. Quando nova aplicação é realizada, o oxigênio anteriormente introduzido na massa sólida se mantém dentro da mesma e, somado com a nova quantidade de oxigênio arrastada por esta nova aplicação, a quantidade de oxigênio dentro do material filtrante torna-se suficiente para a degradação da matéria orgânica e a oxidação da amônia (Cooper *et al.*, 1996).

Como ocorre nas outras concepções de *wetlands* construído com macrófitas emergentes, têm-se uma introdução de oxigênio no material filtrante ou massa líquida promovida pela transferência da parte aérea para as raízes dessas plantas. Porém, a quantidade de O₂ introduzida pela planta é bem inferior a porção difundida / arrastada da atmosfera (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

Os primeiros estudos com sistemas de fluxo vertical, também, tiveram origem na Alemanha, durante a década de 70. Inicialmente, foram chamados por Siedel de *Max Planck Institute Process*. Porém, a denominação mais aceita na comunidade científica é *vertical constructed wetlands*. Esta concepção de tratamento é análogo aos “clássicos” filtros de areia, onde o princípio de crescimento de microrganismo – biofilme aderido a um meio suporte é evidente (*attached-grow process*) (Metcalf & Eddy, 1991).

2.1.5. MECANISMOS DE DEPURAÇÃO NOS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

As formas com que as águas residuárias são depuradas e/ou transformadas nos *wetlands* construídos, abrange uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem, e são promovidos pelos elementos constituintes do meio – solo, microrganismos e plantas. Esta depuração dá-se tanto em condições aeróbias como em condições anaeróbias, podendo-se, portanto, projetar os *wetlands* construídos com finalidades distintas. Porém, mesmo em diferentes configurações têm-se inúmeros mecanismos ocorrendo simultaneamente. O quadro 1 resume os mecanismos envolvidos na depuração e transformação dos constituintes dos esgotos.

Quadro 1: Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos *wetlands* construídos.

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 Denitrificação 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: adaptado de Cooper *et al.*, 1996.

2.1.5.1. Depuração da matéria carbonácea

A matéria carbonácea presente nos esgotos, usualmente medida e quantificada em termos de DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio e DQO – Demanda Química de Oxigênio, é na maior parte, degradada aerobicamente (na presença de oxigênio dissolvido) por microrganismos, principalmente bactérias, que estão aderidas ao material filtrante e nas raízes das macrófitas. A degradação anaeróbia (em ausência de oxigênio dissolvido) também ocorre, e é reportada em sistemas saturados de água / efluente, caso dos *wetlands* construído de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal, como a maior forma de degradação.

A degradação via microrganismos ocorre devido a necessidade destes em obter energia e fonte de carbono para seu metabolismo e reprodução. Estas fontes de energia e carbono,

portanto, são obtidas por meio de reações de oxi-redução dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes nas águas residuárias, e na captação de luz solar, bem como na utilização do carbono orgânico e do dióxido de carbono – CO₂.

Os organismos que se utilizam do carbono orgânico para a formação de tecido celular e metabolismo, são chamados de heterotróficos. Já, aqueles organismos que utilizam o dióxido de carbono são chamados de autotróficos. Ambos os grupos obtêm energia, para a síntese de novas células, através da luz solar ou por reações químicas de oxidação-redução. A classificação geral dos microrganismos, baseadas nas fontes de carbono e energia, pode ser resumida no quadro 2.

Quadro 2: Classificação geral dos microrganismos presentes nos *wetlands* construídos, com base nas fontes de energia e carbono.

Classificação	Fonte de Energia	Fonte de Carbono
Autotróficos		
Fotoautotróficos	Luz	CO ₂
Quimioautotróficos	Reações inorgânicas de oxi-redução	CO ₂
Heterotróficos		
Quimioheterotróficos	Reações inorgânicas de oxi-redução	Carbono orgânico
Fotoheterotróficos	Luz	Carbono orgânico

Fonte: adaptado de Metcalf & Eddy, 1991.

Cabe ressaltar que nutrientes inorgânicos como algumas formas de carbono, nitrogênio, fósforo, enxofre, potássio, cálcio e magnésio, também, são importantes no metabolismo microbiano. O próprio crescimento das macrófitas requer dióxido de carbono para a fotossíntese (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

Efetivamente, a degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, a redução da DBO das águas residuárias tratadas nos *wetlands* construídos é evidente. A remoção da DBO carbonácea obedece uma cinética de degradação de primeira ordem, onde a taxa de remoção desta DBO é diretamente proporcional a sua concentração no meio.

- Degradação aeróbia:

A degradação da matéria orgânica solúvel é governada por bactérias aeróbias heterotróficas, de acordo com a seguinte reação, Cooper *et al.* (1996):

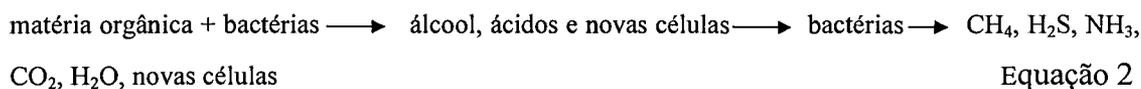


Contudo, as bactérias autotróficas que degradam compostos orgânicos contendo nitrogênio, sob condições aeróbias, também são pertinentes. Este grupo é conhecido como bactérias nitrificantes, sendo o processo denominado de amonificação seguido de nitrificação.

Cooper *et al.* (1996) reportaram que ambos os grupos consomem matéria orgânica (degradam material carbonáceo), porém a maior taxa de metabolismo é observada nos heterotróficos, concluindo que este grupo é o principal agente no decaimento da DBO.

- Degradação anaeróbia:

O processo de degradação anaeróbia é mediado por bactérias facultativas ou anaeróbias obrigatórias ocorrendo ao longo de dois estágios: o primeiro caracterizado pela conversão da matéria orgânica, geração de ácidos e álcoois por bactérias formadoras de ácidos; 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 dióxido de carbono, resumido na seguinte reação:



A degradação anaeróbia é muito mais lenta do que a aeróbia. Contudo, quando o oxigênio é um fator limitante nos *wetlands* construídos, a degradação anaeróbia torna-se predominante e responsável pela redução da DBO (Cooper *et al.*, 1996).

- Performances dos *wetlands* construídos na remoção de DBO:

Inúmeros trabalhos foram e têm sido conduzidos com o intuito de utilizar os *wetlands* construídos para promover a remoção da DBO carbonácea. Desde os primeiros trabalhos desenvolvidos na Alemanha durante a década de 70, até os dias atuais, empregam-se os

sistemas de fluxo horizontal e fluxo vertical como unidades complementares de tanques sépticos, de reatores anaeróbios e, principalmente, de lagoas anaeróbias e facultativas.

Felde & Kunst (1997) relataram que durante a década de 90, cerca de 3000 sistemas com fluxo horizontal tinham sido construídos e outros 1000 unidades estavam em construção na baixa Saxônia, Alemanha.

Conley *et al.* (1991) reuniram e avaliaram a performance de 40 sistemas com fluxo horizontal, utilizados como tratamento secundário de esgotos domésticos. Destes sistemas, 13 estavam instalados na Alemanha, 15 na Dinamarca, 7 no Reino Unido e 5 nos Estados Unidos. Os pesquisadores selecionaram 10 unidades e verificaram remoções de DBO variando de 64% (150 mg DBO.L⁻¹ afluente; 54 mg DBO.L⁻¹ efluente) a 94% (189 mg DBO.L⁻¹ afluente; 11 mg DBO.L⁻¹ efluente). Destacam, também, o considerável interesse dos países europeus e dos Estados Unidos em utilizar os *wetlands* construídos para tratar esgotos domésticos em pequenos municípios.

Para unidades unifamiliares têm-se verificado, porém em menores quantidades, a utilização do sistema composto por tanque séptico seguido de sistemas de fluxo horizontal. Recentemente, estudos conduzidos por Sezerino & Philippi (2000) demonstram remoções médias de 87% para a DQO e DBO, com concentrações médias de lançamento de 80 mg DQO.L⁻¹ e 34 mg DBO.L⁻¹, respectivamente, em uma unidade residencial estimada para 5 pessoas.

A utilização dos *wetlands* no tratamento de dejetos líquidos da suinocultura destina-se, na maioria das vezes, ao controle dos macro nutrientes nitrogênio e fósforo. Porém, quando aplicados para este fim, geralmente pós lagoas de estabilização (anaeróbias + aeróbias + maturação), percebe-se uma redução da matéria carbonácea remanescente. Sievers (1997) obteve reduções de DBO de 50% para dejetos de suínos previamente tratados em lagoas anaeróbias. Reddy *et al.* (2000) relataram remoções de 53% para a DQO e Junsan *et al.* (2000) obtiveram 88% de remoção de DBO (1037 mg DBO.L⁻¹ afluente; 124 mg DBO.L⁻¹ efluente) e 87% para DQO (1864 mg DQO.L⁻¹ afluente; 246 mg DQO.L⁻¹ efluente).

2.1.5.2. Retenção de sólidos

Muitos poluentes presentes nas águas residuárias estão associados com a quantidade de matéria sólida presente. Além da matéria orgânica, pode-se citar os metais pesados e certos compostos químicos orgânicos. A concentração de sólidos em suspensão - SS, medida gravimetricamente após filtração e secagem, 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 performance dos sistemas de tratamento de esgotos.

Nos *wetlands* construído de escoamento subsuperficial os sólidos em suspensão que não foram removidos nas unidades primárias de tratamento, são retidos por filtração e sedimentação (Cooper *et al.*, 1996). Esta filtração e sedimentação estão relacionadas à baixas velocidades de percolação dos esgotos nos *wetlands*, associado com a presença de macrófitas e o material de recheio (Kadlec & Knight, 1996).

A sedimentação do material particulado, a precipitação química, a decomposição e a incorporação de sólidos ao biofilme ocorrem simultaneamente e são, portanto, responsáveis pela redução na concentração de SStotais. Os mecanismos de filtração presentes são complexos e, segundo Metcalf & Eddy (1991), consistem na própria sedimentação, no impacto das partículas com adesão ao material inerte e na composição do biofilme. A figura 5 representa a retenção e a remoção de sólidos em suspensão nos efluentes tratados nos *wetlands* construídos.

Contudo, a medida que o esgoto é disposto e percolado na massa sólida – material filtrante, 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.

Nos sistemas de fluxo vertical, Platzer & Mauch (1997) relataram que a colmatação ocorre somente nos primeiros 15 centímetros do material filtrante e é diretamente dependente da carga orgânica aplicada. Os mesmos autores destacam, com base na literatura especializada, que os mecanismos que conduzem à colmatação, são:

- i. deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície do material filtrante, promovendo a obstrução dos espaços vazios entre partículas;

- ii. produção de biomassa e excreção de substâncias extracelulares gerados pelos microrganismos aderidos, devido ao constante suprimento de nutrientes pelos esgotos;
- iii. precipitação química e deposição nos poros.

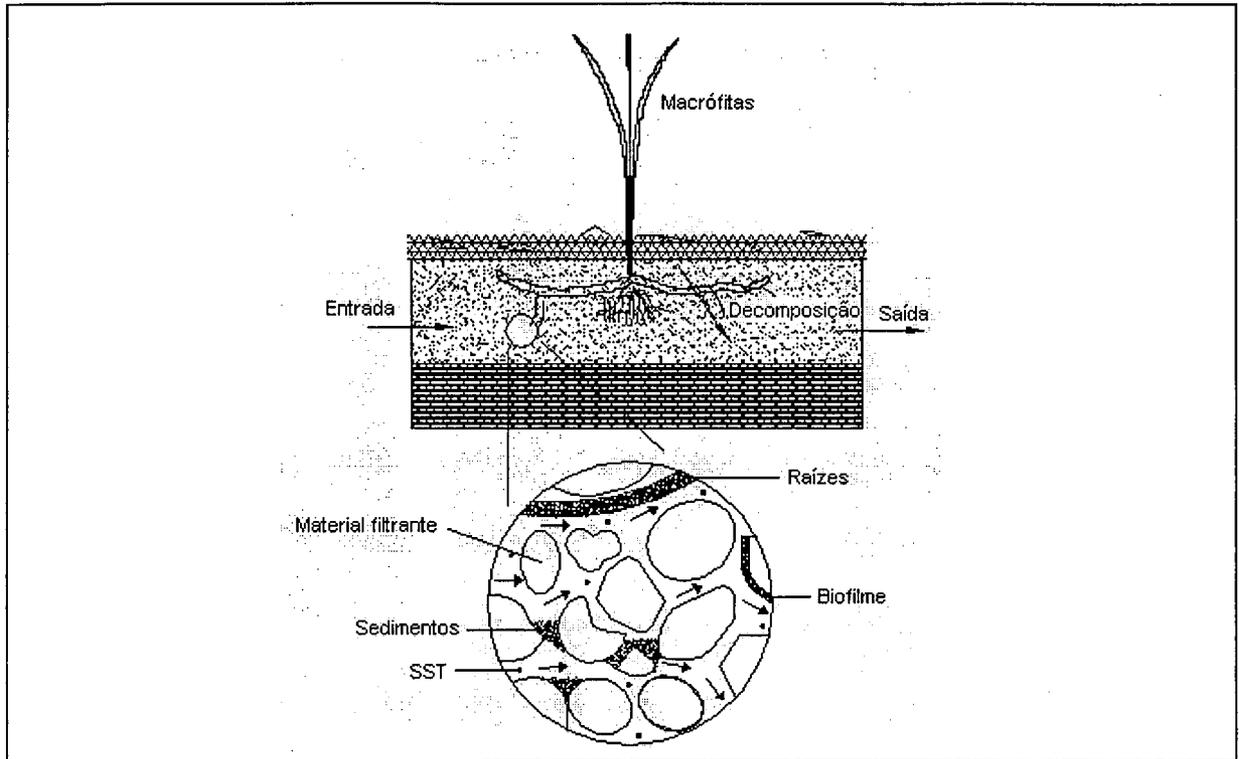


Figura 5: Representação da retenção e/ou remoção de sólidos nos *wetlands* construído de escoamento subsuperficial. (Fonte: adaptado de Kadlec & Knight, 1996).

Associado ao acúmulo de SS no material filtrante, as raízes das macrófitas tendem a diminuir os espaços nos primeiros centímetros da massa sólida. O resultado da atividade microbiológica e do crescimento do sistema radicular (raízes, rizomas) é o aumento da retenção de material sólido nos poros da massa filtrante. Este acúmulo ocorre próximo a entrada, quando for o caso dos sistemas de fluxo horizontal, e no topo, verificado nos de fluxo vertical (Tanner & Sukias, 1994 *apud* Kadlec & Knight, 1996).

A distribuição dos tamanhos dos grãos que compõem o material filtrante influencia diretamente na condutividade hidráulica e no volume de vazios, sendo por isso, importante parâmetro de projeto. Da mesma forma, a quantidade de oxigênio direcionado para a massa sólida tem relevância quanto ao processo de colmatação. Platzer & Mauch (1997) e inúmeros outros pesquisadores, afirmam que ciclos intermitentes de aplicação dos esgotos nos *wetlands* construído de escoamento subsuperficial de fluxo vertical são mais eficientes para a aeração

do material filtrante e conduzem a uma rápida biodegradação da matéria orgânica, donde incluem-se os SSV, diminuindo assim a velocidade de colmatação.

2.1.5.3. Transformações da série nitrogenada

O nitrogênio é um elemento chave nos ciclos biogeoquímicos existentes nos *wetlands*. As formas encontradas nos *wetlands* construídos, na sua maior parte oriundas dos lançamentos de esgotos, variam desde compostos orgânicos – aminoácidos, uréia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas, até compostos inorgânicos em diferentes estágios de oxidação – amônia (NH_4^+ e/ou NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e, finalmente, nitrogênio gás (N_2). Vários processos biológicos e físico-químicos podem transformar o nitrogênio nestas diferentes formas, conforme verificado na figura 6.

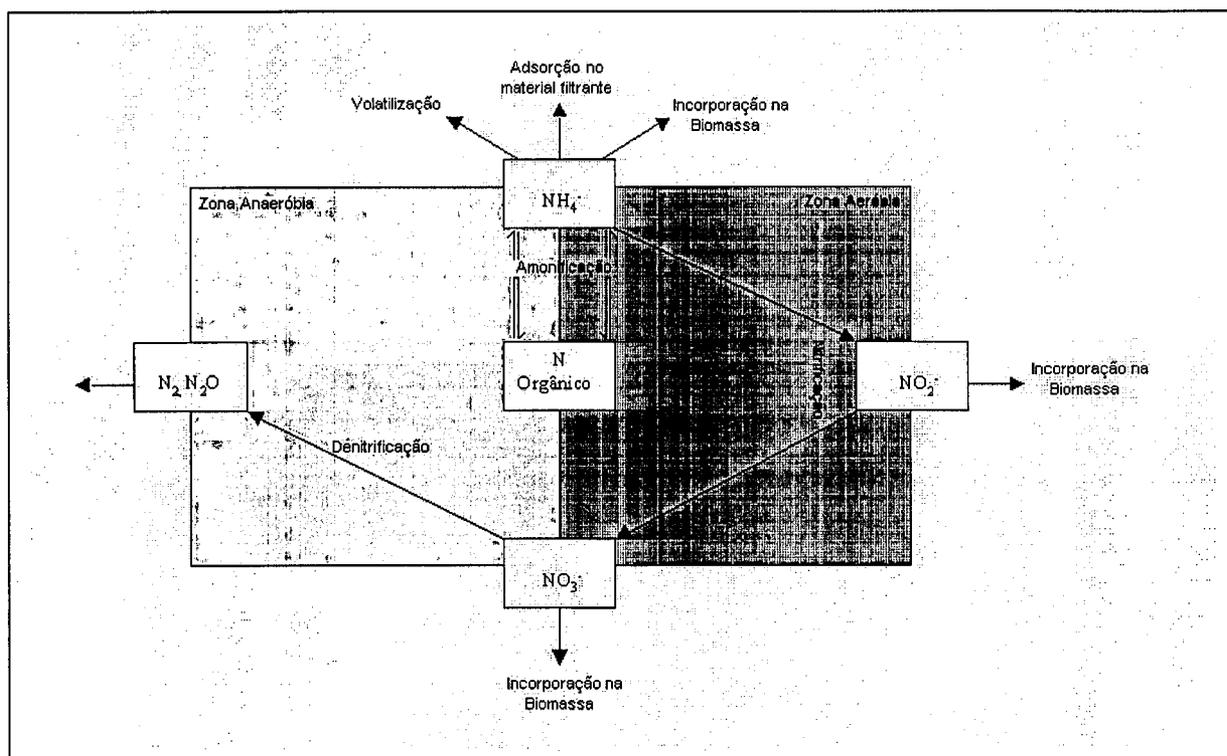


Figura 6: Transformações do nitrogênio nos *wetlands* construídos. (Fonte: adaptado de Cooper *et al.*, 1996).

O maior mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico nos *wetlands* construídos é a sequência dos processos de amonificação, nitrificação e denitrificação (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000; Cooper *et al.*, 1996; Kadlec & Knight, 1996). Em resumo, o nitrogênio orgânico é mineralizado à amônia através da hidrólise e degradação bacteriana; a

amônia é oxidada a nitrato por meio de bactérias nitrificantes em zonas aeróbias; por fim, os nitratos são convertidos a nitrogênio gasoso em ambientes anóxicos e anaeróbios. O oxigênio requerido para a nitrificação é suprido por convecção e difusão atmosférica e pelas plantas. Porém, o nitrogênio também é requerido pelas macrófitas e, portanto, incorporado em sua biomassa. Outros mecanismos como a volatilização e a adsorção são verificados, porém, em menor importância quando comparados com a nitrificação / denitrificação.

- Amonificação:

Amonificação é um processo no qual o N-orgânico é convertido a N-inorgânico, especialmente N-amônia. As taxas de conversão do N-orgânico à N-amônia são rápidas em zonas aeróbias e decrescem em zonas facultativas e anaeróbias.

O nitrogênio orgânico (proteínas e uréia) podem ser convertidos a amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3), dependendo da faixa de pH. Em pH próximo da neutralidade, prevalecem o surgimento de amônio e dióxido de carbono, bem como íon hidroxila que podem afetar a acidez do meio (IFU, 2000). A faixa ótima de pH para o processo de amonificação está entre 6,5 e 8,5 (Cooper *et al.*, 1996).

Nos *wetlands* construídos a taxa de amonificação é dependente da temperatura, pH, razão carbono/nitrogênio (C/N) residual e de nutrientes disponíveis no sistema, bem como as condições do solo – textura e estrutura (Reddy & Patrick, 1984 *apud IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

- Nitrificação:

Nitrificação é um processo quimioautotrófico, usualmente definida como uma oxidação biológica da amônia a nitrato sob condições aeróbias e mediada, basicamente, por dois gêneros de microrganismos: *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (IWA Specialist Group on Use of Macrophytes, 2000; WEF, 1994; WPCF, 1983).

Estes dois gêneros de bactérias nitrificantes utilizam o dióxido de carbono e a alcalinidade do meio (cerca de 7,14 mg CaCO_3 por mg de $\text{NH}_4\text{-N}$ oxidado – Cooper *et al.*, 1996) como fonte de carbono para a síntese de novas células. Estes organismos requerem, também, oxigênio –

O₂ como aceptor de elétrons (numa proporção aproximada de 4,3 mg O₂ por mg NH₄-N oxidado) durante a conversão da amônia a nitrito e, finalmente, a nitrato (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

A nitrificação ocorre em duas etapas: a primeira é a conversão da amônia a nitrito, mediada pelas *Nitrosomonas*; a segunda, o nitrito formado é convertido a nitrato por meio das *Nitrobacter* (WPCF, 1983). Estas etapas são demonstradas nas equações que seguem:



A taxa de oxidação da amônia – cinética da nitrificação, é diretamente proporcional a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes (WPCF, 1983). Porém, a velocidade desta transformação é influenciada por uma série de parâmetros que, segundo Vymazal (1995) *apud IWA Specialist Group on Use of Macrophytes* (2000), são: pH, alcalinidade, temperatura, fonte de carbono inorgânico, população microbiológica, concentração da amônia e a quantidade de oxigênio dissolvido.

Parâmetros como pH, alcalinidade, temperatura e oxigênio, podem ser modificados a fim de otimizar a nitrificação, sendo que estes parâmetros apresentam os seguintes valores ótimos (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000; WEF, 1994; WPCF, 1983):

- pH e alcalinidade: a faixa ótima de pH varia entre 7,5 e 8,6. 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 mg CaCO₃.L⁻¹ 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;
- temperatura: a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes varia consideravelmente com a temperatura. Desta forma, a temperatura afeta a taxa de conversão da amônia à nitrito e nitrato, tornando-se um fator de inibição do processo. Tendo em vista que o decréscimo da temperatura afeta mais as bactérias formadoras de nitratos

- *Nitrobacter* do que as formadoras de nitrito – *Nitrosomonas*, um aumento deste nitrito tende a prevalecer, e este, conseqüentemente, pode ser tóxico a outros organismos presentes. A faixa ótima de temperatura relatados em culturas puras varia de 25 a 35° C, e nos solos varia de 30 a 40° C. Abaixo de 15° C têm-se uma considerável diminuição nas taxas de conversão, sendo a faixa de 4 a 5° C o mínimo de temperatura para que ocorra a nitrificação;

- oxigênio: a presença de oxigênio dissolvido é uma condição essencial para a nitrificação. Aproximadamente 4,3 mg de O₂ por mg de nitrogênio amoniacal faz-se necessário para oxidar esta amônia a nitrogênio nitrato. Portanto, quanto maior a concentração de amônia a ser oxidada, maior será a necessidade de oxigênio dentro do meio filtrante nos *wetlands* construído de escoamento subsuperficial. Este oxigênio é carregado para o interior do meio filtrante via convecção e difusão atmosférica, bem como através das macrófitas.

- Denitrificação:

Denitrificação biológica é definida como um processo no qual microrganismos – bactérias quimioheterotróficas reduzem o nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gás, sob condições anóxicas (onde o oxigênio dissolvido não está presente sendo, então, disponibilizado o oxigênio de fontes como o nitrato, nitrito, fosfato ou até mesmo o sulfato) (Cooper *et al.*, 1996; WPCF, 1983).

Existem inúmeros gêneros de bactérias quimioheterotróficas capazes de reduzir nitrato. Os gêneros *Bacillus*, *Micrococcus* e *Pseudomonas* são os mais importantes encontrados no solo (IWA Specialist Group on Use of Macrophytes, 2000); já em ambientes aquáticos as mais importantes são as *Pseudomonas*, *Aeromonas* e *Vibrio* (Grant & Long, 1981 *apud* IWA Specialist Group on Use of Macrophytes, 2000).

A denitrificação dá-se em duas etapas: a primeira é a conversão do nitrato a nitrito e a segunda, é a redução deste nitrito a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gasoso. Os três últimos produtos são gases e escapam para a atmosfera (Cooper *et al.*, 1996).

A presença de oxigênio dissolvido inibe o sistema enzimático necessário à denitrificação, tornando-se, portanto, num parâmetro crítico a ser controlado. Outros parâmetros como pH e alcalinidade também são importantes ao processo. A faixa ótima de pH deve ser entre 7,0 e 8,0, porém, durante a denitrificação, alcalinidade é produzida podendo resultar num aumento do pH (Cooper *et al.*, 1996).

O carbono (matéria orgânica) deve estar disponível como fonte de energia para as bactérias denitrificantes. Esta fonte de carbono precisa ser suficiente nos efluentes ou estar contida no biofilme aderido ao material filtrante. Caso isto não ocorra, fontes sintéticas como o metanol, etanol ou ácido acético devem ser fornecidas.

- Assimilação de nitrogênio pelas macrófitas:

As macrófitas presentes nos *wetlands* construídos requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Dado ao fato que estas macrófitas são altamente produtivas, consideráveis quantidades de nutrientes podem ser incorporados na sua biomassa (Brix, 1997).

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

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

A capacidade de retirada de nitrogênio - assimilação pelas macrófitas, e desta forma a quantidade que pode ser removida se a planta for podada, é aproximadamente, segundo Brix (1997), na faixa de 200 a 2500 kg N.ha⁻¹.ano⁻¹ (0,05 a 0,68 g.m⁻².d⁻¹). O mesmo autor indica

que se as plantas não forem podadas, uma grande quantidade de nitrogênio que fora incorporada à biomassa retornará ao meio devido a morte e decomposição dos seus tecidos.

- Adsorção no material filtrante:

Amônia não ionizada pode ser removida de uma solução através de reações de adsorção com detritos e sedimentos inorgânicos - geralmente ocorrido nos *wetlands* construído de escoamento superficial, e por meio de adsorção ao material filtrante nos *wetlands* construído de escoamento subsuperficial (Kadlec & Knight, 1996). Porém, a capacidade de troca iônica da amônia com os minerais do material filtrante não é considerada como sendo uma forma de remoção permanente (Cooper *et al.*, 1996).

Se o material filtrante for submetido a alimentação intermitente - caso verificado nos *wetlands* construído de escoamento subsuperficial, a amônia adsorvida pode ser oxidada a nitrato (Kadlec & Knight, 1996). Por outro lado, somente sistemas com alimentação intermitente mostram rápidas remoções da amônia da massa líquida devido a adsorção no material filtrante (Cooper *et al.*, 1996).

O modelo de Freundlich pode ser utilizado para quantificar a amônia adsorvida ao material filtrante (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000; Kadlec & Knight, 1996).

- Performances de nitrificação e denitrificação nos *wetlands* construídos:

Ambos os sistemas de fluxo horizontal e fluxo vertical, como visto, possuem habilidades na depuração da matéria carbonácea. Porém, em relação aos processos de nitrificação e denitrificação, tem-se diferenciado a ocorrência destes processos nos dois regimes de fluxo.

O *wetland* construído de escoamento subsuperficial de fluxo vertical é mais empregado para a nitrificação devido a maior incorporação de oxigênio via convecção e difusão atmosférica no material filtrante. Este fenômeno ocorre devido a intermitência de aplicação do efluente, que durante a alimentação deste no material filtrante tende a promover um "arraste" do O₂ atmosférico criando um gradiente de convecção, por diferença de pressão entre a atmosfera e o interior da massa sólida.

Platzer (1999) afirma que se o tempo entre a aplicação do esgoto nos sistemas de fluxo vertical e sua completa infiltração no material filtrante for curto, o volume de esgoto que fora aplicado se equivale ao volume de ar atmosférico que entra na massa por convecção. Como o ar atmosférico contém cerca de $300 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, destaca o mesmo autor, a entrada de oxigênio por convecção pode ser calculada multiplicando-se o volume de esgoto aplicado pela concentração de oxigênio contido no ar. Já para a difusão, conforme a lei de Fick, tem-se cerca de $1 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ difundido. Platzer (1999) em seus experimentos relatou um coeficiente de difusão em torno de $3,5 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$.

O balanço de oxigênio para que se processe a nitrificação, portanto, pode ser calculado somando-se as entradas por convecção e difusão mais o transporte de oxigênio via macrófitas ($0,02 \text{ g O}_2$ liberado pelas raízes por $\text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ - Kadlec & Knight, 1996). A concentração de O_2 obtida deve ser maior que a demanda (aproximadamente $4,3 \text{ mg O}_2 / \text{mg NH}_4\text{-N}$ oxidada) (Platzer, 1999).

Inúmeros trabalhos têm reportado a nitrificação nos sistemas de fluxo vertical, sendo porém, a maior parte deles empregados para efluentes domésticos. Felde & Kunst (1997), por exemplo, obtiveram 90% de remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ e atribuíram esta remoção a oxidação desta amônia a nitrato - nitrificação.

Na utilização de *wetlands* construído de escoamento subsuperficial de fluxo vertical como polimento de efluentes da suinocultura, Kantawanichkul *et al.* (2000) verificaram, num estudo em escala piloto, porcentagens de transformação de amônia para nitrato de 45% e 64% para cargas aplicadas de $6,22 \text{ g NH}_3\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e $9,52 \text{ g NH}_3\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, respectivamente.

Por outro lado, a denitrificação é mais evidente nos sistemas de fluxo horizontal, pois na maior parte do tempo o material filtrante bem como a rizosfera permanecem inundados com o efluente aplicado. Esta inundação impede a entrada de O_2 atmosférico na massa sólida, tornando o ambiente anóxico e/ou anaeróbio, propício para a ocorrência do processo.

Platzer (1999) relatou que a utilização do sistema de fluxo horizontal mostrou-se eficiente para eliminar 80% do nitrogênio nitrificado em etapas anteriores, inclusive em situações de baixa relação carbono/nitrogênio - C/N ($< 0,7$). Porém, estes resultados foram alcançados para taxas de aplicação que não excediam $1 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Esta configuração de *wetlands* construídos vem sendo utilizada para sistemas domésticos individuais ou para pequenas coletividades, onde remoções de nitrogênio inorgânico são reportados (Souza *et al.*, 2001; Meira *et al.*, 2001; Sezerino & Philippi, 2000; Roston & Mansor, 1999).

Kantawanichkul *et al.* (2000) identificaram cerca de 60% de desnitrificação em *wetlands* construído de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal aplicado a dejetos líquidos de suínos, porém devido a elevada concentração de nitrato (em média 140 mg.L^{-1} após processo de nitrificação) obtiveram, ainda, uma concentração média de $57 \text{ mg NO}_3\text{-N.L}^{-1}$ no efluente produzido no *wetland*.

2.1.5.4. Retenção e remoção de Fósforo

O fósforo - P é um macro nutriente essencial para o crescimento de plantas e microrganismos. As maiores fontes de fósforo nas águas residuárias são provenientes das excretas humanas ou animais, de detergentes e outros produtos sintéticos e de elementos químicos utilizados no tratamento de água potável (WPCF, 1983).

As moléculas de fósforo, portanto, são encontradas nestes efluentes tanto na forma orgânica - presentes nas proteínas, lipídios e aminoácidos, como na forma inorgânica - ortofosfatos e polifosfatos. Os ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) são mais facilmente disponíveis ao metabolismo biológico sem necessidade de maiores quebras. Já os polifosfatos, incluem moléculas com 2 ou mais átomos de fósforo, átomos de oxigênio e, em alguns casos, átomos de hidrogênio combinados em uma complexa molécula ($\text{P}_2\text{O}_7^{4-}$, $\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}$, $\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7^{2-}$, $\text{H}_3\text{P}_2\text{O}_7^-$, $\text{P}_3\text{O}_{10}^{5-}$, $\text{HP}_3\text{O}_{10}^{4-}$, $\text{H}_2\text{P}_3\text{O}_{10}^{3-}$, $\text{H}_3\text{P}_3\text{O}_{10}^{2-}$); estes polifosfatos sofrem hidrólise em soluções aquosas e são convertidos a ortofosfato, porém, esta reação é lenta (Crites & Tchobanoglous, 1998).

Nos *wetlands* construídos os mecanismos de retenção de fósforo contido nas águas residuárias incluem processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo fenômenos de precipitação, sedimentação e, principalmente, adsorção. Já o relevante mecanismo de remoção, segundo Lantzke *et al.* (1998) *apud* Arias *et al.* (2001), é a incorporação deste fósforo na biomassa das macrófitas e a poda regular subsequente. Kadlec & Knight (1996), contudo, indicam que a imobilização do fósforo ocorre também através da sua utilização pelas algas e outros

microrganismos, e devido a incorporação na matéria orgânica. Os microrganismos que utilizam o fósforo para seu metabolismo são chamados de OAPs - organismos acumuladores de fósforo, incluindo aí as bactérias *Acinetobacter*, *Pseudomonas* e *Moraxella* (WEF, 1994). Por outro lado, inúmeros autores relatam que a adsorção dos poli e ortofosfatos nos constituintes do material filtrante e a precipitação, são as formas mais expressivas de retenção do fósforo.

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

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

Além dos minerais Fe, Ca, Al e do pH, a taxa de adsorção do fósforo é controlada pelo potencial redox do substrato e pela área superficial adsorptiva dos grãos do material filtrante (Vymazal *et al.*, 1998 *apud* Drizo *et al.*, 1999). Grãos finos possuem grandes áreas superficiais e desta forma a adsorção do fósforo tende a aumentar, porém, estes materiais geralmente possuem baixa condutividade hidráulica, a qual propicia uma rápida colmatação do material filtrante (Drizo *et al.*, 1999).

Fósforo na forma gasosa (PH_3) também tem sido reportado nos *wetlands*. Pode ser emitido em ambientes com baixo potencial redox juntamente com o metano (Kadlec & Knight, 1996). Dévai *et al.* (1988) *apud* Kadlec & Knight (1996), estimaram que aproximadamente $1,7 \text{ g PH}_3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ foi "perdido" em um sistema de *wetlands* construído na Hungria.

Como mencionado, o fósforo também é incorporado nos tecidos dos organismos vivos. A faixa de concentração incorporada no tecido das macrófitas varia entre 0,1 a 0,4% em peso seco (Kadlec & Knight, 1996). Brix (1997) aponta para uma remoção de fósforo (incorporação seguido de poda) de aproximadamente $30 \text{ a } 150 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ ($0,008 - 0,041 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

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

- Performances de remoção e retenção do fósforo nos *wetlands* construídos:

Sob as diferentes formas de retenção e remoção de fósforo, têm-se performances variadas verificadas na literatura pertinente. Na maioria dos casos, realizam-se estudos em sistemas que tratam esgotos domésticos. Como exemplo, pode-se citar o estudo de Gearheart (1993) que verificou incorporação de fósforo na biomassa de *Typha latifolia* em torno de 2,1 a 2,9 gP.mg⁻¹ em peso seco, em esgoto com concentração afluyente de 3,22 mgP.L⁻¹.

Mais recentemente, Drizo *et al.* (1999) relacionaram diferentes grandezas de fósforo adsorvido em diferentes materiais filtrantes. Um dos materiais utilizados pelos pesquisadores, denominado como *Shale* - rocha calcárea característica da Escócia, adsorveu cerca de 730 mgP.Kg⁻¹ de material filtrante, concluindo que este mineral possui melhores propriedades que outros materiais da região, para ser empregado como material filtrante nos WCESS.

Arias *et al.* (2001) testaram, por meio de ensaio em laboratório - colunas, 13 tipos de materiais filtrantes. Os pesquisadores alimentaram as diferentes colunas com um efluente sintético contendo 320 mgP.L⁻¹ e levantaram a quantidade de Fe, Ca, Al e Mg nestes materiais filtrantes. Perceberam remoções de P variando de 2,05 a 3,95 mg.g⁻¹ de material filtrante em peso seco.

No Brasil, estudos de Sezerino & Philippi (2000) apontaram para uma eficiência de remoção de ortofosfato de 92% (afluente = 53,47 mg.L⁻¹; efluente = 4,30 mg.L⁻¹) em sistema composto por tanque séptico seguido de *wetlands* construído de escoamento subsuperficial de fluxo

horizontal. Souza *et al.* (2001) destacam duas etapas distintas de remoção de fósforo em um sistema compreendido de reator anaeróbio de fluxo ascendente com de manta de lodo - UASB, seguido de *wetlands* construídos: (a) na primeira, compreendida entre os primeiros 8 meses do estudo, obtiveram remoções de 78 a 100% em diferentes módulos *wetlands* testados; (b) a partir do 8º mês de operação, ocorreu um brusco decaimento na eficiência de remoção de fósforo chegando, inclusive, ao 16º mês com eficiência abaixo de 10% de remoção. Obteve, porém, ao longo dos 480 dias de experimento uma variação de 2,2 a 3,5 g de fósforo retido no material filtrante por dia. Salati Filho *et al.* (2000) obtiveram eficiência de remoção de ortofosfato de 70% e para fósforo total de 67%, em uma unidade em escala piloto aplicada como tratamento terciário.

Na aplicação de *wetlands* construídos como polimento de sistemas de tratamento de dejetos da suinocultura, Finlayson *et al.* (1987) foram uns dos primeiros a relatarem eficiência de remoção de fósforo; verificaram remoções médias de 23% e 12% para fósforo total e ortofosfato, respectivamente. Mais recentemente, Reddy *et al.* (2000), em seus estudos, alcançaram faixas de remoção de fósforo variando entre 30 a 45%, sendo que a incorporação na biomassa das macrófitas fora cerca de 35 Kg.ha⁻¹ (= 3,5 g.m⁻²). Hunt & Poach (2000) relacionaram vários trabalhos empregando *wetlands* construídos no polimento de dejetos de suínos e relataram porcentagens de redução na concentração de fósforo total variando entre 44 e 76%.

2.1.6. DIMENSIONAMENTO E PARÂMETROS DE PROJETO NOS WETLANDS

Desde os primeiros sistemas tipo *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias, diferentes equações e relações empíricas vêm sendo empregadas no seu dimensionamento - determinação de área superficial, volume, tempo de retenção, entre outros.

Hammer (1989) considera todos os *wetlands* construídos como reatores biológicos de biofilme fixo, prevendo para estes uma remoção de matéria orgânica segundo a cinética de degradação de primeira ordem aplicável para reatores tipo pistão - *plug flow*. A consideração da cinética ser aplicável a reatores tipo pistão, implica em assumir que a dispersão é ignorada (Von Sperling, 1996; Conley *et al.*, 1991).

Já para os de fluxo vertical, além da cinética de degradação de primeira ordem e porosidade do material filtrante, deve-se levar em conta o balanço de oxigênio necessário à manutenção da condição aeróbia no interior da massa filtrante.

O balanço de oxigênio, portanto, considera que a soma das entradas de oxigênio deve ser superior a demanda, a qual é o resultado da soma das demandas para a decomposição da matéria carbonácea mais a demanda de nitrificação. Por outro lado, as entradas de oxigênio dão-se através da convecção e difusão do ar atmosférico no interior da massa filtrante. Platzer (1999) descreve as equações do balanço de oxigênio. Para o desenvolvimento destas equações, Platzer (1999) destaca que a difusão é diretamente relacionada com os parâmetros físicos do material filtrante (d_{10} , porosidade...). O autor obteve em uma areia relativamente fina ($d_{10} = 0,11\text{mm}$) um coeficiente de difusão de $3,5 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$, ou seja, dentro da faixa definida na literatura especializada ($2 \cdot 10^{-3}$ a $6,5 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$). Desta forma, a quantidade de oxigênio difundida no material filtrante resultou numa taxa de $1 \text{ gO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. A entrada de oxigênio por convecção é função da carga hidráulica aplicada (não devendo ser superior a $250 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$) e do tempo de infiltração na massa filtrante.

Platzer (1999) recomenda ainda, que não deve-se exceder uma carga aplicada de $6,5 \text{ g NTK} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Porém, Cooper *et al.* (1997) relatou bons resultados com cargas aplicadas de $48 \text{ g NH}_4\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ em sistemas projetados como tratamento terciário (onde a DBO afluente era menor que $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

Inúmeras outras equações são reportadas na literatura especializada para o dimensionamento dos *wetlands* construídos, com a finalidade de se processar a nitrificação. Grant (1995) *apud* Cooper *et al.* (1996), por exemplo, desenvolveu uma equação baseada simplesmente em relação empírica (m^2 por pessoa). O autor empregou a relação de 2 m^2 por pessoa para 4 pessoas e $0,78 \text{ m}^2$ por pessoa para até 100 pessoas, e obteve satisfatória remoção de DBO, porém incompleta nitrificação.

Hammer & Knight (1994) avaliaram 18 *wetlands* construídos, nos Estados Unidos, e plotaram, num mesmo gráfico, os diferentes resultados obtidos em termos de redução de amônia. Os resultados plotados variam de $0,1$ a $26,4 \text{ Kg NH}_4\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ($0,01$ a $2,64 \text{ g NH}_4\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$).

- Material Filtrante:

O material filtrante empregado em sistemas de tratamento tipo *wetlands* possui papel fundamental no processo de depuração da matéria orgânica, na transformação das frações nitrogenadas, na adsorção de fósforo e, principalmente, na manutenção das condições hidráulicas.

As questões hidráulicas (permeabilidade e fluxo) são expressas através das propriedades das partículas sólidas do material filtrante. Partículas com formas poliédricas (arredondadas), tais quais aquelas que predominam nas areias e pedregulhos em geral, são universalmente aceitas como ideais para a composição de sistemas de filtração.

Dentre as propriedades das partículas do material filtrante, a composição granulométrica e os índices que desta podem ser obtidos – diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade e condutividade hidráulica teórica, definem parâmetros relevantes de projeto.

O diâmetro efetivo, ou ainda d_{10} , é definido como o diâmetro correspondente a 10% em peso total das partículas menores que ele (Caputo, 1996; ABNT, 1997). Através da obtenção deste índice, pode-se prever o coeficiente de uniformidade (U) e a condutividade hidráulica teórica (K) do material em questão.

Bucksteeg (1990) avaliando os parâmetros presentes no guia alemão ATV-A262, descreve que o coeficiente de permeabilidade (expresso em $m.s^{-1}$) pode ser obtido através da seguinte relação:

$$K = d_{10}^2 / 100 \quad \text{Equação 6}$$

onde: K = coeficiente de permeabilidade ($m.s^{-1}$)

d_{10} = diâmetro efetivo (mm)

O mesmo autor indica, ainda, que com base no diâmetro efetivo e no diâmetro correspondente a 60% em peso total de todas as partículas menores que este valor (d_{60}) – obtido com o ensaio granulométrico, pode-se determinar o coeficiente de uniformidade pela relação:

$$U = d_{60} / d_{10} \quad \text{Equação 7}$$

onde: U = coeficiente de uniformidade (adimensional)

d_{60} e d_{10} em milímetros

Esta relação demonstra, na realidade, segundo Caputo (1996), a falta de uniformidade de um solo e/ou material filtrante, pois seu valor diminui ao ser mais uniforme o material. Considera-se, portanto, granulometria muito uniforme os materiais cujo coeficiente de uniformidade sejam inferiores a 5 unidades; uniformidade média onde o coeficiente de uniformidade encontra-se entre 5 e 15 unidades; e desuniforme quando o coeficiente de uniformidade for maior que 15 unidades.

As tecnologias empregadas no tratamento de efluentes líquidos, domésticos ou industriais, baseadas no princípio de filtração e crescimento de biofilme aderido a um meio suporte inerte, tais quais as valas de filtração, filtros de areia, biofiltros e sistemas tipo *wetlands*, entre outros, definem como propriedades ideais para as partículas as seguintes dimensões:

- d_{10} superior ou igual a 0,20mm; coeficiente de uniformidade menor ou igual a 5 unidades; coeficiente de permeabilidade menor ou igual a 10^{-4}m.s^{-1} (Arias *et al.*, 2001; Platzer, 1999; Cooper *et al.*, 1996; Conley *et al.*, 1991; Bucksteeg, 1990). Particularmente, para sistemas de vala de filtração e filtros de areias, que são prescritos na norma NBR 13969/97 (ABNT, 1997), o d_{10} deve estar entre 0,25mm e 1,20mm, e o coeficiente de uniformidade ser menor que 4 unidades.

A maioria dos *wetlands* construído de escoamento subsuperficial projetados na Europa, notadamente no Reino Unido, têm empregado o cascalho e/ou areia grossa. Recomendam a utilização de cascalho com tamanho médio dos grãos variando de 8 a 16mm em sistemas de fluxo horizontal. Recomenda-se, também, que este material seja lavado antes de ser utilizado como substrado de filtração, a fim de remover as partículas finas que podem com o tempo, reduzir a porosidade do material. Em sistemas de fluxo vertical sugere-se a utilização de uma camada superior de cascalho, seguido de uma camada de areia lavada com diâmetro efetivo (d_{10}) variando de 0,25 a 0,5mm e com um coeficiente de uniformidade de aproximadamente 3,5 (IWA Specialist Group on Use of Macrophytes, 2000).

- Parâmetros de projeto:

Os parâmetros físicos e dinâmicos que são relevantes no projeto de sistema *wetlands*, são:

- vazão de efluente a ser tratado;

- regime de fluxo;
- tempo de retenção no reator *wetland* construído - volume do reator;
- constante de reação - constante de degradação biológica;
- balanço de oxigênio;
- porosidade do material filtrante;
- área superficial - relação comprimento x largura;
- profundidade;
- material filtrante - diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade, condutividade hidráulica.

Alguns destes parâmetros são relativos ao tipo de material adotado, e outros são calculados. Dentre os parâmetros adotados, a literatura aponta (Arias *et al.*, 2001; *IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000; Platzer, 1999; Kadlec & Knight, 1996; Cooper *et al.*, 1996; Conley *et al.*, 1991; Bucksteeg, 1990):

- porosidade (n) = 0,42 - para solos coesivos
0,35 - para areias
0,25 - para cascalho;
- diâmetro efetivo (d_{10}) = 0,25 a 0,5mm - para areias e cascalho;
- coeficiente de uniformidade (U) = ≤ 5 unidades (recomendado 3,5 unidades);
- condutividade hidráulica (Kf) = $\leq 10^{-4}$ m.s⁻¹;
- constante de reação - constante de degradação biológica (K) = fator dependente da temperatura. É tomado como base o valor da constante para temperatura de 20° C:
 $K_{20} = 0,70 \text{ d}^{-1} \pm 0,23$. Deve-se porém, corrigir o valor da constante para a temperatura crítica, utilizando a equação abaixo.

$$K_T = K_{20} * (1,06)^{T-20} \dots\dots\dots \text{equação 18}$$

onde: K_T = constante da temperatura T;
T = temperatura crítica

- profundidade (p) = entre 0,30 a 0,80m para o material filtrante.

CAPÍTULO 3

3.1. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1.1. UNIDADE DE TRATAMENTO EM ESTUDO

3.1.1.1. Perfil da unidade SADIA S/A - Faxinal dos Guedes / SC

A unidade da SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC, atuante no ramo agropecuário, foi fundada em Julho de 1976. Em Faxinal dos Guedes tem-se a única unidade da companhia que desenvolve todo o material genético de suínos e multiplica o material genético das aves. Toda a estrutura existente é a base para o fornecimento dos fomentos agropecuários de aves e suínos (SADIA S/A, 2000).

Esta unidade, também conhecida como Fazenda Sede, é composta por 57 granjas multiplicadoras de suínos, de onde são produzidos cerca de 24.500 suínos reprodutores matrizes / ano e 68.160 suínos para abate / ano; 68 granjas de avicultura com uma produção de aproximadamente 72 milhões de ovos férteis / ano; 1 fábrica de ração, bem como os escritórios, laboratório, almoxarifado, refeitório e ambulatório (SADIA S/A, 2000).

Com relação a suinocultura, a Fazenda Sede possui uma granja experimental especialmente projetada para realizar diversos experimentos na área de nutrição, manejo, sanidade e reprodução, que geram tecnologias a serem transferidas para as outras unidades do grupo e, também, para a integração (SADIA S/A, 2000).

3.1.1.2. Estação de tratamento de efluentes líquidos - Lagoas de Estabilização

Das atividades de suinocultura promovidas na Fazenda Sede, são gerados cerca de $600 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ de dejetos que são encaminhados à estação de tratamento de efluentes. Esta estação é compreendida por tratamento primário - tanque de acúmulo, peneiras e decantador e tratamento secundário seguido de desinfecção - conjunto de 7 lagoas de estabilização (2 anaeróbias, 1 facultativa, 1 aerada e 3 de maturação), conforme as figuras 7, 8 e 9.

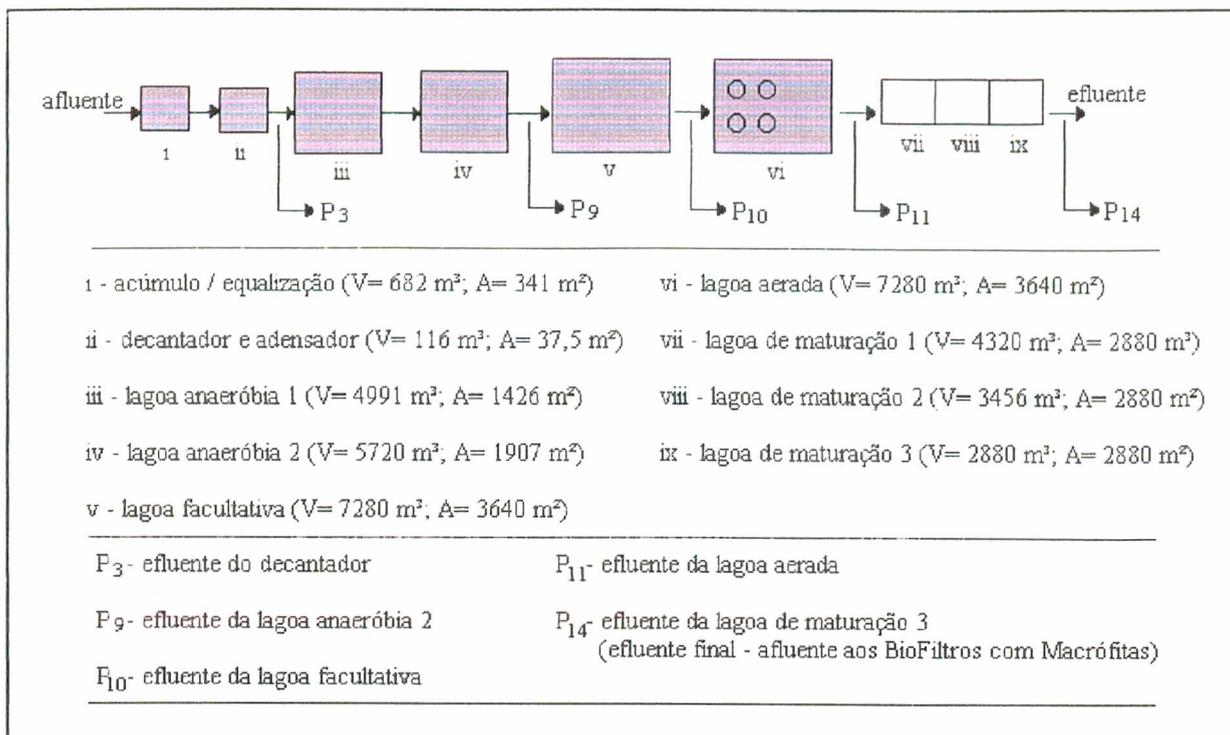


Figura 7: Fluxograma da estação de tratamento de efluentes e os respectivos pontos de amostragens.

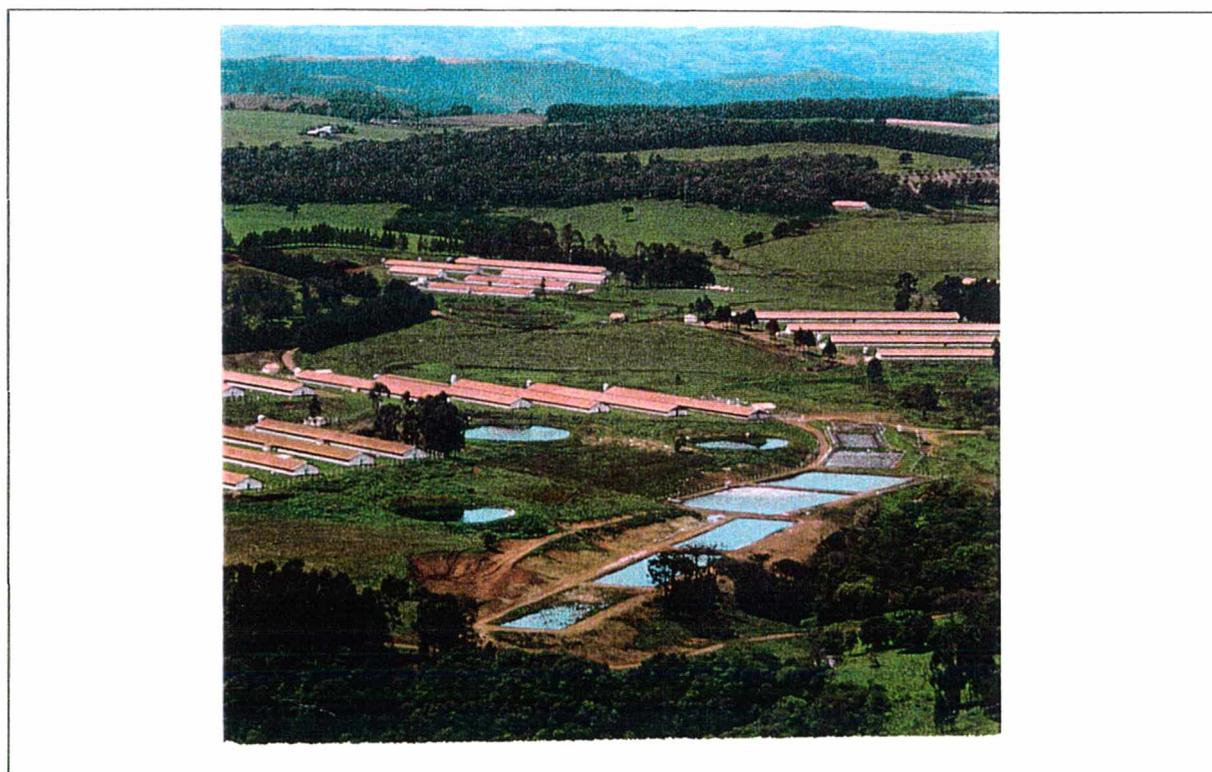
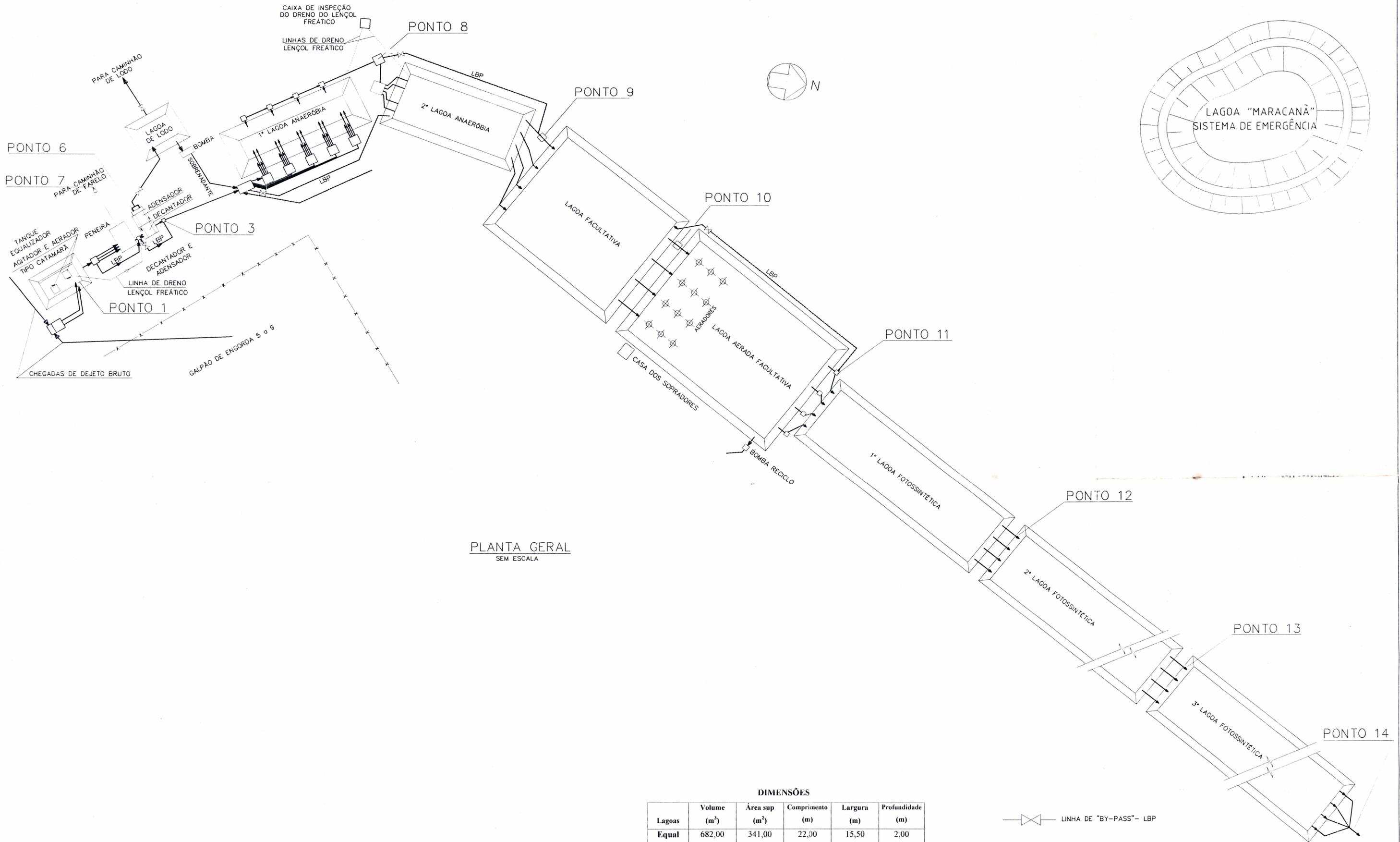


Figura 8: Foto da estação de tratamento de efluentes na unidade SADIA S/A - Faxinal dos Guedes / SC



PLANTA GERAL
SEM ESCALA

DIMENSÕES

Lagoas	Volume (m³)	Área sup (m²)	Comprimento (m)	Largura (m)	Profundidade (m)
Equal	682,00	341,00	22,00	15,50	2,00
Dec	116,25	37,50	5,00	7,50	3,10
1ª ana	4.991,00	1.426,00	62,00	23,00	3,50
2ª ana	5.719,50	1.906,50	61,50	31,00	3,00
Facul	7.280,00	3.640,00	65,00	56,00	2,00
Aerada *	7.280,00	3.640,00	65,00	56,00	2,00
1ª matu	4.320,00	2.880,00	96,00	30,00	1,50
2ª matu	3.456,00	2.880,00	96,00	30,00	1,20
3ª matu	2.880,00	2.880,00	96,00	30,00	1,00

* Lagoa aerada possui 24 aeradores de fundo

—X— LINHA DE "BY-PASS" - LBP

REVISÃO				DESENHOS DE REFERÊNCIA			
Nº	DESCRIÇÃO	DES. S.M.	RESP. E.V.	DATA	DES. Nº	PRÓCEDÊNCIA	ASSUNTO
2	PARA APROVAÇÃO			30/10/96			


UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA


DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
 PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Pos-tratamento em efluentes de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos da suinocultura utilizando biofiltros com macrofitas (vertical constructed wetlands)

Patricio Heleno Sczerzino
 Orientador: Prof. Dr. Luiz Sergio Philipp
 Co-orientador: Prof. Ph.D. Hugo Moreira Soares

FIGURA 9: Planta geral da ETE - Lagoas de Estabilização - unidade SADIÁ S/A -
 Faxinal dos Guedes / SC

3.1.2. PÓS-TRATAMENTO DOS EFLUENTES DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

3.1.2.1. Concepção do sistema de pós-tratamento

A técnica empregada para promover o pós-tratamento nos efluentes das lagoas de estabilização na unidade SADIA S/A, em Faxinal dos Guedes / SC, é conhecida internacionalmente como *vertical constructed wetlands*. Devido a falta de uniformidade na sua tradução para a língua portuguesa, definiu-se para este estudo o termo BioFiltros com Macrófitas.

Os sistemas tipo *wetlands* construídos (os quais baseiam-se em princípios e parâmetros de projeto definidos para os filtros de areia) notadamente aqueles com escoamento subsuperficial de fluxo vertical, atuam, como discutido anteriormente, na transformação do nitrogênio, na retenção e incorporação do fósforo e na retenção de sólidos, sendo portanto, indicados como pós-tratamento de efluentes.

O estudo realizado ao longo dos 12 meses, entre novembro de 2000 a novembro de 2001, deu-se de acordo com as seguintes etapas:

- (a) caracterização do material filtrante escolhido previamente e utilizado nos testes em escalas laboratorial e de campo;
- (b) simulação em escala laboratorial por meio de colunas;
- (c) construção, operação e monitoramento dos módulos em escala de campo / piloto, denominados de Biofiltros com Macrófitas.

As etapas (b) e (c) ocorreram simultaneamente. As simulações em colunas foram desenvolvidas junto ao Laboratório de Desenvolvimento de Processos Tecnológicos - LDPT do Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos - EQA da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC. Já os módulos pilotos BioFiltros com Macrófitas, foram construídos, operados e monitorados junto a unidade SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC.

3.1.2.2. Caracterização do material filtrante

O material filtrante empregado nas colunas e nos módulos pilotos foi previamente definido pelos técnicos da SADIA S/A em conjunto com técnicos do ISAH (*Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfaltechnik* - Universidade de Hannover/ Alemanha). Este era composto por uma camada superior de pedra britada (10 cm de espessura), uma camada intermediária de areia (70 cm de espessura) e uma camada de fundo, também com pedra britada (10 cm de espessura), conforme figura 10. A escolha da camada intermediária formada por areia foi condicionada somente a questões visuais (areia 1 - visualmente mais fina e areia 2 - visualmente mais grossa), sendo o material proveniente do município de Porto União/SC.

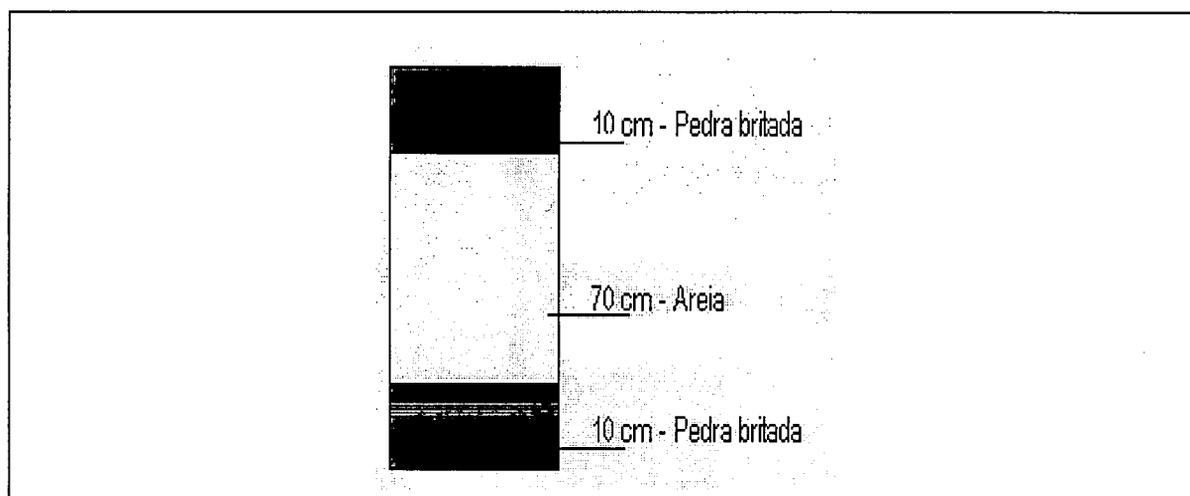


Figura 10: Esquema representativo da camada filtrante empregada nas colunas e nos módulos em escala piloto.

A camada superior de pedra britada foi utilizada com o propósito de promover uma dispersão uniforme ao longo de toda a área superficial, e de servir como barreira física para que materiais mais grosseiros não promovessem distúrbios na camada subsequente. Já a camada de fundo, serviu de suporte para a tubulação de coleta.

Para a composição da camada intermediária de areia, foram empregadas dois tipos distintos de areia, sendo estas após a escolha caracterizadas através de ensaio de granulometria (curva granulométrica), realizado no Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Civil - ECV da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, e de ensaio empregados para determinação de minerais em solos, realizado no Laboratório Físico Químico e Biológico da

Companhia de Desenvolvimento Agrícola do Estado de Santa Catarina - CIDASC. O quadro 3 descreve as características das amostras de areias utilizadas no estudo.

Quadro 3: Características físico-químicas das areias empregadas como material filtrante nas colunas e nos módulos pilotos.

Amostra	Ensaio	Composição
Areia 1	Curva granulométrica*	<ul style="list-style-type: none"> - diâmetro efetivo (d_{10}) = 0,21mm - diâmetro a 60% (d_{60}) = 0,45mm - coeficiente de uniformidade $U = 2,14$ - condutividade hidráulica $K = 4,4 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ % de grãos correspondente a fração de areia fina = 57,04% % de grãos correspondente a fração de areia média = 36,49% % de grãos correspondente a fração de areia grossa = 5,07% demais porcentagens correspondem a pedregulhos e outras frações
	Minerais constituintes**	<ul style="list-style-type: none"> - Ferro (Fe) = não detectável - Cálcio (Ca) = 20 mg.kg⁻¹ - Alumínio (Al) = não detectável - Magnésio (Mg) = 12,5 mg.kg⁻¹
Areia 2	Curva granulométrica*	<ul style="list-style-type: none"> - diâmetro efetivo (d_{10}) = 0,23mm - diâmetro a 60% (d_{60}) = 1,38mm - coeficiente de uniformidade $U = 6,00$ - condutividade hidráulica $K = 5,4 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ % de grãos correspondente a fração de areia fina = 29,61% % de grãos correspondente a fração de areia média = 38,55% % de grãos correspondente a fração de areia grossa = 5,67% % de grãos correspondente a fração de pedregulho = 24,57%
	Minerais constituintes**	<ul style="list-style-type: none"> - Ferro (Fe) = não detectável - Cálcio (Ca) = 40 mg.kg⁻¹ - Alumínio (Al) = não detectável - Magnésio (Mg) = 12,5 mg.kg⁻¹

* análises realizadas no Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Civil - ECV/UFSC

** análises realizadas no Laboratório Físico Químico e Biológico da Companhia de Desenvolvimento Agrícola do Estado de Santa Catarina - CIDASC

3.1.2.3. Simulação em colunas

As simulações desenvolvidas em escala laboratorial por meio de colunas, foram realizadas ao longo de 224 dias, durante os meses de março a outubro de 2001.

Duas colunas de PVC, denominadas C₁ e C₂, com diâmetro de 150mm (área superficial de 0,018 m²) e altura de 0,90m foram preenchidas com o material filtrante definido previamente na caracterização, conforme segue:

- coluna C₁: preenchida com a areia 1;
- coluna C₂: preenchida com a areia 2.

O ensaio foi conduzido diariamente, com exceção dos finais de semana, sendo a aplicação do efluente final das lagoas de estabilização (P₁₄) realizada 3 vezes ao dia. A figura 11 mostra um esquema da coluna.

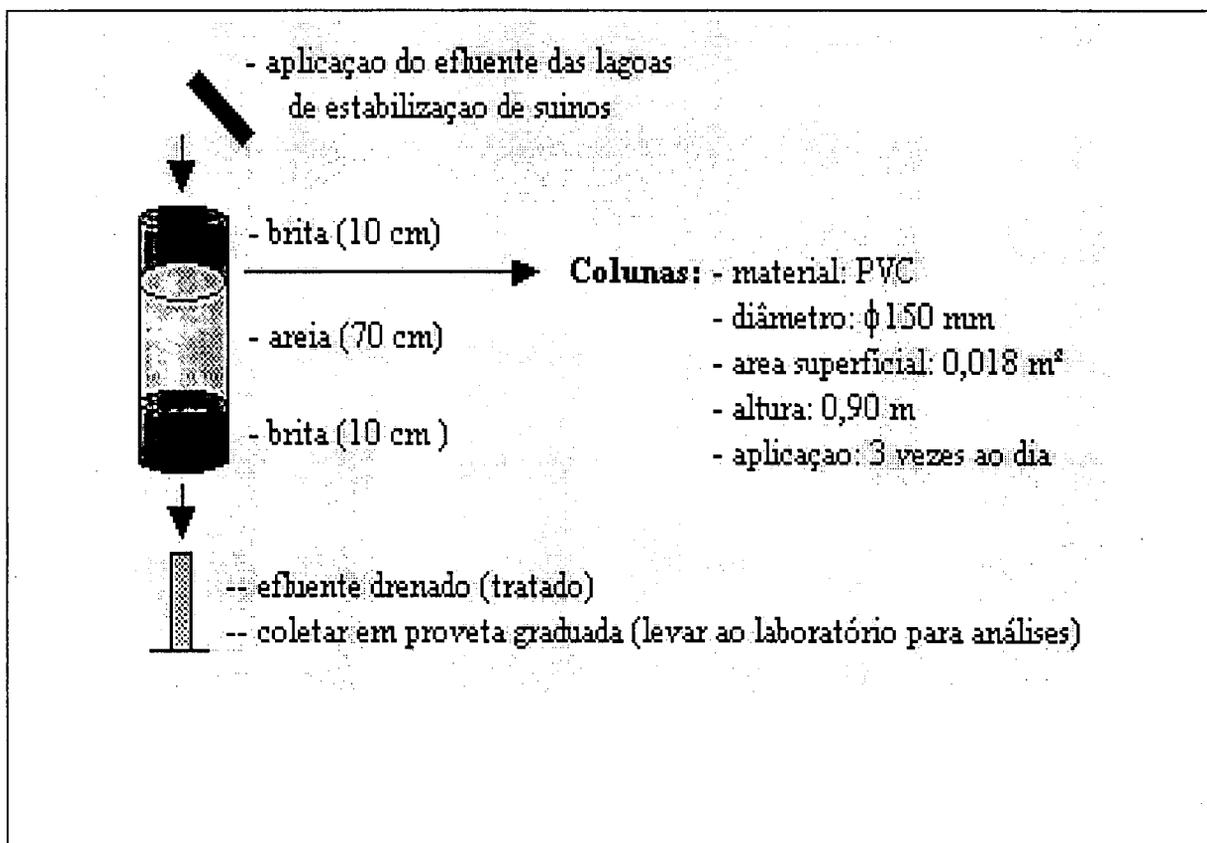


Figura 11: Esquema da coluna de simulação montada no Laboratório de Desenvolvimento de Processos Tecnológicos - LDPT / EQA / UFSC

- Intervenções realizadas durante o período de operação (224 dias - de março a outubro de 2001)

Várias intervenções foram realizadas nas colunas, a fim de fornecer as condições ideais para a transformação do nitrogênio amoniacal a nitrogênio nitrato, bem como avaliar a capacidade das areias testadas na retenção / adsorção do ortofosfato. O quadro 4 destaca as intervenções efetuadas na simulação em colunas.

Quadro 4: Intervenções desenvolvidas nas colunas C₁ e C₂ durante o período de março a novembro de 2001.

Período	Intervenções	Observações
- março / 2001 - a partir do dia 20 (1º dia de operação)	I. montagem das colunas; II. aplicação diária (3 vezes por dia) dos efluentes das lagoas de estabilização (P ₁₄)	♦ o efluente final das lagoas eram resfriados e transportados até o laboratório LDPT / EQA / UFSC em Florianópolis, e mantidos congelados
- abril / 2001 - a partir do dia 12 (23º dia de operação) - durante a última semana	I. adição de CaCO ₃ no afluente numa razão de 7mg CaCO ₃ por mg de NH ₄ -N contido no P ₁₄ II. recirculação do efluente drenado nas colunas	♦ medida corretiva adotada devido a redução de pH no efluente drenado nas colunas - indicativo do consumo da alcalinidade. ♦ realizado devido a falta de dejetos do P ₁₄ em estoque
- maio / 2001 - a partir do dia 03 (44º dia de operação)	I. adição de NaOH 1 N	♦ realizado a fim de recuperar a queda de pH no efluente drenado das colunas - volume de NaOH aplicado foi baseado na medida de pH dos drenados das colunas até atingir pH 7,5
- agosto / 2001 - a partir do dia 15 (148º dia de operação) - dia 22 (155º dia de operação)	I. interrupção da alimentação da coluna C ₁ II. interrompido a adição de NaOH	♦ redução significativa do potencial de drenagem da coluna C ₁ - indicativo de colmatação (interrompido a alimentação diária com efluente P ₁₄) ♦ o pH do efluente drenado nas colunas se mantiveram em torno da neutralidade após este período em que fora adicionado NaOH
- setembro / 2001 - a partir do dia 14 (178º dia de operação)	I. retomada a alimentação da coluna C ₁	♦ restabelecido o potencial de drenagem na respectiva coluna
- outubro / 2001 - dia 30 (224º dia de operação)	I. finalizado o estudo em colunas	

- Alimentação das colunas

Os efluentes das lagoas de estabilização (P₁₄) utilizados na alimentação das colunas de simulação foram coletados em 4 diferentes períodos (20/03/2001 - 12/04/2001 - 29/06/2001 - 20/09/2001). As amostras foram coletadas diretamente na tubulação de saída da última lagoa da série (3ª lagoa de maturação), sendo em seguida resfriadas e transportada até o LDPT em Florianópolis. No laboratório foram congeladas e utilizadas gradualmente ao longo do período de estudo.

Os volumes e cargas aplicadas nas colunas foram variáveis durante o estudo, conforme definido no quadro 5.

Quadro 5: Variações de volume e cargas aplicadas nas colunas de simulação - C₁ e C₂

Lote	Período	Nº de amostragens	Volume diário aplicado (mL)	Carga aplicada (g.m ⁻² .d ⁻¹)
Lote 1	entre o 1º dia e o 22º dia de operação - (21 dias)	04	540	DQO = 11,20 NH ₄ -N = 9,02 PO ₄ -P = 2,35
Lote 2	entre o 23º dia e o 85º dia de operação - (62 dias)	13	540	DQO = 13,70 NH ₄ -N = 10,99 PO ₄ -P = 0,68
Lote 3 a	entre o 86º dia e o 107º dia de operação - (21 dias)	02	540	DQO = 12,45 NH ₄ -N = 17,01 PO ₄ -P = 0,68
Lote 3 b	entre o 108º dia e o 183º dia de operação - (75 dias)	08	750	DQO = 17,29 NH ₄ -N = 23,63 PO ₄ -P = 0,94
Lote 4	entre o 184º dia e o 224º dia de operação - (40 dias)	02	750	DQO = 29,17 NH ₄ -N = 24,82 PO ₄ -P = 1,10

3.1.2.4. Estudo em escala piloto - módulos BioFiltros com Macrófitas

O sistema de pós-tratamento em escala piloto - BioFiltros com Macrófitas, foi instalado a jusante da estação de tratamento de efluentes - Lagoas de Estabilização, na unidade da SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC, durante o período compreendido entre novembro/2000 a janeiro/2001.

A operação e o monitoramento ocorreram ao longo de um período de 10 meses, entre fevereiro de 2000 a novembro de 2001.

- Estrutura e dimensões do sistema

O sistema de BioFiltros com Macrófitas era compreendido por (Figura 12):

- 01 caixa de chegada do efluente final (afluente) das lagoas de estabilização (P₁₄) com capacidade de 3000 litros;
- 01 caixa de passagem com capacidade de 1000 litros;
- 06 tanques de alvenaria de tijolos revestidos com manta plástica (denominados de módulos), sendo apenas 04 módulos destes utilizados no estudo;
- 02 conjunto moto-bomba com 1/3cv de potência (cada conjunto), para a aplicação intermitente nos diferentes módulos;
- 01 conjunto moto-bomba com 2cv de potência, para efetuar a sucção do afluente (P₁₄);
- 01 quadro de comando responsável pela automação das bombas;
- tubulação de distribuição de efluente, com diâmetro nominal (DN) de 25mm;
- tubulação de coleta do efluente tratado nos módulos, com diâmetro nominal (DN) de 50mm;
- conexões e registros.

Os parâmetros adotados para a definição da área superficial de cada módulo, foram:

- concentração afluente de DBO $\cong 500 \text{ mg.L}^{-1}$ *
- concentração afluente de NH₄-N $\cong 300 \text{ mg.L}^{-1}$ *

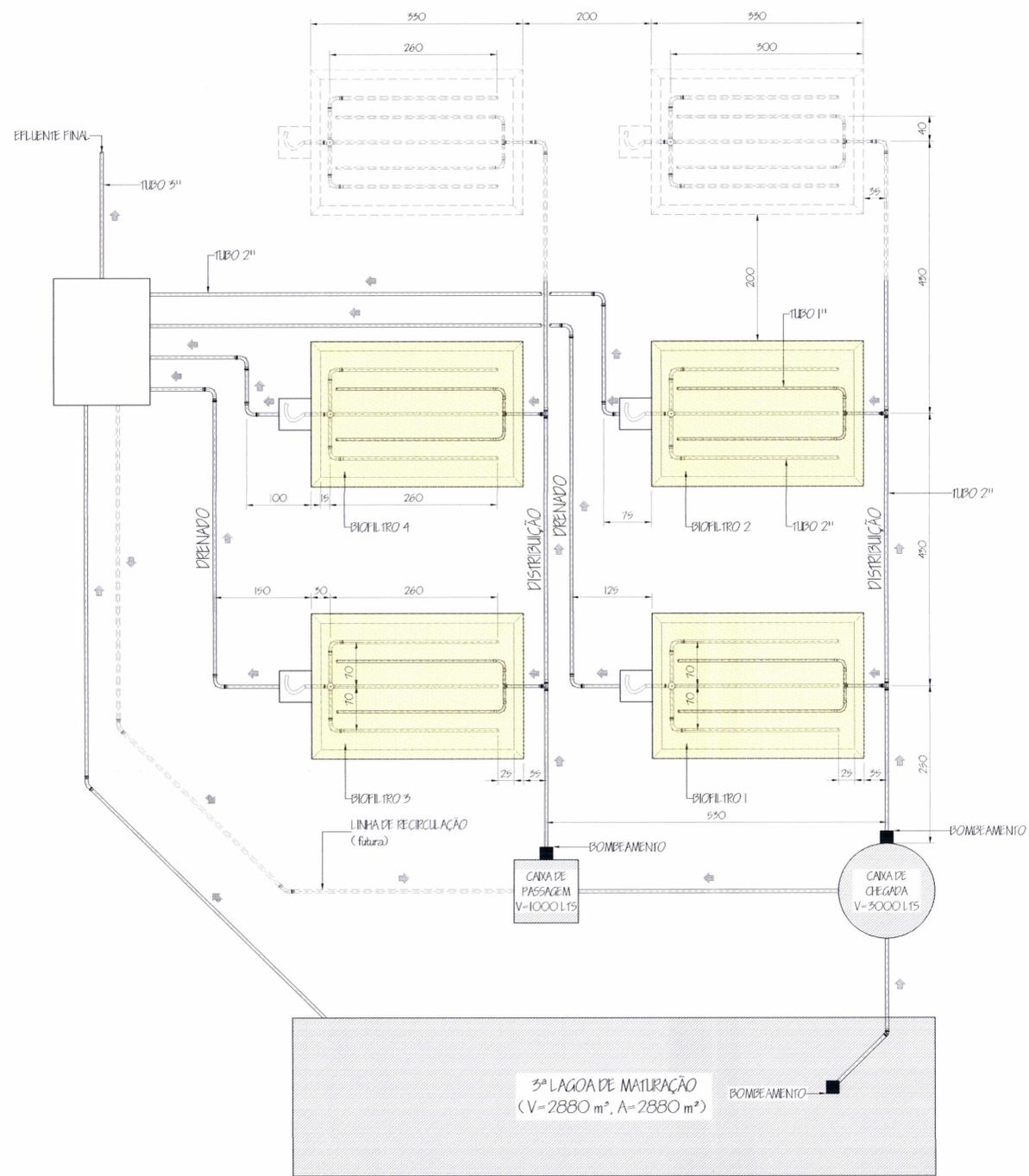
* concentração média do efluente final das lagoas de estabilização - P₁₄, durante o ano de 2000;

- carga hidráulica aplicada de 30 mm.d^{-1} ($30 \text{ L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$);
- carga de amônia inicial de aproximadamente $9,0 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$;
- intermitência de aplicação de 3 vezes ao dia.

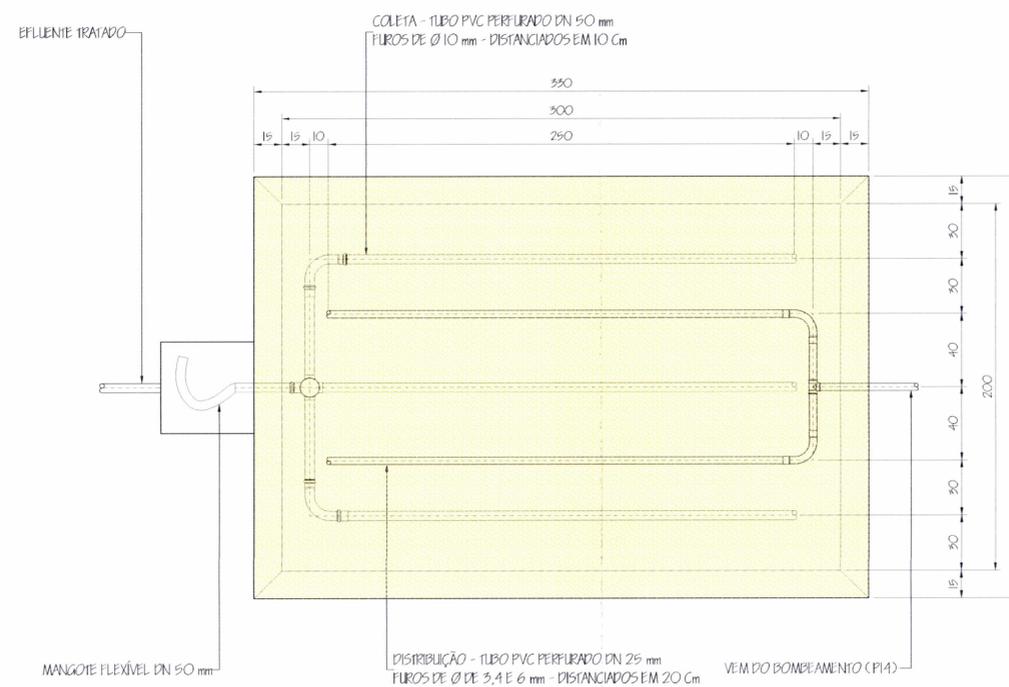
Com estes parâmetros definidos, os quais são semelhantes àqueles testados em escala laboratorial - simulação em colunas (obedecendo as devidas proporções), definiu-se as seguintes dimensões para cada módulo BioFiltro com Macrófita (Figura 12):

- área superficial: $A = 7,59 \text{ m}^2$;
- volume: $V = 4,92 \text{ m}^3$;
- geometria: trapezoidal;
- dimensões: - comprimento: 3,30 m dimensão superior
3,00 m dimensão inferior
 - largura: 2,30 m dimensão superior
2,00 m dimensão inferior
 - profundidade: 0,90 m;
- material filtrante: formado por 10 cm de pedra britada na porção superior; 70cm de areia na porção intermediária e 10 cm de pedra britada na porção inferior;
- sistema de distribuição: 02 tubos de PVC DN 25mm com furos de 3, 4 e 6mm de diâmetro, distanciados entre si em 0,20m;
- sistema de coleta: 03 tubos de PVC DN 50mm perfurados com furos de 10mm de diâmetro, distanciados entre si em 10 cm.
- Intervenções realizadas durante o período de construção e operação (12 meses - novembro/2000 a novembro/2001)

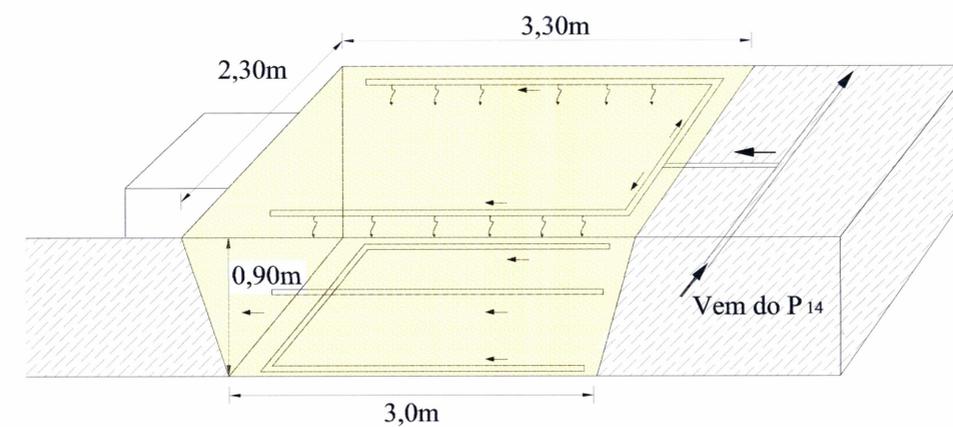
Ao longo do período de estudo, várias ações foram estabelecidas nos módulos BioFiltros com Macrófitas; algumas destas ações foram realizadas na partida dos módulos, outras foram ações corretivas. O quadro 6 descreve as ações executadas durante o período estudado.



LAYOUT GERAL DA UNIDADE DE PÓS-TRATAMENTO INSTALADA NA SADIÁ S/ A - FAXINAL DOS QUEDES / SC - ESCALA 1/50



VISTA SUPERIOR DO MÓDULO BIOFILTRO COM MACRÓFITAS (vertical constructed wetlands) - ESCALA 1/20



VISTA EM PROFUNDIDADE DO MÓDULO BIOFILTRO COM MACRÓFITAS (vertical constructed wetlands) - SEM ESCALA

DIMENSÃO DE CADA BIOFILTRO COM MACRÓFITAS:

- * ÁREA SUPERFICIAL = 7,59 m²
- * VOLUME = 4,92 m³
- * DIMENSÕES = 3,30 m X 2,30 m SUPERIOR
3,00 m X 2,00 m INFERIOR
0,90 m PROFUNDIDADE
- * GEOMETRIA = TRAPEZOIDAL
- * TAXA DE APLICAÇÃO = 30 mm/DIA
- * TRH TEÓRICO = 7,5 DIAS

LEGENDA

- BIOFILTRO COM MACRÓFITAS - 1 - PREENCHIDO COM AREIA 1
- BIOFILTRO COM MACRÓFITAS - 2 - PREENCHIDO COM AREIA 2
- BIOFILTRO COM MACRÓFITAS - 3 - PREENCHIDO COM AREIA 1
- BIOFILTRO COM MACRÓFITAS - 4 - PREENCHIDO COM AREIA 2

Quadro 6: Intervenções executadas nos módulos BioFiltros com Macrófitas durante o período estudado (entre novembro de 2000 a novembro de 2001).

Período	Intervenções	Observações
- novembro / 2000	I. construção dos módulos em escala piloto na unidade SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC	♦ construídos 06 módulos em alvenaria de tijolo e revestidos com manta plástica (Figura 13)
- janeiro / 2001 - no dia 29 - a partir do dia 31 (1º dia de operação)	I. testes hidráulicos nos módulos: - saturação com água; - teste de estanqueidade; II. 1º plantio das macrófitas III. início da aplicação do efluente das lagoas de estabilização (P ₁₄) nos módulos BioFiltros	♦ necessário para identificar possíveis vazamentos e para promover uma lavagem na areia - material filtrante (Figura 14) ♦ havia umidade suficiente nos módulos devido a saturação com água - as macrófitas (<i>Typha</i> spp) foram plantadas numa densidade de 4 mudas.m ⁻² ♦ a alimentação era realizada apenas com a periodicidade de 01 vez ao dia - aplicado 30mm.d ⁻¹ (num total de 230L.d ⁻¹)
- fevereiro e início de março / 2001 (entre o 6º e o 34º dias) - a partir do dia 06/03 (34º dia de operação)	I. permanência do estado de saturação (água + efluente do P ₁₄) no interior da massa filtrante dos 04 módulos BioFiltros II. rebaixo do dispositivo de controle de nível (mangote flexível)	♦ o estado de saturação foi mantido devido a elevação do dispositivo de controle de nível (mangote flexível) - durante este período os módulos atuaram em condições aeróbias e anaeróbias, simultaneamente ♦ o mangote flexível foi rebaixado em 0,50m em relação a superfície dos módulos
- abril / 2001	I. proteção dos módulos contra ataque de animais roedores nas macrófitas	♦ as macrófitas (<i>Typha</i> spp) foram danificadas totalmente, sendo então retiradas
- maio / 2001 - a partir do dia 07 (96º dia de operação) - a partir do dia 22 (111º dia de operação)	I. aplicação intermitente do efluente final das lagoas (P ₁₄) nos módulos BioFiltros - 230 litros diários (3 vezes de 76,6 litros por dia) II. rebaixo do dispositivo hidráulico de controle de nível até o nível mínimo - próximo da base inferior dos módulos III. interrupção das análises físico-químicas nos módulos BioFiltro 1 e 3	♦ aplicação intermitente (de 8 em 8 horas) - aplicado as 9:00hs, 17:00hs e 01:00hs (Figura 15) ♦ módulos começam a atuar como filtros de fluxo vertical ♦ redução significativa do potencial de drenagem nos módulos BioFiltro 1 e 3 - início do processo de colmatação

Quadro 6: continuação

Período	Intervenções	Observações
<p>- agosto / 2001 - dia 03 (184º dia de operação)</p> <p>- a partir do dia 29 (213º dia de operação)</p>	<p>I. realizado o replantio das macrófitas</p> <p>II. adição de alcalinidade no afluente aos BioFiltros (P₁₄) através da introdução de carbonato - numa razão de 7 mg CO₃ por mg de NH₄-N no efluente do P₁₄</p> <p>III. troca constante das macrófitas, pois estas apresentavam-se amareladas</p> <p>IV. interrupção na alimentação, pois a caixa de chegada (que recebe o efluente das lagoas - P₁₄) apresentou problemas de vazamento</p>	<p>♦ realizado a proteção dos módulos contra roedores e replantado as macrófitas na mesma proporção da vez inicial (4 mudas.m⁻²)</p> <p>♦ medida corretiva que fora previamente adotada na simulação em colunas, a fim de fornecer alcalinidade para que o processo de nitrificação ocorra</p> <p>♦ indicativo de alta concentração de amônia no ambiente - rizosfera e/ou falta de umidade</p> <p>♦ o sistema deixou de funcionar durante 03 dias</p>
<p>- outubro e novembro / 2001</p>	<p>I. manutenção do funcionamento somente dos módulos BioFiltros 2 e 4 (areia 2) estavam em funcionamento - os demais BioFiltros 1 e 3, apresentavam-se colmatados</p> <p>II. troca constante das macrófitas</p>	<p>♦ Figura 16</p> <p>♦ as macrófitas ainda permaneciam com aspecto amarelado e não cobriam por completo a área superficial dos referidos módulos</p>



Figura 13: Fotos ilustrativas do início da construção dos módulos BioFiltros com Macrófitas na unidade SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC.



Figura 14: Foto ilustrativa de um módulo BioFiltro com Macrófita saturado com água.



Figura 15: Foto ilustrativa do sistema de alimentação - após início do período de aplicações intermitentes.



Figura 16: Fotos ilustrativas dos módulos BioFiltros 1 e 3 após estarem colmatados (em detalhe o BioFiltro 1 - foto superior) e dos módulos BioFiltros 2 e 4 (em detalhe o BioFiltro 2 - foto inferior).

3.1.3. MONITORAMENTO ANALÍTICO

Os parâmetros físico-químicos empregados no monitoramento analítico seguiram orientações do *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

A determinação das concentrações nas amostras analisadas deram-se por meio de espectrofotometria (espectrofotômetro modelos DR 2000 e DR 4000 - marca Hach), exceto para a DBO, pH e sólidos. O quadro 7 descreve sucintamente os métodos empregados no monitoramento analítico durante o período estudado.

Quadro 7: Descrição dos métodos empregados na determinação dos parâmetros avaliados.

Parâmetro	Método
Potencial hidrogeniônico - pH	Potenciométrico
Demanda Química de Oxigênio - DQO	Espectrofotométrico - digestão de refluxo fechado
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO ₅	Consumo de oxigênio dissolvido durante 5 dias a 20°C
Nitrogênio Total - Ntotal	Espectrofotométrico - <i>Kit Hach</i> (DR 4000)
Nitrogênio Amoniacal - NH ₄ -N	Espectrofotométrico - Nesller - <i>Kit Hach</i> (DR 4000)
Nitrogênio Nitrito - NO ₂ -N	Espectrofotométrico - <i>Kit Hach</i> (DR 4000)
Nitrogênio Nitrato - NO ₃ -N	Espectrofotométrico - <i>Kit Hach</i> (DR 4000)
Fósforo Ortofosfato - PO ₄ -P	Espectrofotométrico - <i>Kit Hach</i> (DR 4000)
Sólidos Totais - ST	Gravimétrico - banho maria
Sólidos Voláteis - SV	Gravimétrico
Sólidos Fixos - SF	Gravimétrico
Sólidos Suspensos Totais - SSt	Gravimétrico - centrifugação por 20 min a 5000 RPM
Sólidos Suspensos Voláteis - SSv	SS volatilizados em mufla a 600°C calculado a partir da diferença entre SSt e SSf
Sólidos Suspensos Fixos - SSf	SSt exceto volatilizado em mufla a 600°C

- Lagoas de Estabilização

Desde o ano de 1996 quando da implantação da estação de tratamento de efluentes tipo Lagoas de Estabilização na unidade SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC, realiza-se o monitoramento destes efluentes ao longo de todo o sistema de tratamento.

Desde a implantação, bem como durante o período de desenvolvimento do presente estudo, as lagoas foram monitoradas periodicamente com análises mensais de amostragem simples, ao longo de 5 pontos distintos, conforme destacados nas figuras 7 e 9. Os parâmetros avaliados foram: pH, DQO, DBO₅, N_{total}, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P, ST, SST, SSV, SSF.

A responsabilidade sob as coletas e análises foram do laboratório de análises da unidade SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC. As planilhas de resultados e os gráficos gerados destes, foram modelados conforme as necessidades e enfoque do estudo em questão.

- Simulação em colunas

O monitoramento analítico deu-se por meio de análises físico-químicas do afluente das colunas (P₁₄ - efluente final das lagoas de estabilização), e dos efluentes drenados nas colunas C₁ e C₂.

O afluente das colunas (P₁₄) fora caracterizado na medida em que eram utilizados os lotes previamente congelados. Os efluentes drenados nas colunas C₁ e C₂ eram coletados em um recipiente e analisados no mesmo dia, ou eram conservados refrigerados a 4°C para posterior análise.

Um total de 25 amostragens foram analisadas para o efluente drenado na coluna C₁, e 29 amostragens para o drenado da coluna C₂, ao longo dos 224 dias de simulação em escala laboratorial.

Os parâmetros analisados foram: pH, DQO, N_{total}, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P. As análises foram desenvolvidas em conjunto com o Laboratório de Tratamento de Efluentes do Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos/ UFSC e o Laboratório Integrado do Meio Ambiente do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / UFSC.

- Escala piloto - módulos BioFiltros com Macrófitas

Da mesma forma como na simulação em colunas, o monitoramento analítico deu-se por meio de análises físico-químicas do afluente dos módulos (P₁₄ - efluente final das lagoas de estabilização), e dos efluentes drenados nos BioFiltros 1, 2, 3 e 4.

As coletas eram simples e foram efetuadas na tubulação de saída de cada módulo BioFiltro; após coletadas, as amostras eram encaminhadas ao laboratório para a realização das análises junto ao laboratório de análises da unidade SADIA S/A - Faxinal dos Guedes / SC. A responsabilidade sob as coletas e análises foram do referido laboratório, sendo que as planilhas de resultados e os gráficos gerados destes foram modelados conforme as necessidades e enfoque do estudo em questão.

Os parâmetros avaliados foram: pH, DQO, Ntotal, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P, ST, SST, SSV, SSF.

- Período e número de amostragens nas Colunas e BioFiltros com Macrófitas

O período e o número de amostragens deram-se conforme segue:

- BioF 1 e 3 (areia 1): ao longo de 111 dias de operação, entre 06/fev/2001 a 22/mai/2001 - (14 amostragens);
- BioF 2 e 4 (areia 2): ao longo de 280 dias de operação, entre 06/fev/2001 a 06/nov/2001 - (43 amostragens);
- Colunas C₁ (areia 1): ao longo de 224 dias de operação, entre 26/mar/2001 a 30/out/2001 - (25 amostragens);
- Colunas C₂ (areia 2): ao longo de 224 dias de operação, entre 26/mar/2001 a 30/out/2001 - (29 amostragens).

CAPÍTULO 4

4.1. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao longo do período de estudo, compreendido desde a construção dos módulos em escala de campo (piloto) e das colunas em laboratório, resultados físico-químicos, de projeto e de operação foram gerados e são discutidos com o propósito de relacioná-los com as transformações e remoções de nutrientes (N e P).

Os resultados das análises físico-químicas de laboratório foram vinculados à caracterização das areias, empregadas como material filtrante, bem como com as intervenções desenvolvidas no decorrer do estudo, descritas nos quadros 4 e 6. Porém, ressalta-se a especificidade do sistema de tratamento de dejetos a montante dos módulos experimentais, pois apesar dos sistemas de tratamento tipo lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos de suínos apresentarem performances semelhantes em diferentes localizações, os resultados físico-químicos do sistema de pós-tratamento, no presente estudo, estão diretamente relacionados a forma com que estes dejetos são manejados e tratados nas lagoas de estabilização existentes na unidade SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC.

Portanto, a seqüência de discussão dos resultados obtidos dar-se-á pela caracterização da performance do sistema de lagoas de estabilização, seguido das performances obtidas nas colunas e nos módulos em escala piloto. Paralelamente, a atuação do material filtrante, as intervenções realizadas e aspectos meteorológicos serão relacionados a estas performances.

4.1.1. PERFORMANCE DO SISTEMA DE LAGOAS

Para melhor caracterizar a performance do tratamento ao longo das lagoas (amostradas conforme destacado nas figuras 7 e 9), utilizou-se os resultados dos últimos 2 anos (ano 2000 e ano 2001), totalizando 20 análises em cada ponto amostrado. A tabela 1 destaca as médias dos valores obtidos no monitoramento do sistema de tratamento empregado. Os valores brutos (amostrados mensalmente) encontram-se nas tabelas 3, 4, 5, 6 e 7 apresentadas em anexo (Anexo 1).

Tabela 1: Valores médios (\pm desvio padrão) obtidos ao longo dos pontos amostrados no sistema de tratamento tipo Lagoas de Estabilização existentes na unidade SADIA S/A em Faxinal dos Guedes / SC (Período: anos de 2000 e 2001 - 20 amostragens).

Parâmetros Analisados	Pontos Amostrados					Remoção em relação ao P ₃
	P ₃ (efluente do decantador)	P ₉ (efluente da lagoa anaer. 2)	P ₁₀ (efluente da lagoa facult.)	P ₁₁ (efluente da lagoa aerada)	P ₁₄ (efluente da lagoa matur. 3)	
pH	7,14 ($\pm 0,07$)	7,60 ($\pm 0,04$)	8,28 ($\pm 0,06$)	8,16 ($\pm 0,02$)	8,24 ($\pm 0,09$)	—
DQO (mg L ⁻¹)	11.578 (± 1.906)	6.444 (± 1.825)	1.093 (± 22)	869 (± 52)	626 (± 42)	94%
DBO (mg L ⁻¹)	5.772 (± 672)	2.959 (± 2.290)	518 (± 63)	343 (± 17)	251 (± 47)	96%
NT (mg L ⁻¹)	2.045 (± 373)	1.664 (± 156)	962 (± 110)	781 (± 23)	574 (± 8)	72%
NH ₄ -N (mg L ⁻¹)	1.275 (± 382)	938 (± 148)	664 (± 89)	449 (± 47)	361 (± 45)	72%
NO ₂ -N (mg L ⁻¹)	—	—	105 (± 10)	85 (± 13)	66 (± 17)	37% *
NO ₃ -N (mg L ⁻¹)	—	—	51 (± 37)	337 (± 26)	52 (± 19)	—
PO ₄ -P (mg L ⁻¹)	364 (± 36)	292 (± 90)	96 (± 21)	78 (± 12)	63 (± 8)	83%
ST (mg L ⁻¹)	8.750 (± 105)	9.244 (± 1136)	2.962 (± 407)	2.700 (± 382)	2.448 (± 162)	72%
SST (mg L ⁻¹)	4.237 (± 412)	5.524 (± 832)	476 (± 186)	335 (± 180)	185 (± 14)	96%
SSV (mg L ⁻¹)	2.932 (± 260)	3.105 (± 353)	352 (± 158)	259 (± 155)	126 (± 1)	96%
SSF (mg L ⁻¹)	1.304 (± 152)	2.417 (± 480)	124 (± 29)	75 (± 25)	58 (± 15)	96%

* Porcentagem de Remoção em Relação ao P₁₀

Previamente ao início da discussão dos parâmetros empregados no monitoramento do sistema de lagoas de estabilização, ressalta-se a escassa literatura a nível nacional, e até mesmo internacional, de parâmetros de projetos relacionados às lagoas de dejetos de suínos. Na

maioria dos casos, estas lagoas são dimensionadas de acordo com parâmetros desenvolvidos para efluentes domésticos, conduzindo ao subdimensionamento das mesmas, devido, principalmente, a considerável desproporcionalidade de concentração de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada existente entre os efluentes domésticos e os da suinocultura. Outro parâmetro relevante ao dimensionamento é a fração de sólidos em suspensão, que na maioria das vezes não é considerado como pertinente ao processo de depuração, porém, estes indicam indiretamente a quantidade de matéria orgânica presente e constituem-se num parâmetro condicionante e limitante quando se pretende dispor o efluente final no solo.

A partir destas considerações e dos valores médios destacados na tabela 1, pode-se inferir que o sistema de tratamento em questão apresenta uma carga orgânica volumétrica aplicada de cerca de 2,5 vezes superior aquela recomendada, para efluentes domésticos, na literatura nacional (de 0,1 a 0,3 kgDBO.m⁻³.d⁻¹ - Von Sperling, 1996) na primeira lagoa anaeróbia.

Esta elevada carga volumétrica comprova o subdimensionamento do sistema, notadamente a primeira lagoa anaeróbia. Maus odores oriundos da liberação de gás sulfídrico (H₂S), baixa performance de remoção de DQO e DBO (44% e 49%, respectivamente), bem como a elevação da concentração das frações de sólidos (ST, SST, SSV, SSF) ao final das lagoas anaeróbias, resultam deste subdimensionamento. Em sistema semelhante de tratamento de dejetos de suínos estudado por Zanotelli *et al.* (2000), obteve-se em média 89% de remoção de DQO apenas nas unidades anaeróbias (2 lagoas em série). Para as lagoas em questão, somente a partir da lagoa facultativa, a qual atua na maior parte do tempo como anaeróbia devido a elevada carga aplicada e a ausência de oxigênio dissolvido (medido diretamente em campo), tem-se conforme os valores médios descritos na tabela 1, remoções superiores a 90% de DQO e DBO. A figura 17 evidencia estes fatos, apresentando o comportamento médio individual destas lagoas em função das remoções dos vários parâmetros.

Quanto a série nitrogenada, verificou-se redução média de nitrogênio total de 72%, sendo a maior porcentagem de eliminação de nitrogênio (42%) ocorrendo na lagoa facultativa, como observa-se na figura 18. Fato este que provavelmente não está relacionado aos processos de nitrificação - denitrificação, pois a alta carga orgânica afluente a esta lagoa (cerca de 0,53 kg DQO.m⁻².d⁻¹ com uma concentração média em torno de 6445 mg DQO.L⁻¹) inibiria o crescimento de bactérias nitrificantes. Também, a concentração de oxigênio dissolvido não foi suficiente para a oxidação da amônia via microrganismos (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*).

Desta forma, os demais mecanismos de remoção da amônia, tais como a assimilação na biomassa, a sedimentação e a volatilização, são pertinentes (Middlebrooks *et al.*, 1983).

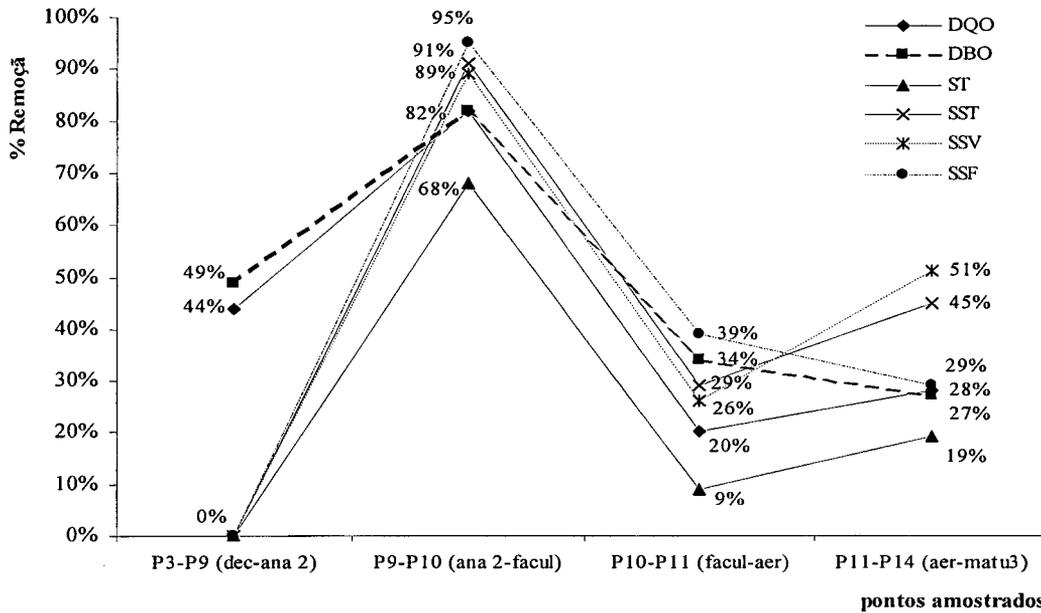


Figura 17: Comportamento médio das remoções de DQO, DBO, ST, SST, SSV e SSF ocorridas ao longo das lagoas de estabilização, em 20 amostragens.

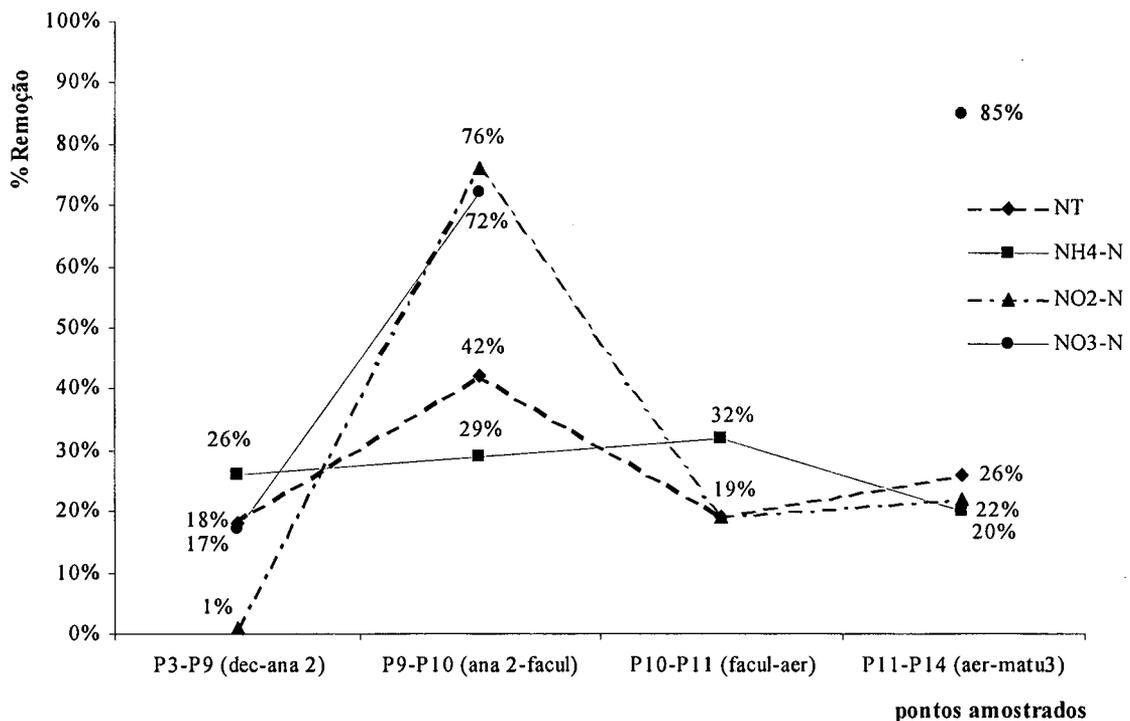


Figura 18: Comportamento médio das remoções da série nitrogenada (NH₄-N, NO₂-N e NO₃-N) ocorridas ao longo das lagoas de estabilização, em 20 amostragens.

Por outro lado, dos 32% de remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$ ocorridos entre as lagoas facultativa e aeróbias, grande parte deu-se por meio da nitrificação, a qual é evidenciada quando analisado o aumento significativo na concentração média de $\text{NO}_3\text{-N}$ entre estas (de $51 \text{ mgNO}_3\text{-N.L}^{-1}$ no efluente da lagoa facultativa para $337,43 \text{ mgNO}_3\text{-N.L}^{-1}$ no efluente da lagoa aerada). Considerando-se, também, os valores médios de pH entre as lagoas facultativa e aerada (maiores que 8,0), pode-se inferir que boa parte da amônia presente no efluente líquido da lagoa aerada estava sob a forma de amônia livre (WPCF, 1983), sendo esta então passível de ser rapidamente volatilizada e/ou "perdida" para a atmosfera auxiliada pelo sistema de aeração forçada (*stripping* de amônia).

A volatilização da amônia em lagoas de estabilização empregadas aos dejetos de suínos é um importante mecanismo de eliminação do nitrogênio inorgânico. Shilton (1996) verificou uma taxa de volatilização da amônia numa lagoa aerada, em escala piloto e instalada na Nova Zelândia, variando de 0,35 a $1,53 \text{ gNH}_3\text{-N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. O autor destaca, ainda, que quanto maiores as concentrações de nitrogênio total e amoniacal, maiores eram as taxas de volatilização.

A eficiência do sistema de lagoas na retenção e/ou remoção de ortofosfato ($\text{PO}_4\text{-P}$) foi em média de 83%, menor do que reportado por Zanotelli *et al.* (2000) que fora de 98%, porém em termos de fósforo total. A maior porcentagem de retenção do ortofosfato deu-se entre as lagoas anaeróbias e a facultativa ($\text{P}_9 - \text{P}_{10}$), cerca de 68% de retenção.

Apesar das altas porcentagens de remoção verificadas em todos os parâmetros analisados, têm-se que os valores absolutos das concentrações, principalmente dos macro nutrientes, são elevadas quando comparadas àquelas verificadas nos esgotos domésticos brutos. A insuficiente remoção de nutrientes (N e P em todas as suas formas) ao longo do sistema de lagoas produz um efluente final inadequado para lançamento no ambiente, sendo potencialmente tóxico a grande variedade de espécies aquáticas e promovendo a eutrofização.

4.1.2. SIMULAÇÃO EM COLUNAS E MÓDULOS BIOFILTROS COM MACRÓFITAS

Ao longo do período estudado (fevereiro de 2000 a novembro de 2001), as simulações em escala laboratorial (colunas) foram desenvolvidas paralelamente com o monitoramento da

unidade em escala de campo - piloto (BioFiltros com Macrófitas - *vertical constructed wetlands*).

A simulação em laboratório realizada conjuntamente com o monitoramento dos módulos pilotos, possibilitou a execução de inúmeras intervenções a fim de estimular e otimizar os mecanismos de transformação e remoção de nutrientes. Medidas como a correção de pH no efluente drenado, a adição de CaCO_3 , entre outras (conforme destacado nos quadros 4 e 6) foram inicialmente aplicadas às colunas e, após analisados os efeitos, indicados para os BioFiltros. Ademais, devido a facilidade operacional junto as colunas, fora possível aplicar diferentes cargas de DQO, $\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{PO}_4\text{-P}$, entre as colunas e os BioFiltros (Figura 19), e verificar o comportamento do material filtrante em relação a esta variação de cargas.

Conforme descrito na caracterização do material filtrante, o perfil vertical das camadas filtrantes foram idênticas entre as colunas e os módulos pilotos, diferenciando-se apenas na área superficial (colunas com área superficial igual a $0,018 \text{ m}^2$ e BioFiltros com área superficial de $7,59 \text{ m}^2$).

Dado ao fato de que as areias que compunham o material filtrante foram escolhidas visualmente pelos técnicos da companhia parceira na pesquisa (SADIA S/A - Faxinal dos Guedes / SC), estas não sofreram alterações na sua composição natural (conforme descrito no quadro 3). Portanto, pode-se afirmar que os resultados poderiam ser otimizados, principalmente em relação a retenção de fósforo, se diferentes materiais com maiores teores de ferro, cálcio e alumínio ou, até mesmo, materiais cujos grãos possuíssem maior área superficial, fossem aplicados na constituição do leito filtrante (Arias *et al.*, 2001; IWA *Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000).

Outra diferença significativa (além da área superficial, temperatura e condições climáticas) entre as colunas e os módulos BioFiltros, é a presença das macrófitas (*Typha* spp.). Nas colunas não foram introduzidas as plantas, portanto os resultados alcançados são atribuídos apenas aos fenômenos ocorridos junto ao material filtrante. Por outro lado, nos módulos pilotos, desde o início do período de monitoramento, as macrófitas foram plantadas em densidade de 4 mudas por m^2 , conforme indicado por Cooper *et al.* (1996). Porém, além dos inconvenientes externos como ataque de roedores (destacado no quadro 6), as altas

concentrações de nitrogênio amoniacal no afluente aos módulos influenciaram no retardo do crescimento das macrófitas, provocando-lhes estresse.

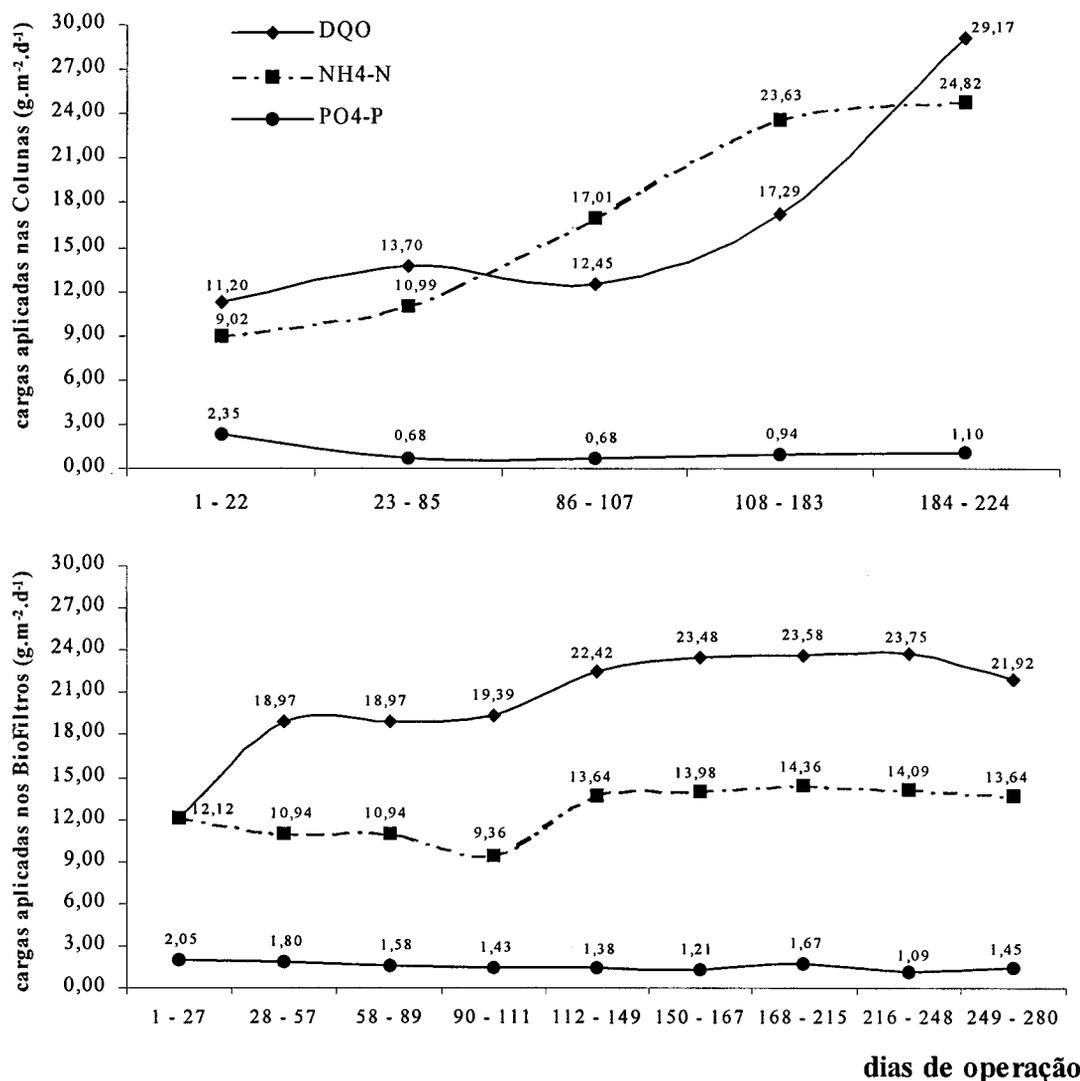


Figura 19: Variações de cargas de DQO, NH₄-N e PO₄-P aplicadas nas colunas e nos módulos Biofiltros com Macrófitas ao longo do período de estudo (224 dias de operação para as colunas e 280 dias de operação para os BioFiltros).

Esta alta concentração de amônia no efluente final das lagoas, característica inerente aos dejetos de suínos tratados em lagoas de estabilização (Belli Filho *et al.*, 2001; Costa *et al.*, 2000; Zanotelli *et al.*, 2000), provocaram toxicidade às plantas, as quais apresentavam-se amareladas (Mengel, 1979 *apud* Finlayson *et al.*, 1987). Dessa forma, inúmeras trocas de indivíduos foram realizadas. Portanto, não deve-se levar em conta a ação das macrófitas na performance obtida nos efluentes tratados nos módulos BioFiltros.

Dadas as considerações descritas acima, os resultados e a discussão destes nas colunas e nos módulos BioFiltros com Macrófitas serão realizados conjuntamente, sendo inicialmente apresentado as performances gerais, seguido de uma discussão mais precisa quanto as transformações da série nitrogenada e a retenção de fósforo, objetos da proposta de pós-tratamento em efluentes de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos da suinocultura.

4.1.2.1. Performances gerais

Todos os parâmetros físico-químicos empregados na avaliação da performance do sistema de pós-tratamento (colunas e módulos pilotos), foram realizados no efluente drenado (tratado) das colunas C₁ e C₂ e dos BioFiltros com Macrófitas 1, 2, 3 e 4, com exceção da série de sólidos a qual fora realizada somente para os módulos em escala piloto. Os valores brutos obtidos para as colunas e para os módulos em escala piloto encontram-se nas tabelas 8, 9, 10, 11, 12 e 13 em anexo (Anexo 2).

O propósito de se trabalhar com 2 módulos BioFiltros com Macrófitas para cada tipo de areia testada, fora o de permitir maior flexibilidade para se processar diferentes cargas aplicadas, quer seja por variações nas cargas hidráulicas (expressas aqui em mm.d^{-1}), quer seja por meio de ciclos do efluente drenado (diminuindo a concentração afluenta). Porém, ao longo do experimento optou-se por trabalhar com os módulos como se estes fossem em duplicatas.

Contudo, ao final do período avaliado, implementou-se uma recirculação para o módulo BioF 4. Estes resultados, após recirculação, não são considerados no presente estudo devido a realização de poucas amostragens.

Sendo assim, os resultados obtidos para os BioFiltros com Macrófitas são as médias dos valores dos módulos BioF 1 e 3 (areia 1) e dos módulos BioF 2 e 4 (areia 2). Estas médias foram utilizadas, pois através da aplicação do teste de análise de variância de fator único (ANOVA) não houve diferença significativa entre os resultados dos pares de BioFiltros, (com grau de confiabilidade de 95%), com exceção do parâmetro pH nos módulos BioF 1 e 3, e do parâmetro PO₄-P nos módulos BioF 2 e 4. A tabela 2 destaca os resultados do teste ANOVA.

Tabela 2: Valores obtidos com a análise de variância (ANOVA) fator único ($\alpha = 0,05$).

Hipóteses do teste: se $p < \alpha$ = há diferença significativa; se $p > \alpha$ = não há diferença significativa.

Módulos	Parâmetros analisados						
	pH	DQO	NT	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P
BioF 1 x 3	0,02 < α	0,32 > α	0,90 > α	0,99 > α	0,72 > α	0,99 > α	0,24 > α
BioF 2 x 4	0,80 > α	0,30 > α	0,39 > α	0,63 > α	0,27 > α	0,07 > α	0,02 < α

Para os parâmetros pH e PO₄-P, adotou-se os valores obtidos nos BioF 1 e BioF 4, respectivamente. Já para as colunas, os resultados foram obtidos do efluente drenado na C₁ e C₂, respectivamente. Portanto, os valores plotados nas figuras 20, 21 e 22 referem-se as médias dos resultados absolutos e das remoções obtidas nas colunas e nos módulos em função do período de operação.

A forma com que as colunas e os módulos BioFiltros foram operados, se reflete nas performances obtidas. As colunas foram inicialmente adaptadas ao afluente (P₁₄ - efluente final das lagoas de estabilização), por um período de cerca de 20 dias (antes do 1º dia de operação/monitoramento), com alimentação diária correspondente a uma taxa de aplicação, idêntica aos BioFiltros, de 30 mm.d⁻¹ (30 L.m⁻².d⁻¹). Após o início do monitoramento, a alimentação das colunas deu-se em períodos intermitentes a cada 8 horas (3 vezes ao dia - 30 mm.d⁻¹, 180 mL por aplicação); esta intermitência de aplicação permitiu que a difusão de oxigênio ocorresse na massa filtrante (numa taxa teórica de 1 gO₂.m⁻².d⁻¹ - Platzer, 1999) e que o ar atmosférico fosse introduzido por convecção. Portanto, a aplicação descontínua do efluente tratado nas colunas promoveu a entrada de oxigênio (por convecção e difusão - Platzer, 1999) e desta forma possibilitou a transformação biológica do NH₄-N para NO₃-N, conforme será discutido no item 4.1.2.2.

Por outro lado, o mesmo não ocorreu junto aos BioFiltros, os quais estiveram em estágio de adaptação até o 90º dia de operação, compreendido entre os meses de fevereiro a abril de 2001. Durante este período, as ações foram voltadas aos testes hidráulicos, à aclimatação das macrófitas (sem sucesso naquele momento) e à formação de biofilme aderido ao material filtrante. A saturação dos módulos com água, idealizado para permitir o crescimento das plantas, levou os BioFiltros a atuarem em anaerobiose ao longo de grande parte do perfil vertical do material filtrante, com exceção dos primeiros centímetros. A partir do 34º até o

111º dias de operação, os módulos começaram a operar em aerobiose e anaerobiose simultaneamente, devido ao rebaixo do dispositivo de controle de nível (mangote flexível). Neste estágio, percebeu-se remoções médias nos BioFiltros com areia 1 de 39% para DQO, 28% para NH₄-N, 75% para PO₄-P e >99% para SSV, e nos BioFiltros com areia 2 de 31% para DQO, 28% para NH₄-N, 47% para PO₄-P e >99% para SSV.

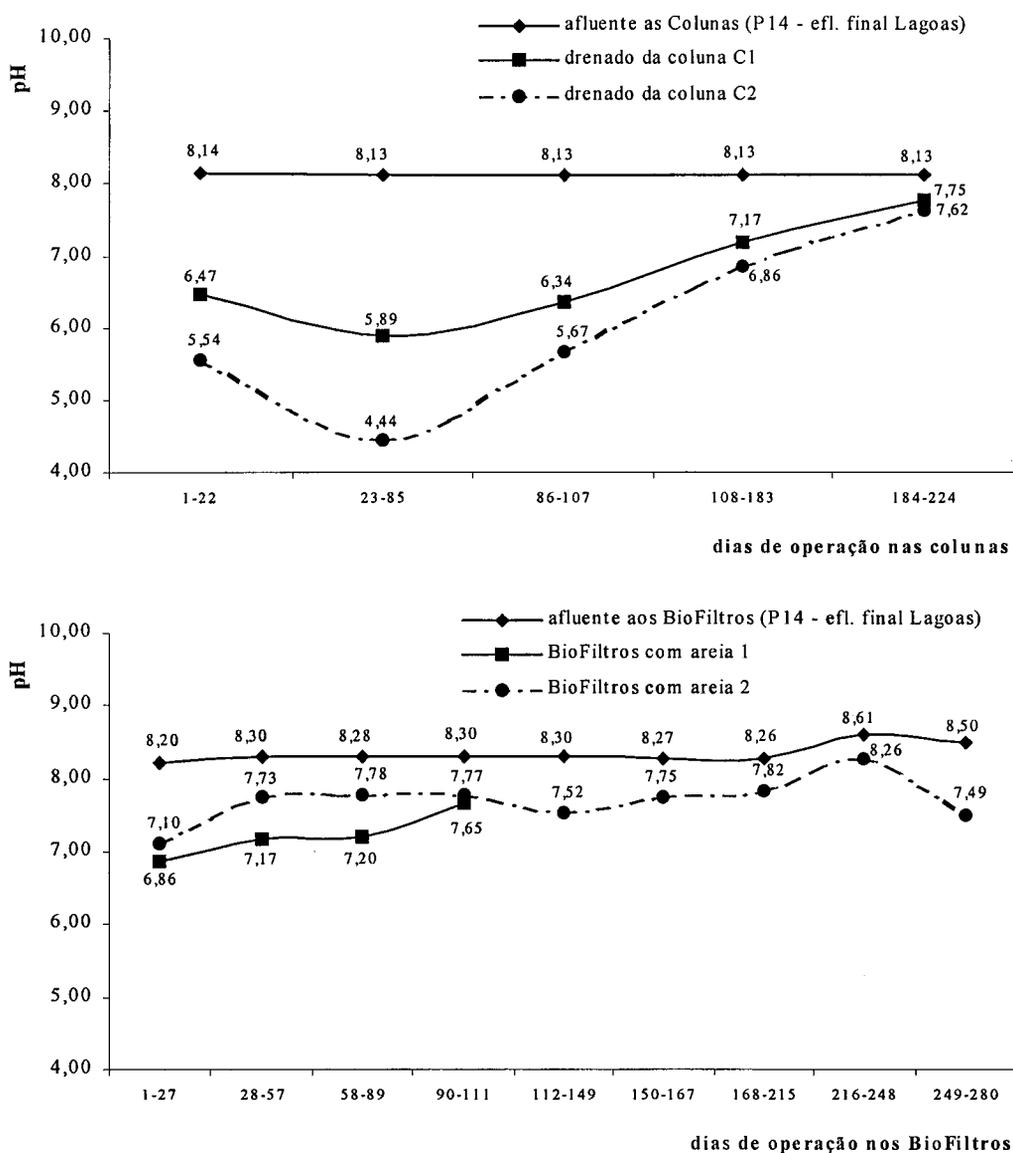


Figura 20: Evolução do pH em função dos dias de operação nas colunas e módulos pilotos.

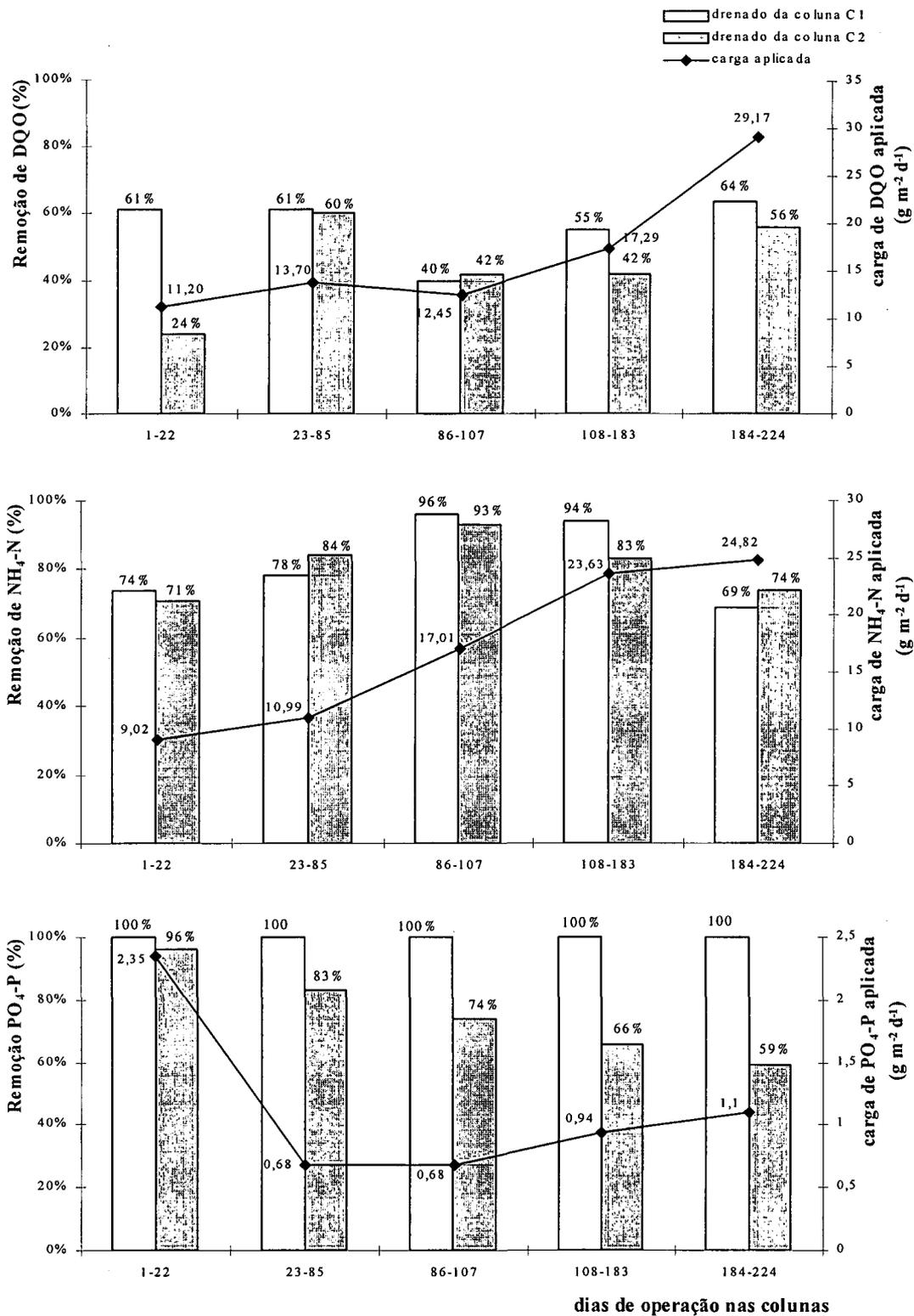


Figura 21: Evolução da performance de remoção de DQO, $\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{PO}_4\text{-P}$ em função do período de operação nas colunas C₁ e C₂.

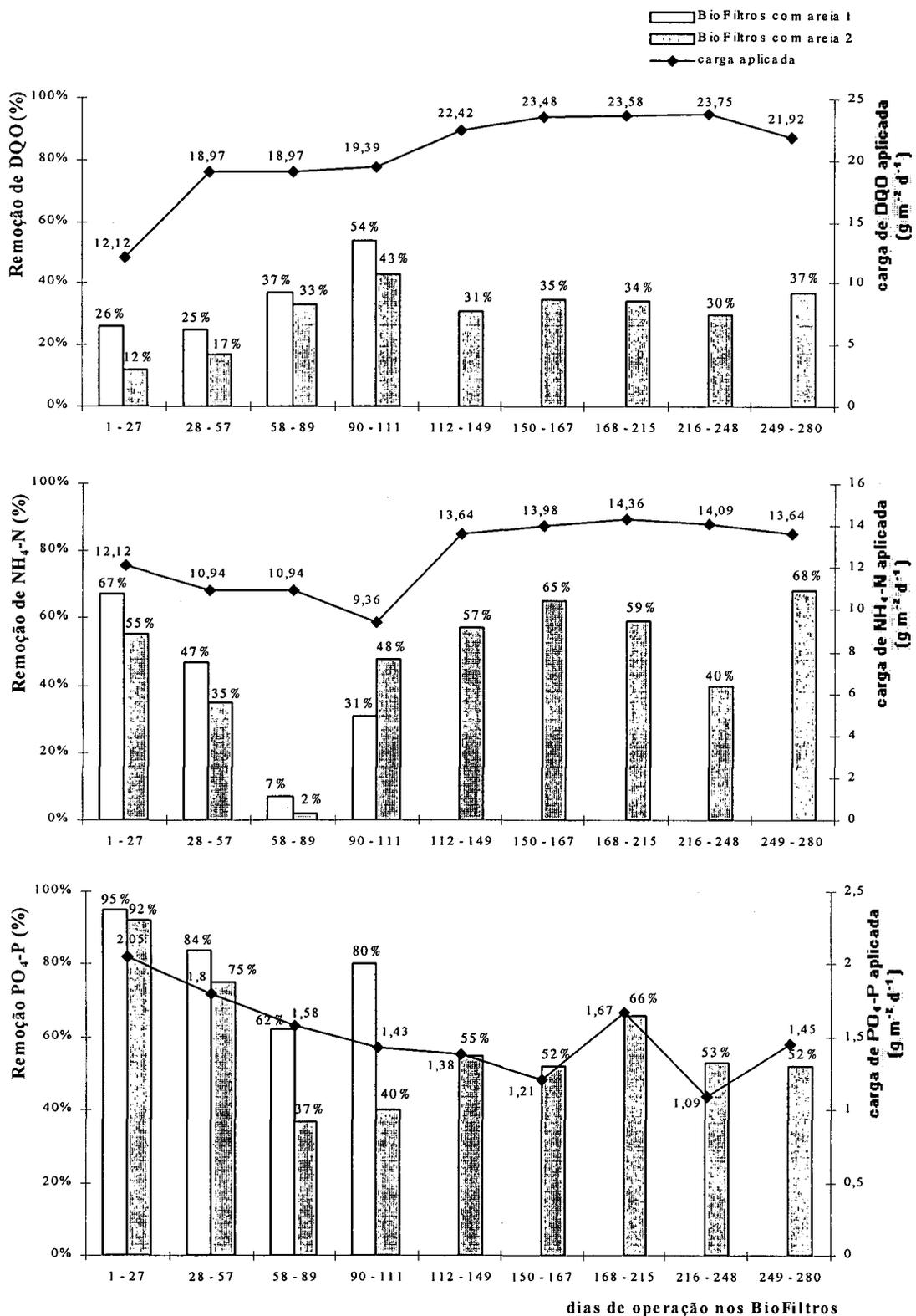


Figura 22: Evolução da performance de remoção de DQO, NH₄-N e PO₄-P em função do período de operação nos BioFiltros

A partir do 111º dia de operação (final do mês de maio/2001), ocorreu uma redução significativa do potencial de drenagem nos Biofiltros com areia 1 (BioF 1 e 3), indicando o início do processo de colmatação destes. De acordo com o que fora discutido no item 2.1.5.2., capítulo 2, Platzer & Mauch (1997) destacam que a colmatação é diretamente dependente da carga orgânica aplicada, da deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície do material filtrante, os quais promovem a obstrução dos espaços vazios entre partículas, entre outros. Conforme os valores expressos nas tabelas 10, 11, 12 e 13 em anexo (Anexo 2), todas as frações de sólidos avaliados (ST, SST, SSV e SSF) não foram detectados nos efluentes tratados nos BioFiltros, indicando portanto, uma efetiva retenção destes nos materiais filtrantes testados. Em contrapartida, devido a areia 1 possuir a maior porcentagem correspondente a fração de areia fina (em torno de 57% - quadro 3), a retenção de sólidos levou o material filtrante (areia 1) à colmatação. Durante o restante do período estudado, não fora realizada nenhuma análise físico-química junto aos BioFiltros com areia 1, sendo estes desativados. Com a coluna C₁ (areia 1) o mesmo fenômeno foi observado, entre o 134º e o 164º dias de operação (Tabela 8 - Anexo 2). Porém, a partir deste período, é retomado o potencial de drenagem do material filtrante, somente através de mecanismos naturais de autoconsumo do biofilme aderido, e então dado seqüência no monitoramento analítico.

Após o período inicial de adaptação nos BioFiltros, e considerando que os BioFiltros 1 e 3 (areia 1) não são apropriados para a avaliação de desempenho como pós-tratamento de efluentes da suinocultura tratados em lagoas de estabilização (devido principalmente a colmatação), toma-se como referência os resultados obtidos com a areia 2 após o 112º dia de operação. Isto posto, observa-se na figura 22 uma estabilização da performance de remoção de DQO, variando de 30% a 37% de remoção, para uma carga aplicada de 21,92 a 23,75 gDQO.m⁻².d⁻¹. Para esta elevada carga aplicada, os BioFiltros com areia 2 mostraram-se satisfatórios na remoção desta DQO remanescente do sistema de tratamento por meio de lagoas (94% da DQO bruta é removida na seqüência de lagoas, com uma concentração final de 626,45 ± 42 mgDQO.L⁻¹ - Tabela 1).

Considerando 33% de remoção média (entre 112º a 280º dias de operação), com uma carga média de 23,03 gDQO.m⁻².d⁻¹, tem-se um efluente final com uma concentração em torno de 419 mgDQO.L⁻¹ lançado no ambiente. Em um estudo similar realizado por Kantawanichkul *et al.* (1999), os pesquisadores utilizaram dejetos de suíno diluído (com concentração de DQO em torno de 300 mg.L⁻¹) e aplicaram intermitentemente em um *wetland* construído de escoamento

subsuperficial de fluxo vertical (semelhante aos BioFiltros) uma carga variando de 5,5 a 11,0 gDQO.m⁻².d⁻¹, atingindo remoções de 79% a 90% (com concentração final de 30 mgDQO.L⁻¹ para a carga de 5,5 gDQO.m⁻².d⁻¹ e de 128 mgDQO.L⁻¹ para a carga de 11,0 gDQO.m⁻².d⁻¹).

Um ano mais tarde, Kantawanichkul *et al.* (2000) desenvolveram em escala piloto um sistema tipo *wetland* construído com fluxo vertical seguido de horizontal, e aplicaram dejetos líquidos de suínos (sobrenadante de um tanque de decantação). Neste mesmo estudo, os pesquisadores aumentaram sensivelmente a carga de DQO aplicada (105 gDQO.m⁻².d⁻¹) para um afluente com concentração de 2800 mgDQO.L⁻¹ e ao longo de 60 dias avaliaram a performance de remoção de DQO, atingindo cerca de 97% de remoção após o sistema de fluxo vertical e 98% após o horizontal (efluente final com concentração em torno de 43 mgDQO.L⁻¹). Na sequência deste, uma recirculação do efluente tratado foi prevista, diminuindo a concentração afluente (1809 mgDQO.L⁻¹), porém, durante os 100 dias subsequentes da pesquisa, não houveram maiores variações quanto a performance de remoção que se mantiveram semelhantes às anteriores (97% e 98%).

Reddy *et al.* (2000) relataram remoções de 53% de DQO para carga de 6,74 gDQO.m⁻².d⁻¹ (com uma concentração afluente de em média 820 mg.L⁻¹); e Junsan *et al.* (2000) alcançaram 87% de remoção de DQO em um *wetland* construído de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal, com uma carga aplicada de 250 gDQO.m⁻².d⁻¹ (1864 mgDQO.L⁻¹ afluente; 246 mgDQO.L⁻¹ efluente). O quadro 8 destaca um comparativo das performances dos sistemas tipo *wetlands* no tratamento de dejetos da suinocultura de 4 trabalhos internacionais e do presente estudo.

As diferenças entre as performances obtidas, em termos de DQO, nas colunas (56% de remoção na C₂ para uma máxima carga aplicada de 29,17 gDQO.m⁻².d⁻¹) e módulos BioFiltros com areia 2 (média de 33% de remoção para uma carga 23,03 gDQO.m⁻².d⁻¹) podem estar associados à questões climáticas como temperatura e precipitação. As colunas, por serem simuladas em laboratório, não sofreram com estas interferências climáticas. A figura 23 destaca as variações de temperatura e precipitação medidas ao longo do período de estudo para a região de Faxinal dos Guedes/SC.

Quadro 8: Comparativo entre as performances obtidas em sistemas tipo *wetlands* empregados no pós-tratamento de dejetos da suinocultura (comparativo entre 4 referências internacionais com o presente estudo).

Descrição do sistema (autores, ano - localidade)	DQO carga aplicada - performance de remoção	NH₄-N carga aplicada - performance de remoção	PO₄-P carga aplicada - performance de remoção
<p>I - unidade em escala laboratorial de <i>vertical constructed wetlands</i> plantada com <i>Vertiveria zizanioides</i>, com área de 0,26m² e alimentada com efluente de suínos diluído:</p> <ul style="list-style-type: none"> - taxas de aplicação = 18 mm.d⁻¹ 36 mm.d⁻¹ - aplicação intermitente de 4 em 4 horas <p>(Kantawanichkul <i>et al.</i>, 1999-Tailândia)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - 5,5 g.m⁻².d⁻¹ - 90% (aflu = 315 mg.L⁻¹ eflu = 30 mg.L⁻¹) - 11 g.m⁻².d⁻¹ - 80% (aflu = 295 mg.L⁻¹ eflu = 59 mg.L⁻¹) - 11 g.m⁻².d⁻¹ - 79% (aflu = 601 mg.L⁻¹ eflu = 128 mg.L⁻¹) 	<ul style="list-style-type: none"> - 0,49 g.m⁻².d⁻¹ - 90% (aflu = 26,5 mg.L⁻¹ eflu = 2,6 mg.L⁻¹) - 0,72 g.m⁻².d⁻¹ - 88% (aflu = 19,6 mg.L⁻¹ eflu = 2,4 mg.L⁻¹) - 0,74 g.m⁻².d⁻¹ - 83% (aflu = 40,1 mg.L⁻¹ eflu = 6,7 mg.L⁻¹) 	<ul style="list-style-type: none"> - 0,4 a 0,7 g.m⁻².d⁻¹ - 32% a 52%
<p>II - unidade em escala experimental de <i>vertical constructed wetlands</i> seguido de <i>horizontal flow</i>, plantada com <i>Cyperus flabelliformis</i>, com área de 1,44 m² e alimentada com o sobrenadante de um tanque de sedimentação de dejetos de suínos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - taxas de aplicação = 37 mm.d⁻¹ 56 mm.d⁻¹ - aplicação intermitente <p>(Kantawanichkul <i>et al.</i>, 2000-Tailândia)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - 105 g.m⁻².d⁻¹ - 97% para <i>vertical flow</i> e 98% para <i>horizontal flow</i> (aflu = 3210 mg.L⁻¹ eflu = 43 mg.L⁻¹) - 101 g.m⁻².d⁻¹ - 96% para <i>vertical flow</i> e 97% para <i>horizontal flow</i> (aflu = 1809 mg.L⁻¹ eflu = 83 mg.L⁻¹) 	<ul style="list-style-type: none"> - 6,22 g.m⁻².d⁻¹ - 98% para <i>vertical flow</i> (aflu = 168 mg.L⁻¹ eflu = 3,1 mg.L⁻¹) - 9,52 g.m⁻².d⁻¹ - 99% para <i>vertical flow</i> (aflu = 170 mg.L⁻¹ eflu = 1,7 mg.L⁻¹) 	
<p>III - unidade experimental composta por 4 módulos de <i>wetlands</i> construídos plantados com <i>Typha latifolia</i> e <i>Scirpus americanus</i>, com área total de 440 m², alimentada com dejetos de suíno pós lagoa anaeróbia seguida de decantador.</p> <p>(Reddy <i>et al.</i>, 2000 - Carolina do Norte /USA).</p>	<ul style="list-style-type: none"> - 6,74 g.m⁻².d⁻¹ - 53% (aflu = 820 mg.L⁻¹ eflu = 385 mg.L⁻¹) 	<ul style="list-style-type: none"> - 1,6 g.m⁻².d⁻¹ - 60% * em termos de NTK (aflu = 80,5 mg.L⁻¹ eflu = 32,2 mg.L⁻¹) - 3,2 g.m⁻².d⁻¹ - 43% * em termos de NTK (aflu = 80,5 mg.L⁻¹ eflu = 46,0 mg.L⁻¹) 	<ul style="list-style-type: none"> - remoção de 30% a 45% (aflu = 19,6 mg.L⁻¹ eflu = 13,7 e 10,8 mg.L⁻¹)
<p>IV - sistema experimental composto por 4 módulos de <i>wetlands</i> construídos plantados com <i>Monocharia vaginalis presl ex kunth</i>, com área total de 449,25 m², alimentada com dejetos de suínos após tratamento primário (decanto digestor);</p> <ul style="list-style-type: none"> - taxa de aplicação = 800 mm.d⁻¹ (un 1) 780 mm.d⁻¹ (un 2) 800 mm.d⁻¹ (un 3) 600 mm.d⁻¹ (un 4) <p>(Junsain <i>et al.</i>, 2000 - China)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - 250 g.m⁻².d⁻¹ - 87% (aflu = 1864 mg.L⁻¹ eflu = 242 mg.L⁻¹) 		

Quadro 8: Continuação.

Descrição do sistema (autores, ano - localidade)	DQO carga aplicada - performance de remoção	NH ₄ -N carga aplicada - performance de remoção	PO ₄ -P carga aplicada - performance de remoção
V - unidade experimental com 4 módulos piloto BioFiltros com Macrófitas (<i>vertical constructed wetlands</i>) plantada com <i>Typha</i> spp., com área de 7,59m ² por módulo e alimentada com efluente de suínos tratados em uma seqüência de 7 lagoas: - taxas de aplicação = 30 mm.d ⁻¹ - aplicação intermitente de 8 em 8h. (Sezerino - orientado por Philippi & Soares ,2002 - Brasil) <i>Presente Estudo</i>	- 23,03g.m ⁻² .d ⁻¹ - 33% (aflu = 626,45 mg.L ⁻¹ eflu = 504 mg.L ⁻¹)	- 13,94g.m ⁻² .d ⁻¹ - 58% (aflu = 460,00 mg.L ⁻¹ eflu = 194,34 mg.L ⁻¹)	- 1,34 g.m ⁻² .d ⁻¹ - 45% (aflu = 63,04 mg.L ⁻¹ eflu = 34,68 mg.L ⁻¹)

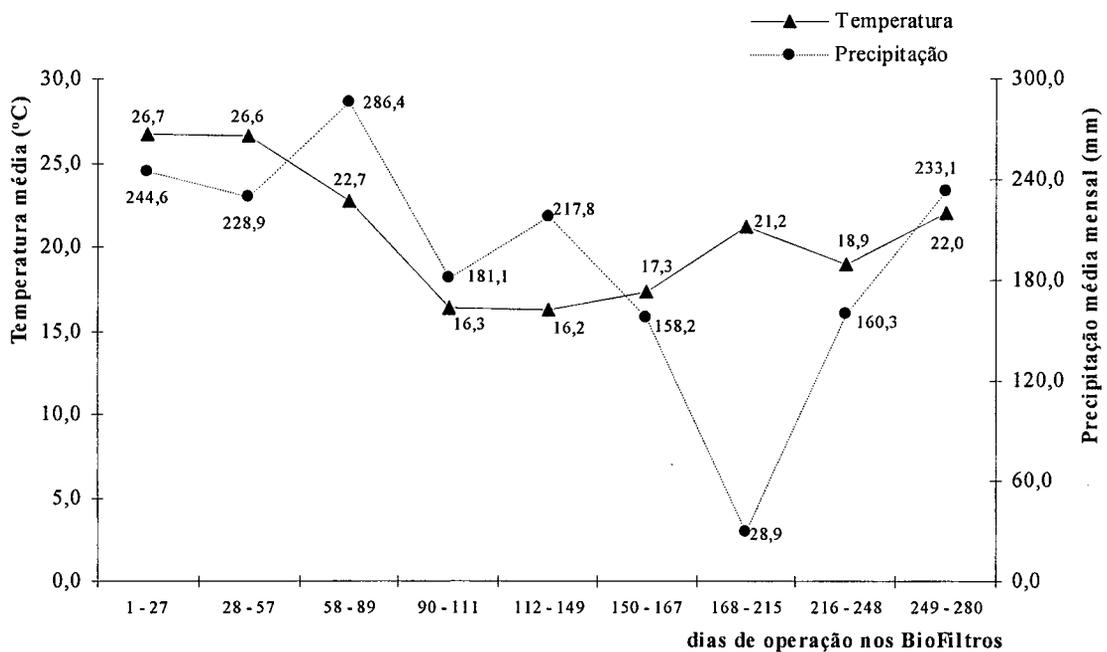


Figura 23: Temperatura média e precipitação acumulada medidas ao longo do período estudado. (Fonte: Climerh - Epagri / Estação agrometeorológica de Ponte Serrada/SC - 26°52 S latitude; 52°01 W longitude; 1100 m de altitude).

Durante a maior parte do período de referência para a discussão das performances obtidas nos BioFiltros com areia 2 (após o 112º dia de operação), a temperatura média esteve em torno de 17,9 °C e a precipitação mensal acumulada de 149,26mm (4,98 mm.d⁻¹, em média 17% da carga hidráulica diária de dejetos nos BioFiltros). Dado ao fato de que a temperatura interfere no metabolismo microbiano, e que a degradação da matéria orgânica dá-se como uma cinética

de primeira ordem, tem-se uma menor eficiência de remoção de DQO nos BioFiltros quando comparados às colunas.

4.1.2.2. Transformações da série nitrogenada

Os processos responsáveis pela transformação do nitrogênio nos *wetlands* são a amonificação (transformação biológica do nitrogênio orgânico a amônia), nitrificação (oxidação microbiológica da amônia a nitrato), denitrificação (redução do nitrato ou nitrito), fixação biológica (redução de gás nitrogênio a amônia) e assimilação (conversão do íon amônio e nitrato a compostos orgânicos) (Roston & Mansor, 1999).

A maior parte dos processos de transformação de nitrogênio envolvem interações entre microrganismos, sendo a ação das macrófitas reduzida perante estas interações. A remoção de nitrogênio devido a incorporação à biomassa das plantas, segundo *IWA Specialist Group on Use of Macrophytes* (2000), é negligenciada em sistemas tipo *wetlands* construídos com vegetação emergente. Por outro lado, Brix (1997) argumenta que as macrófitas requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução, portanto também são responsáveis pela retirada de nitrogênio. O autor calcula que cerca de 0,05 a 0,68 gN.m⁻².d⁻¹ pode ser removido através da assimilação seguida da poda regular das macrófitas.

Como discutido anteriormente, devido as constantes trocas de indivíduos de macrófitas - impossibilitando o desenvolvimento por completo da zona de raízes, as transformações e as performances de remoção da série nitrogenada nos BioFiltros são atribuídos aos processos induzidos via microrganismos, ocorridos junto ao material filtrante. Da mesma forma ocorre com as colunas.

A caracterização da série nitrogenada no afluente (P₁₄ - efluente final das lagoas) aos BioFiltros pode ser visualizada na figura 24. Para as colunas, o parâmetro nitrogênio total no afluente não fora avaliado, impossibilitando, desta forma, a confecção de um gráfico evolutivo semelhante a figura 24.

As cargas de NH₄-N aplicadas nos BioFiltros (Figura 19) seguiram uma evolução natural, ou seja, variaram conforme variou as concentrações de nitrogênio amoniacal no afluente, pois a

carga hidráulica aplicada (30 mm.d^{-1}) e, conseqüentemente a vazão (230 L.d^{-1}), se mantiveram constantes ao longo do estudo.

Já nas colunas, além da variação da concentração afluente, variou-se a carga hidráulica aplicada (aumentando de 30 mm.d^{-1} - correspondente a uma vazão de 540 mL.d^{-1} , para 42 mm.d^{-1} - correspondente a uma vazão de 750 mL.d^{-1}), afim de verificar o comportamento das mesmas na transformação da série nitrogenada.

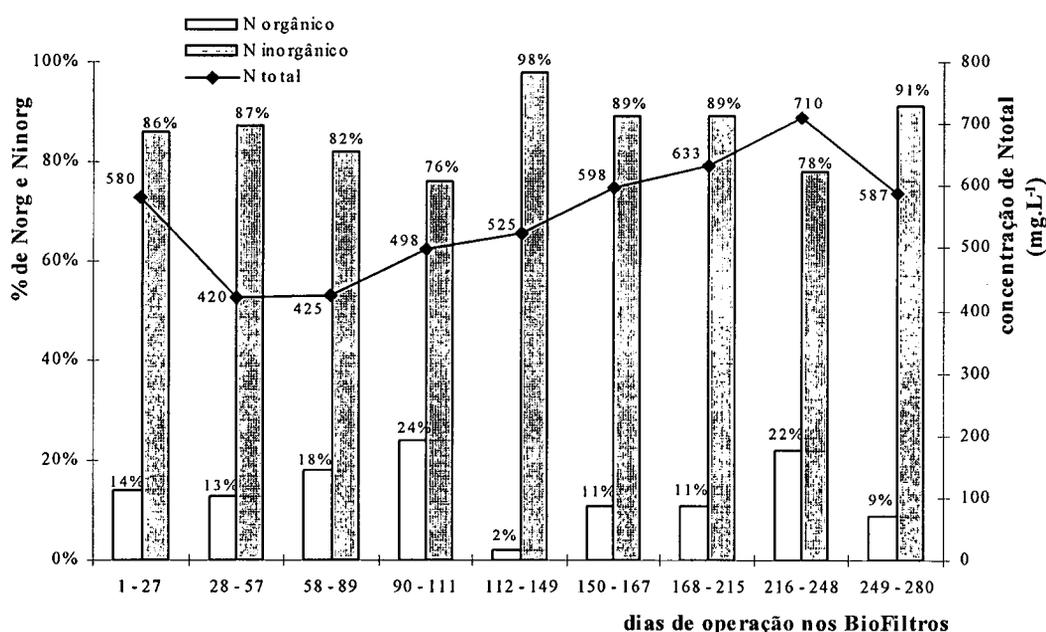


Figura 24: Caracterização da série nitrogenada (concentração de Ntotal; % N orgânico e % N inorgânico = $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) no afluente (P₁₄ - efluente final das lagoas) aos BioFiltros com Macrófitas, ao longo do período estudado.

Porém, no decorrer da simulação em colunas os valores de pH (parâmetro de controle nas transformações do nitrogênio, notadamente a nitrificação) sofreram uma queda significativa durante o período compreendido entre o 23º e 85º dias de operação, atingindo valores de 5,89 e 4,44 para as colunas C₁ e C₂, respectivamente (Figura 20). Ao longo deste período, uma intervenção corretiva, por meio da adição de NaOH 1N, fora tomada (conforme destacado no quadro 4 - a partir do 44º dia de operação) a fim de elevar o pH. O volume de NaOH adicionado ao afluente era medido a partir da dosagem necessária do composto para que o drenado das colunas atingissem pH na ordem de 7,50. A adição de NaOH, realizada

diariamente, estendeu-se até o 155º dia de operação, quando os valores de pH já se apresentavam próximos a neutralidade.

O mesmo não foi verificado no efluente tratado nos módulos de campo. Este diferenciado comportamento de pH (entre as colunas e BioFiltros) explica-se quando se analisa os percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal (Figuras 21 e 22) e, mais evidente ainda, quando considera-se as concentrações de nitrogênio nitrato nos efluentes (Figura 25).

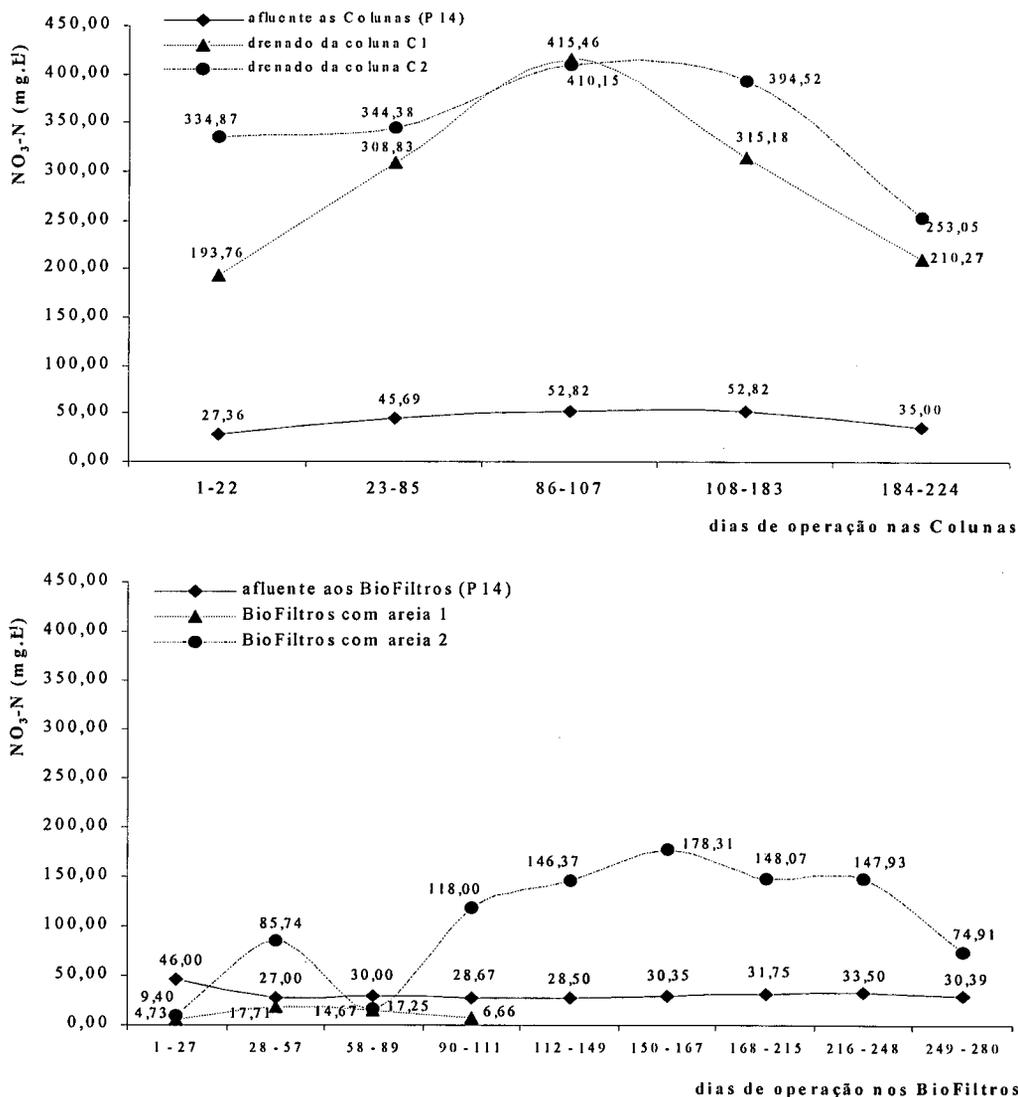


Figura 25: Evolução de NO₃-N em função dos dias de operação para as colunas e BioFiltros.

Das figuras 21 e 22, observa-se entre os 23º e 107º dias de operação para as colunas (quando houve a maior queda de pH), a remoção média de nitrogênio amoniacal variou de 78% a 96% para a coluna C₁ e de 84% a 93% para a coluna C₂, bem como a ocorrência de um ligeiro

aumento na carga de DQO aplicada (variando de 11,20 a 13,70 g.m⁻².d⁻¹). Em contra partida, para um período de operação similar nos BioFiltros (entre 28^o e 111^o dias de operação) a remoção de nitrogênio amoniacal variou de 7% a 47% para os BioFiltros com areia 1 (mesmo material filtrante da coluna C₁), e de 2% a 48% para os BioFiltros com areia 2 (mesmo material filtrante da coluna C₂), com um considerável aumento de carga de DQO aplicada (de 12,12 para 19,39 g.m⁻².d⁻¹). Conforme descrito nas equações 3, 4 e 5 do item 2.1.5.3., capítulo 2, a transformação de nitrogênio amoniacal para nitrogênio nitrato (nitrificação) tende a liberar íons H⁺ que irão, desta forma, reduzir o pH do meio (WPCF, 1983). Esta nitrificação ficou evidenciada nos efluentes tratados nas colunas C₁ e C₂, pois a concentração de nitrogênio nitrato (NO₃-N) aumentou significativamente, e a concentração de NH₄-N diminuiu, durante o período entre os 23^o a 107^o dias de operação (período em que ocorreu a maior redução de pH nas colunas).

Nos BioFiltros, porém, não se verificou aumento significativo da concentração de NO₃-N durante o período citado, quando comparado com as colunas (Figura 25), possivelmente devido a elevada carga de DQO aplicada. Esta elevada carga de DQO, e a conseqüente elevada concentração, implica numa inibição do crescimento de bactérias autotróficas responsáveis pela transformação biológica do NH₄-N a NO₃-N (Kadlec & Kinght, 1996).

Contudo, o pH das colunas necessitava ser rapidamente corrigido, pois sua diminuição inibiria a nitrificação ao longo do tempo. Além do mais, esta queda de pH fez com que fosse necessária a introdução de alcalinidade (CaCO₃) numa razão de 7 mg CaCO₃ por mg de NH₄-N contido no afluente das colunas e BioFiltros, para a manutenção das condições para a nitrificação (*IWA Specialist Group on Use of Macrophytes*, 2000; WEF, 1994; WPCF, 1983).

A partir do 112^o dia de operação, período em que a alimentação dos módulos deu-se através de aplicações intermitentes (3 vezes ao dia - de 8 em 8 horas) e que o fluxo vertical se estabeleceu (com o rebaixamento total do dispositivo de controle de nível), é que deve-se considerar as performances de remoção e as transformações ocorridas nos BioFiltros com areia 2, haja visto que os BioFiltros com areia 1 já se apresentavam colmatados e desativados.

Deste período em diante, em média 89% da concentração de N_{total} (610,60 ± 48,72 mg.L⁻¹) corresponde a fração de nitrogênio inorgânico (NH₄-N + NO₂-N + NO₃-N) (Figura 24). A carga de NH₄-N aplicada nos BioFiltros variou de 13,64 a 14,36 g.m⁻².d⁻¹, com uma remoção

média variando de 40% a 68% (Figuras 22 e 26). Considerando esta elevada carga de amônia aplicada (média de $13,94 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ - com uma concentração média de $460,00 \pm 8 \text{ mg.L}^{-1}$), uma performance satisfatória de remoção de amônia foi reportada (58% de remoção - concentração média no efluente tratado de $191,35 \pm 34 \text{ mg.L}^{-1}$).

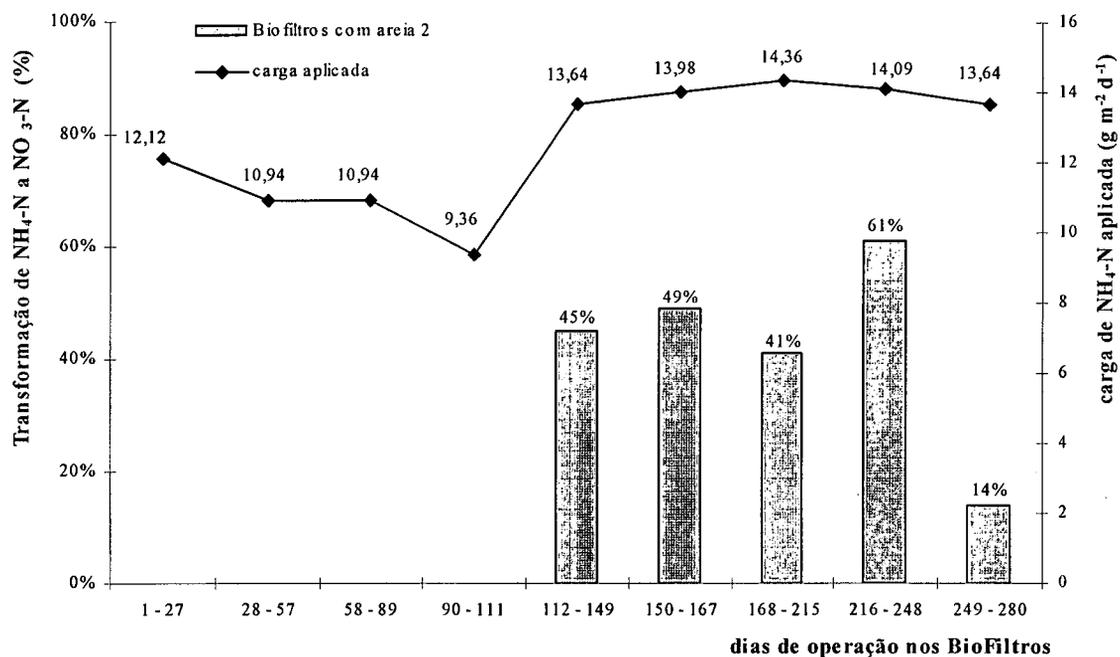
Destes 58% de remoção média de N amoniacal, 42% deram-se através da nitrificação (concentração média afluente de $30,90 \pm 1 \text{ mgNO}_3\text{-N.L}^{-1}$; concentração média efluente de $139,12 \pm 26 \text{ mgNO}_3\text{-N.L}^{-1}$), ou seja, a maior fração de remoção de amônia possivelmente corresponde aos demais mecanismos (assimilação via microrganismo, volatilização, adsorção no material filtrante e denitrificação - Platzer, 1999 reportou a possibilidade de obter-se 30% de denitrificação em *wetlands* de fluxo vertical), os quais não foram quantificados.

Contudo, comparando estes valores com a literatura especializada não se observa remoções semelhantes às obtidas para estas cargas aplicadas. Kantawanichkul *et al.* (2000) reportaram 99% de remoção de amônia para uma carga de $9,52 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (obtendo 64% de transformação a nitrato), porém com um dejetado diluído - concentração afluente de $170 \text{ mgNH}_3\text{-N.L}^{-1}$. Os demais, conforme verificado no quadro 8, não ultrapassam cargas de $3,2 \text{ gNH}_4\text{-N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. As empresas norte-americanas *CH₂M HILL & Payne Engineering (IWA Specialist Group on Use of Macrophytes, 2000)* reportaram uma remoção média de nitrogênio amoniacal de 40% (afluente = $366 \text{ mgNH}_4\text{-N.L}^{-1}$; efluente = $221 \text{ mgNH}_4\text{-N.L}^{-1}$, sob 183 amostragens), não informando a carga aplicada e quais as vias de transformação/remoção.

Por outro lado, quando compara-se os resultados obtidos nos BioFiltros com areia 2 com aqueles descritos na literatura especializada, a qual recomenda uma carga máxima de $6,5 \text{ gNTK.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (Platzer, 1999) em sistemas tipo *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo vertical para que ocorra a nitrificação, verifica-se uma potencialidade nos BioFiltros direcionados à nitrificação, pois mesmo com quantidades significantes de carbono no afluente e uma entrada de oxigênio na massa filtrante somente pela convecção e difusão atmosférica, obteve-se uma nitrificação elevada comparado com os demais trabalhos empregando *wetlands* no pós tratamento de dejetos de suínos.

Nas colunas de simulação, cujo objetivo era verificar o potencial de transformação de $\text{NH}_4\text{-N}$ a $\text{NO}_3\text{-N}$ em diferentes cargas, observa-se um elevado percentual de nitrificação durante o

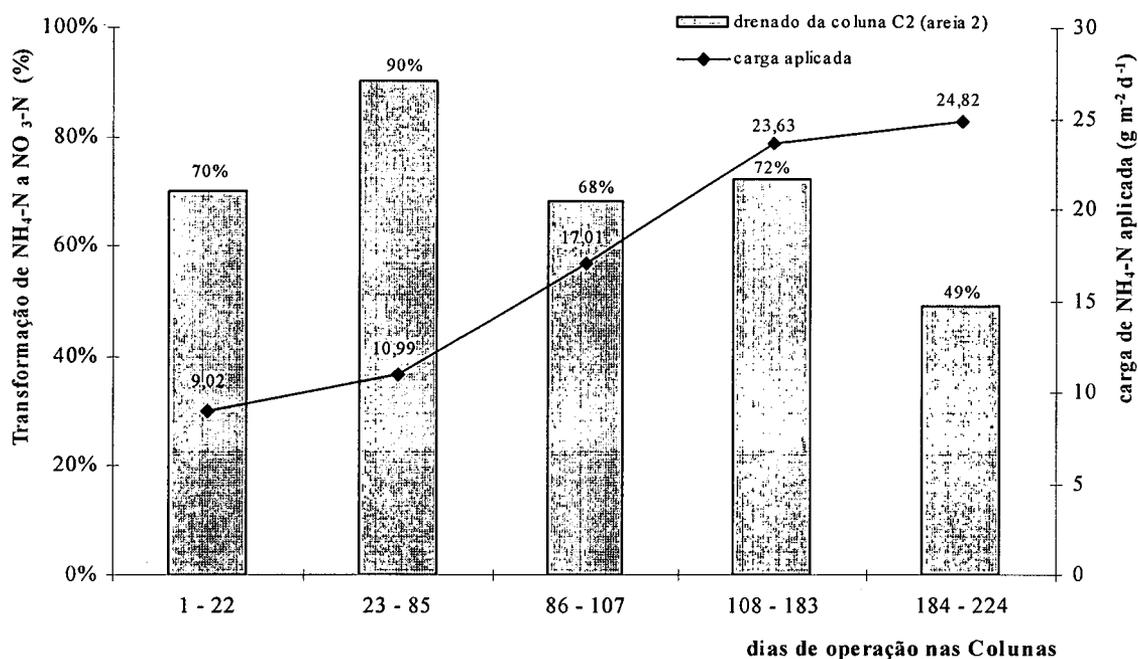
período compreendido entre o 23^o e 85^o dias (Figura 27), diminuindo a medida que as cargas de NH₄-N aplicadas aumentavam.



	1 - 27	28 - 57	58 - 89	90-111	112-149	150-167	168-215	216-248	249-280
Remoção NH ₄ -N					57%	65%	59%	40%	68%
NH ₄ -N aflu (mg.L ⁻¹)					450,00	461,25	473,75	465,00	450,00
NH ₄ -N eflu (mg.L ⁻¹)					191,12	157,50	190,26	277,64	140,21

Figura 26: Comportamento da transformação de NH₄-N a NO₃-N (nitrificação) nos BioFiltros com areia 2, após o 112^o dia de operação.

Teoricamente, por se tratarem do mesmo afluente, mesmo material filtrante e a mesma taxa de aplicação - respeitando-se as devidas proporções, poderia prever-se a porcentagem de transformação de NH₄-N a NO₃-N (através de interpolação numérica) nos BioFiltros, utilizando os resultados da simulação em colunas durante o período compreendido entre o 23^o ao 107^o dias de operação. Com esta interpolação e tomando como base a carga média de NH₄-N aplicada nos BioFiltros (13,94 gNH₄-N.m⁻².d⁻¹), a nitrificação seria responsável por 83% da porcentagem total de remoção de NH₄-N. Porém, somente 42% de nitrificação foi alcançado nos BioFiltros, confirmando assim as interferências causadas pela temperatura e, principalmente, a operação.



	1-22	23-85	86-107	108-183	184-224
Remoção NH ₄ -N	71%	84%	93%	83%	74%
NH ₄ -N aflu (mg.L ⁻¹)	300,83	366,40	567,19	567,19	595,62
NH ₄ -N eflu (mg.L ⁻¹)	86,26	57,78	41,89	92,85	153,76

Figura 27: Comportamento da transformação de NH₄-N a NO₃-N (nitrificação) nas Colunas ao longo do período de operação.

Esta operação compreendida, basicamente, pela intermitência de aplicação e da indução do fluxo vertical (com o rebaixamento do dispositivo de controle de nível), os quais são responsáveis pela indução de oxigênio na massa filtrante necessária à nitrificação, nem sempre se fez constante, onde problemas hidráulicos junto as bombas e vazamentos nos dispositivos de armazenamento (caixa de chegada - Figura 12), se fizeram presentes durante boa parte do período de estudo. Nas colunas, estes interferentes não atuaram, bem como as questões climáticas como variações de temperatura, sendo portanto, compreensível que as performances junto as colunas fossem melhores em relação aos módulos de campo. Contudo, ao final do período de avaliação nas colunas, quando a carga de NH₄-N aplicada fora de 24,82 gNH₄-N.m⁻².d⁻¹, a performance de transformação a nitrato caiu sensivelmente à valores de 49% (Figura 27).

Portanto, comparando as performances das colunas com os BioFiltros, destaca-se que as cargas a partir de 13,94 gNH₄-N.m⁻².d⁻¹ para os BioFiltros até 17,01 gNH₄-N.m⁻².d⁻¹ para as

colunas, permitiram maiores remoções de $\text{NH}_4\text{-N}$ de 58% e 93%, respectivamente, com uma performance de transformação a nitrato de 42% para os BioFiltros e 68% para as colunas.

Nielsen *et al.* (1993) avaliando a eficiência de cerca de 50 filtros de areia aplicados aos efluente domésticos, na Dinamarca, concluíram que as performances de remoção da maioria dos parâmetros avaliados ocorriam ao longo de poucos meses, com exceção da nitrificação, a qual atingiu a máxima performance somente após 6 meses de operação destes filtros de areia, devido a lenta colonização de bactérias nitrificantes no material filtrante.

4.1.2.3. Retenção do Fósforo

Os mecanismos de retenção de fósforo nos *wetlands* construídos envolvem processos físicos, químicos e biológicos, de precipitação, adsorção e incorporação na biomassa (Arias *et al.*, 2001; IWA Specialist Group on Use of Macrophytes, 2000; Drizo *et al.*, 1999; Cooper *et al.*, 1996).

As principais vias de retenção dão-se através da adsorção e precipitação junto ao material filtrante. Neste, tanto maior serão estes mecanismos quanto maiores forem a presença de minerais como o ferro (Fe), alumínio (Al), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) (Arias *et al.*, 2001; Drizo *et al.*, 1999). Porém, para uma remoção de fósforo permanente, ou ao longo de boa parte da vida útil do sistema, não encontra-se na literatura especializada uma uniformidade nos parâmetros de projeto (Rustige & Platzer, 2000).

Conforme destacado anteriormente, as areias empregadas como material filtrante no presente estudo (areia 1 e areia 2), foram escolhidas visualmente sem que sofressem modificações na composição. Estas areias, conforme o quadro 3, não apresentavam teores de Fe e Al, e teores mínimos de Ca (20 mg.kg^{-1} para a areia 1; 40 mg.kg^{-1} para a areia 2) e Mg ($12,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ para ambas as areias), quando comparados com a literatura (Arias *et al.*, 2001; Rustige & Platzer, 2000; Drizo *et al.*, 1999).

Mesmo com estes baixos teores de minerais nas areias 1 e 2, cargas elevadas de fósforo foram aplicadas tanto nas colunas como nos BioFiltros. Nas colunas, as cargas aplicadas variaram de 0,68 a $2,35 \text{ gPO}_4\text{-P.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, enquanto nos BioFiltros variaram de 1,09 a $2,05 \text{ gPO}_4\text{-P.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$

(Figuras 21 e 22). Estas cargas variaram conforme variou a concentração de $\text{PO}_4\text{-P}$ no afluente das colunas e BioFiltros (P_{14} - efluente final das lagoas). Em valores absolutos, a concentração de $\text{PO}_4\text{-P}$ afluente variou de 22,55 a 78,50 mg.L^{-1} para as colunas (Tabela 8 - Anexo 2) e de 40,06 a 67,64 mg.L^{-1} para os BioFiltros (Tabelas 10, 11, 12 e 13 - Anexo 2). Finlayson *et al.* (1987) aplicaram uma carga de 0,12 a 0,21 $\text{gPO}_4\text{-P.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ para um dejetos de suíno diluído (concentração afluente de 11 $\text{mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$), enquanto Kantawanichkul *et al.* (1999) aplicaram carga variando de 0,4 a 0,7 $\text{gPO}_4\text{-P.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

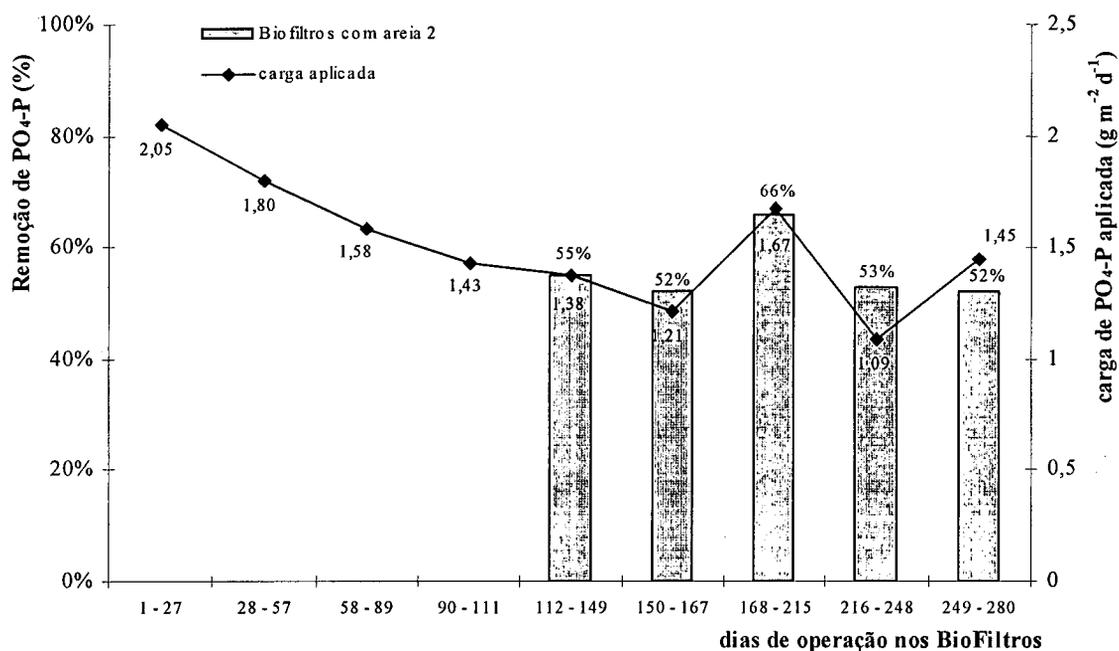
Sob estas condições, percebe-se através da figura 21 uma completa e constante retenção de ortofosfato na coluna C_1 (areia 1). Em contra partida, na coluna C_2 (areia 2) a retenção foi diminuindo ao longo do período estudado, partindo de uma retenção de 96% e decaindo a 59%. Souza *et al.* (2001) estudando *wetland* construído como pós-tratamento de reator UASB aplicados ao esgoto doméstico, reportaram uma elevada retenção/remoção, entre 78% a 100%, no período inicial de estudo (primeiros 8 meses), sendo que a partir do 8º mês ocorreu um elevado decaimento na eficiência de retenção, chegando inclusive ao 16º mês com eficiência abaixo de 10% de remoção.

Embora a coluna C_1 mostrou-se extremamente eficiente na retenção de ortofosfato (100% de retenção - Figura 21), já fora comentado da colmatação ocorrida neste material filtrante (areia 1), inviabilizando seu uso como pós-tratamento de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos da suinocultura. Esta colmatação ocorreu, também, além dos fatos já considerados, devido a grande porcentagem de finos existentes (cerca de 57% - quadro 3), os quais interferem na permeabilidade do material (parâmetro não monitorado ao longo do tempo).

Por outro lado, a coluna C_2 (areia 2) mostrou uma elevada retenção no período inicial de estudo (1º ao 22º dias de operação - Figura 21) em média de 96% para uma carga aplicada de 2,35 $\text{gPO}_4\text{-P.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, reduzindo a 59% de retenção para uma carga de 1,10 $\text{gPO}_4\text{-P.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

As performances obtidas ao longo do período de estudo nos módulos BioFiltros estão plotados na figura 22. A partir do 112º até o 280º dia de operação nos BioFiltros com areia 2, período de avaliação das performances da unidade de pós-tratamento, as porcentagens de retenção variaram de 52% a 66% para cargas variando de 1,09 a 1,67 $\text{gPO}_4\text{-P.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Esta variação pode estar associadas às questões climáticas, como precipitação pluviométrica; elevada precipitação pluviométrica pode promover uma lixiviação do fósforo retido no

material filtrante, aumentando assim a concentração deste no efluente final e, conseqüentemente, diminuindo a performance de retenção. A figura 28 destaca o comportamento do PO₄-P a partir do 112º dia de operação para os BioFiltros com areia 2, relacionando com a precipitação acumulada medida na região.



	1 - 27	28 - 57	58 - 89	90-111	112-149	150-167	168-215	216-248	249-280
PO ₄ -P aflu (mg.L ⁻¹)					45,58	40,06	55,22	55,83	52,34
PO ₄ -P eflu (mg.L ⁻¹)					20,59	19,27	18,48	26,28	22,79
Precipitação acumulada (mm)					217,80	158,20	28,90	160,30	233,10

Figura 28: Comportamento da retenção/remoção de PO₄-P nos BioFiltros com areia 2, após o 112º dia de operação.

Como pode ser verificado na figura 28, a máxima precipitação acumulada ocorreu durante o período compreendido entre 249º e 280º dias de operação (em média 7,5 mm.d⁻¹, 25% da carga hidráulica aplicada - 30 mm.d⁻¹), de onde 52% do PO₄-P foi retido. Durante o intervalo entre o 168º e 215º dias de operação, ocorreu a menor precipitação acumulada (em média 0,6 mm.d⁻¹, 2% da carga hidráulica aplicada - 30 mm.d⁻¹) e fora onde obteve-se a maior porcentagem de retenção, igual a 66%.

Considerando os 168 dias de operação compreendidos entre o 112º dia até o final do período avaliado, pode-se expressar uma retenção média de PO₄-P igual a 55%, com uma

concentração afluyente média de $49,81 \pm 6 \text{ mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$ e uma concentração efluente média de $21,48 \pm 2 \text{ mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$.

Apesar da porcentagem média de retenção/remoção de $\text{PO}_4\text{-P}$ nos BioFiltros com areia 2 ser elevada quando comparada com os demais estudos que empregam *wetlands* no pós-tratamento de dejetos de suínos, tais como os realizados por Finlayson *et al.* (1987) que reportaram remoções de 9% a 12% para dejetos diluídos, Kantawanichkul *et al.* (1999) com retenção variando de 32% a 52% e Reddy *et al.* (2000) com valores variando entre 30% a 45% de retenção, os valores absolutos das concentrações do efluente dos BioFiltros ainda permanecem elevados para lançamento no ambiente (em média de $21,48 \pm 2 \text{ mgPO}_4\text{-P.L}^{-1}$), necessitando, desta forma, buscar identificar materiais filtrantes com elevados teores de Fe, Ca, Al e Mg, a fim de promover maiores retenções, bem como associar as macrófitas ao tratamento, para que a incorporação deste fósforo na biomassa vegetal se processe.

CAPÍTULO 5

5.1. CONCLUSÕES

Dos resultados obtidos com o estudo "Pós-tratamento em efluentes de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos da suinocultura utilizando BioFiltros com Macrófitas (*vertical constructed wetlands*)", pode-se concluir:

- quanto as Lagoas de Estabilização existentes:
- poucos são os parâmetros de projeto para as lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos de suínos, levando estas lagoas ao subdimensionamento devido a utilização de parâmetros empregados no dimensionamento de sistemas para esgotos domésticos. As lagoas estudadas, notadamente a 1ª lagoa anaeróbia, apresenta uma carga volumétrica aplicada de cerca de 2,5 vezes superior àquela recomendada na literatura nacional (0,1 a 0,3 kgDBO.m⁻³.d⁻¹). O subdimensionamento da 1ª lagoa anaeróbia ficou evidenciado pela baixa remoção de DQO e DBO (média de 44% e 49%, respectivamente), bem como a elevada concentração das frações de sólidos ao final das mesmas e geração de maus odores provenientes da emissão de gás sulfídrico (H₂S);
- dos 72% de remoção de nitrogênio total verificado na seqüência de lagoas, 42% ocorreu na lagoa facultativa; porém, esta eliminação não ocorreu via regular nitrificação - denitrificação devido a elevada concentração de carbono (DQO) e a ausência de oxigênio dissolvido nesta lagoa (medido em campo). Portanto, mecanismos como assimilação na biomassa, sedimentação e volatilização são pertinentes. Dos 32% de remoção de NH₄-N ocorridos entre as lagoas facultativa e aerada, grande parte desta remoção deu-se por meio da nitrificação (evidenciada pelo aumento da concentração de NO₃-N), e através da volatilização da amônia (pH superior a 8,0);
- a eficiência das lagoas na retenção / remoção de PO₄-P foi em média de 83%, sendo 68% retidos entre as lagoas anaeróbias e facultativa;

- quanto ao pós-tratamento - Colunas e BioFiltros com Macrófitas:
- a realização conjunta da simulação em laboratório (colunas) com o monitoramento do sistema em escala piloto (módulos BioFiltros), possibilitou a execução de inúmeras intervenções a fim de se estimular e otimizar os mecanismos de transformação e remoção de nutrientes oriundos do sistema de lagoas existente;
- a alta concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ no efluente final das lagoas (afluente aos BioFiltros) - média de $361 \text{ mgNH}_4\text{-N.L}^{-1}$, causaram toxicidade às macrófitas (*Typha* spp.), evidenciado visualmente através da coloração amarelada das mesmas, resultando em constantes trocas de indivíduos e, conseqüentemente, de um desenvolvimento incompleto da zona de raízes. Desta forma, as transformações e remoções ocorridas nestes BioFiltros são atribuídas somente aos fenômenos ocorridos junto ao material filtrante;
- todas as frações de sólidos avaliadas (ST, SST, SSV e SSF) não foram detectados nos efluentes tratados nos BioFiltros, indicando um excelente potencial de filtração das areias testadas (areia 1 e 2). Contudo, a partir do 111º dia de operação a areia 1 ($d_{10} = 0,21\text{mm}$; $U = 2,14$; $K = 4,4 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$; % de finos = 57,04%) apresentou redução significativa do potencial de drenagem, indicando colmatação do material. Portanto, o material filtrante composto pela areia 1 - presentes nos BioF 1 e 3, não se mostrou apropriado na promoção do pós-tratamento dos efluentes das lagoas de estabilização em questão;
- considerando as performances obtidas nos BioFiltros com areia 2, a partir do 112º dia de operação, estes mostraram-se satisfatórios na remoção de DQO remanescente do sistema de lagoas, apresentando a média de 33% de remoção para uma carga aplicada de $23,03 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. O estudo em colunas mostrou uma remoção média de 56% para uma carga aplicada de $29,17 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, no mesmo material filtrante;
- durante a maior parte do período de referência para a discussão das performances obtidas nos BioFiltros com areia 2 (após o 112º dia de operação), a temperatura média esteve em torno de $17,9^\circ\text{C}$ e a precipitação pluviométrica acumulada de $149,26\text{mm}$ (em média 17% da carga hidráulica aplicada - 30 mm.d^{-1});
- considerando a elevada carga de $\text{NH}_4\text{-N}$ aplicada nos BioFiltros (média de $13,94 \text{ gNH}_4\text{-N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ - concentração média de $460,00 \pm 8 \text{ mg.L}^{-1}$), a performance de remoção

mostrou-se satisfatória (58% de remoção - concentração média efluente de $191,35 \pm 34$ mg.L⁻¹). Dos 58% de remoção, 42% deram-se através da nitrificação (concentração afluente = $30,90 \pm 1$ mgNO₃-N.L⁻¹; concentração efluente = $139,12 \pm 26$ mgNO₃-N.L⁻¹);

- quando se compara os resultados obtidos nos BioFiltros com areia 2 com aqueles descritos na literatura especializada, a qual recomenda uma carga máxima de $6,5$ gNTK.m⁻².d⁻¹ em sistemas tipo *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo vertical para que ocorra a nitrificação, verifica-se uma potencialidade nos BioFiltros direcionados à nitrificação, pois mesmo com quantidades significantes de carbono no afluente e uma entrada de oxigênio na massa filtrante somente pela convecção e difusão atmosférica, obteve-se uma nitrificação elevada comparado com os demais trabalhos empregando *wetlands* no pós tratamento de dejetos de suínos;
- na coluna com areia 2 verificou-se elevada transformação de NH₄-N a NO₃-N (90%), diminuindo a medida que as cargas de NH₄-N aplicadas aumentavam (máxima carga aplicada igual a $24,82$ gNH₄-N.m⁻².d⁻¹ com uma nitrificação de 49%);
- comparando as performances das colunas com os BioFiltros, destaca-se que as cargas a partir de $13,94$ gNH₄-N.m⁻².d⁻¹ para os BioFiltros até $17,01$ gNH₄-N.m⁻².d⁻¹ para as colunas, permitiram maiores remoções de NH₄-N de 59% e 93%, respectivamente;
- das areias escolhidas para compor o material filtrante, a areia 1 mostrou-se ineficiente como pós-tratamento, devido principalmente a alta porção de finos (em torno de 57%), o qual conduziu a mesma à colmatação;
- a retenção/remoção de PO₄-P na coluna C₂ foi diminuindo em função do tempo. Porém, obteve-se satisfatória retenção considerando-se as elevadas cargas de PO₄-P aplicadas (96% de retenção/remoção para $2,35$ gPO₄-P.m⁻².d⁻¹; 59% de retenção/remoção para $1,10$ gPO₄-P.m⁻².d⁻¹). A performance de retenção/remoção nos BioFiltros, após o período de adaptação, variou de 52% a 66% para cargas aplicadas de $1,09$ a $1,67$ gPO₄-P.m⁻².d⁻¹, respectivamente;
- elevadas precipitações pluviométricas promovem lixiviação do PO₄-P retido no material filtrante, aumentando a concentração no efluente final. Durante a máxima precipitação

pluviométrica medida ao longo do período estudado (em média $7,5 \text{ mm.d}^{-1}$ - 25% da carga hidráulica aplicada) 52% de $\text{PO}_4\text{-P}$ foi retido no material filtrante, enquanto que durante a mínima precipitação pluviométrica (em média $0,6 \text{ mm.d}^{-1}$ - 2% da carga hidráulica aplicada) 66% de $\text{PO}_4\text{-P}$ permaneceu retido;

- apesar das satisfatórias remoções e transformações obtidas nos BioFiltros com areia 2 ($d_{10} = 0,23\text{mm}$; $U = 6,00$; $K = 5,4 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$; % de finos = 29,61%), os valores absolutos de N e P permaneceram elevados para o lançamento no ambiente (legislação ambiental do estado de Santa Catarina aponta como limites máximos de emissão de efluentes líquidos, em trechos de corpos d'água contribuinte de lagoas, lagunas e estuários, para N_{total} e P_{total} iguais a $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente), mostrando assim que há necessidade de se aumentar a área superficial e volume dos módulos, identificar materiais filtrantes com maiores teores de Fe, Ca, Al e Mg, diminuir a concentração afluente de $\text{NH}_4\text{-N}$ por meio de ciclos e promover o desenvolvimento por completo das macrófitas, bem como, otimizar os processos de remoção da matéria carbonácea e as frações de sólidos no sistema de lagoas de estabilização existente.

5.2. RECOMENDAÇÕES

A partir da operação, monitoramento e os resultados obtidos ao longo do período estudado junto aos BioFiltros com Macrófitas e colunas de simulação, recomenda-se uma série de ações que poderão contribuir para a seqüência do referido estudo e, até mesmo, para estudos semelhantes, quais são:

- identificação de materiais filtrantes que possam permitir a manutenção da condutividade hidráulica ao longo do tempo, bem como promover a adsorção de formas inorgânicas de nitrogênio e fósforo;
- preparar o efluente a ser disposto em novos módulos BioFiltros, por meio de uma diluição inicial a fim de diminuir a concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$ e permitir o aumento da carga hidráulica aplicada;
- partir para um fluxo vertical desde o início de operação, e testar um maior número de aplicações ao longo do dia (de 4 a 5 vezes);
- quantificar e acompanhar a dinâmica da alcalinidade (CaCO_3) no afluente e no efluente tratado nos BioFiltros, a fim de manter uma alcalinidade mínima para que não ocorra inibição da nitrificação;
- operar um módulo BioFiltro com Macrófitas com reciclo constante do efluente drenado;
- promover condições favoráveis ao crescimento das macrófitas, bem como acompanhar e quantificar o crescimento de sua biomassa; e avaliar qualitativamente o biofilme aderido ao material filtrante;
- incentivar o desenvolvimento de pesquisa junto a suinocultura, buscando identificar rotas tecnológicas viáveis técnica e economicamente, tanto para grandes produtores como para pequenos, a fim de minimizar os impactos causados pelo lançamento de nutrientes no ambiente.

5.3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1997). **Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos**. NBR 13969. Rio de Janeiro: ABNT. 57p.
2. Amorim, R.F.C., Leopoldo, P.R. e Conte, M.de L. (1997). Sistemas de tratamento de esgotos Domésticos utilizando taboa. In: VI Congresso Brasileiro de Limnologia, **Anais...** São Carlos, SP: CBL. 9p.
3. APHA – American Public Health Association. (1995). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF.
4. Arias, C.A., Del Bubba, M. e Brix, H. (2001). Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Wat. Res.**, v.35, n.5, pp. 1159-1168.
5. Armentano, T. (1980). Drainage of organic soils as a factor in the world carbon cycle. *Biocence*, 30, pp. 825-830. In: **Ecologia**. Odum, E.P., 1983. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S.A. 434 p.
6. Armstrong, W. (1978). Root aeration in the wetland environment. Plant life in anaerobic environments. D.O.Hook and R.M.M.Crawford (ed), chapter 9, pp. 269-297. In: **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, 2000. England: IWA Publishing. 156p.
7. Belli Filho, P., Castilhos Jr., A.B. de, Costa, R.H.R. da, Soares, S.R. e Perdomo, C.C. (2001). Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.1, pp. 166-170.
8. Bento, A.P., Freitas, L.R., Sartorato, J. e Lapolli, F.R. (2002). Wastewater treatment using stabilization ponds: Florianópolis experience, south Brazil. In: 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds. Auckland, NZ: **Submitted**.
9. Boon, A.G. (1985). Report of a visit by members and staff of WRC to Germany to investigate the root zone method for treatment of wastewaters. 376-S/1. Water Res. Center. In: **An assessment of the root zone method of wastewater treatment**. Conley *et al.*, 1991. Research Journal of the WPCF, v.63, n.3, pp. 239-247.
10. Brix, H. (1997). Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Wat. Sci. Tech.**, v.35, n.5, pp. 11-17.
11. Bucksteeg, K. (1990). Treatment of domestic sewage in emergent helophyte beds – German experiences and ATV-guidelines A262. In: **Constructed wetlands in water pollution control**. Cooper, P.F. & Findlater, B.C. (eds). Cambridge, UK: IAWPRC. Pp. 505-515.
12. Campagna, A.R. e Motta Marques, D. (2000). The effect of refinery effluent on the aquatic macrophytes *Scyrrpus californicus*, *Typha subulata* and *Zizaniopsis bonariensis*. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 1341-1347.
13. Caputo, H.P. (1996). **Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos**. 6^a ed., v. 1. Rio de Janeiro: LTC Editora. 233 p.

14. Carmo Jr., G.N.R. (1998). Aplicabilidade do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para o tratamento de resíduos líquidos da suinocultura. **Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental**, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 65 p.
15. Cazarré, M.M. (2001). Otimização de lagoas anaeróbias para o tratamento de dejetos de suínos. **Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental**, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 98 p.
16. Conley, L.M., Dick, R.I. e Liow, L.W. (1991). An assessment of the root zone method of wastewater treatment. **Research Journal of the WPCF**, v.63, n.3, pp. 239-247.
17. Conte, M.de L., Leopoldo, P.R., Zuccari, M.L. e Damasceno, S. (1992). Tratamento de águas servidas no meio rural através do processo fito-pedológico: resultados preliminares. In: 16 Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, **Anais**. Santa Maria, RS. pp. 1018-1029.
18. Cooper, P.F. *et al.* (1989). Sewage treatment by reed bed systems. *J. Inst. Water Environ. Manage.*, 3, 60. In: **An assessment of the root zone method of wastewater treatment**. Conley et al., 1991. *Research Journal of the WPCF*, v.63, n.3, pp. 239-247.
19. Cooper, P.F. e Green, M.B. (1995). Reed bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom: the first 10 years experience. *Wat. Sci. Tech.*, v.32, n.3, pp. 317-327. In: **Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation**. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, 2000. England: IWA Publishing. 156 p.
20. Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B. e Shutes, R.B.E. (1996). **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc. 184 p.
21. Cooper, P.F., Smith, M. e Maynard, H. (1997). The design and performance of nitrifying vertical flow reed bed treatment system. **Wat. Sci. Tech.**, v.35, n.5, pp. 215-221.
22. Costa, R.H.R., Bavaresco, A.S.L., Medri, W. e Philippi, L.S. (2000). Tertiary treatment of the piggery wastes in water hyacinth ponds. **Wat.Sci.Tech.**, v.42, n.10-11, pp. 211-214.
23. Costa, R.H.R., Medri, W. e Perdomo, C.C. (2000). High-rate pond for treatment of piggery wastes. **Wat. Sci. Tech.**, v.42, n.10-11, pp. 357-362.
24. Crites, T. e Tchobanoglous, G. (1998). **Small and Decentralized Wastewater Management Systems**. Singapore: MacGraw Hill International Editions. 1084 p.
25. Dalavéquia, M.A. (2001). Avaliação de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos. **Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental**, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 180 p.
26. Dartora, V., Perdomo, C.C. e Tumelero, I.P. (1998). Manejo de dejetos de suínos. **Bipers - Boletim Informativo Pesquisa**. EMBRAPA Suínos e Aves / Extensão - EMATER- RS, n.11, ano 7, 41 p.
27. Dévai, I., Felföldy, L., Wittnes, I. e Plosz, S. (1988). Detection of phosphine: New aspects of the phosphorus cycle in the hydrosphere. *Nature*, v.333, pp. 343-345. In: **Treatment Wetlands**. Kadlec, R.H. e Knight, R.L., 1996. Boca Raton, Fl: Lewis Publishers. 893 p.

28. Drizo, A., Frost, C.A., Grace, J. e Smith, K.A. (1999). Physico-chemical screening of phosphate removing substrates for use in constructed wetlands systems. **Wat. Res.**, v.33, n.17, pp. 3595-3602.
29. Ewel, K.C. e Odum, H.T. (eds) (1984). Cypress swamps. Gainesville, FL: University of Florida Press. In: **Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation**. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, 2000. England: IWA Publishing. 156 p.
30. Felde, K.von e Kunst, S. (1997). N- and COD- removal in vertical-flow systems. **Wat.Sci.Tech.**, v.35, n.5, pp. 79-85.
31. Finlayson, M., Chick, A., Oertzen, I.von e Mitchel, D. (1987). Treatment of piggery effluent by an aquatic plant filter. **Biological Wastes**, v.19, n.3, pp. 179-196.
32. Gearheart, R.A. (1993). Phosphorus removal in constructed wetlands. In: 66 Annual Conference & Exposition Water Environment Fed. **Proceedings**. Anaheim, California. pp. 51-59.
33. Grant, N. (1995). Reed bed designer. Hereford, UK. Personal communication. In: **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Cooper et al. (eds), 1996. Swindon: WRc plc. 184 p.
34. Grant, W.D. e Long, P.E. (1981). Environmental microbiology. Glasgow, UK: Blackie & Son. In: **Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation**. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, 2000. England: IWA Publishing. 156 p.
35. Gosmann, H.A. (1997). Estudos comparativos com bioesterqueira e esterqueira para armazenamento e valorização de dejetos de suínos. **Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental**, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 126 p.
36. Hammer, D.A. (ed) (1989). **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers, Inc. 831 p.
37. Hammer, D.A. e Knight, R.L. (1994). Designing constructed wetlands for nitrogen removal. **Wat.Sci.Tech.**, v.29, n.4, pp. 15-27.
38. Hill, V.R, e Sobsey, M.D. (2000). Pathogens reductions in constructed wetlands treating swine wastewater. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 511-517.
39. Hunt, P.G., Thom, W.O., Szögi, A.A. e Humerick, F.H. (1995). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. **Proceedings 7th Int. Symp. on Agric. and Food Proc. Wastes**, 53-65. St Joseph, Michigan: ASAE. In: **Performance of four constructed wetlands treating anaerobic swine lagoon effluents**. Sievers, D.M., 1997. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers - ASAE, v.40, n.3, pp. 769-775.
40. Hunt, P.G. e Poach, M.E. (2000). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 29-36.
41. IFU - Internationale Frauenuniversität (2000). **Project 2 - Wastewater Treatment**. Kunst *et al.* Apostila técnica, Material não publicado. Hannover, Germany. 64 p.

42. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution (2000). **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. Scientific and Technical Report No. 8. London, England: IWA Publishing. 156 p.
43. Junsan, W., Yuhua, C. e Oian, S. (2000). The application of constructed wetlands to effluent purification in pig farm. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 1477-1480.
44. Kadlec, R.H. e Knight, R.L. (1996). **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 893 p.
45. Kantawanichkul, S., Pilaila, S., Tanapiyawanich, W., Tikampornpittaya, W. e Kamkura, S. (1999). Wastewater treatment by tropical plants in vertical-flow constructed wetlands. **Wat.Sci.Tech.**, v.40, n.3, pp. 173-178.
46. Kantawanichkul, S., Neamkam, P. e Shutes, R.B.E. (2000). Nitrogen removal in a combined system: vertical vegetated bed over horizontal flow sand bed. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 293-299.
47. Kickuth, R. (1977). Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewater by plant rhizosphere under limnic conditions. Utilization of manure by land spreading. London, UK: EUR 5672e. pp. 335-343. In: **Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation**. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, 2000. England: IWA Publishing. 156 p.
48. Lantzke, I.R., Heritage, A.D., Pistillo, G. e Mitchell, D.S. (1998). Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with vertical hydraulic flow. **Wat.Res.**, v.32, pp. 1280-1286. In: **Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds**. Arias *et al.*, 2001. **Wat.Res.**, v.35, n.5, pp. 1159-1168.
49. Lens, P., Zeeman, G. e Lettinga, G. (2001). **Decentralized Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation**. Integrated Environmental Technologies Series. London, UK: IWA Publishers. 650 p.
50. Medri, V. (1997). Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos. Tese de Doutorado em Engenharia de Produção. Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, 206 p. In: **Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos**. Belli Filho, *et al.*, 2001. **Rev. Bras. de Eng. Agrícola e Ambiental**, v.5, n.1, pp. 166-170.
51. Meira, C.M.B.S., Ceballos, B.S.O., Souza, J.T. e Koning, A. (2001). Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: primeiros resultados. In: 21 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **CD Room - Anais**. João Pessoa, PB: ABES, 6 p.
52. Melzer, A. e Exler, D. (1982). Nitrate and nitrite reductase activities in aquatic macrophytes. **Studies on Aquatic Vascular Plants**. Symoens *et al.* (ed), Royal Botanical Society of Belgium, Brussels, pp. 128-135. In: **Treatment Wetlands**. Kadlec & Knight, 1996. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 893 p.
53. Mengel, K. (1979). Ernährung und stoffwechsel dun pflanze. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 466 p. In: **Treatment of piggery effluent by an aquatic plant filter**. Finlayson *et al.*, 1987. **Biological Waste**, v.19, n.3, pp. 179-196.

54. Metcalf & Eddy (1991). **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3 ed. New York, USA: Metcalf & Eddy, Inc. 1334 p.
55. Middlebrooks, E.J., Middlebrooks, C.H., Reynolds, J.H., Watters, G.Z., Reed, S.C. e George, D.B. (1983). **Wastewater Stabilization Lagoon. Design, Performance and Upgrading**. Macmillan, New York.
56. Moshiri, G.A. (ed) (1993). **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 632 p.
57. Motta Marques, D.M.L. (1999). Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. Capítulo 15. pp. 409-435. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Campos (coord), 1999. Rio de Janeiro: Rede Cooperativa de Pesquisas - PROSAB. 435 p.
58. Motta Marques, D.M.L., Leite, G.R. e Giovannini, S.G.T. (2000). Performance of two macrophytes species in experimental wetlands receiving variable loads of anaerobically treated municipal wastewater. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 719-725.
59. Nielsen, J., Lynggaard-Jensen, A. e Hasling, A. (1993). Purification efficiency of Danish biological sand filters systems. **Wat.Sci.Tech.**, v.28, n.10, pp. 89-97.
60. Philippi, L.S., Costa, R.H.R. e Sezerino, P.H. (1999). Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Wat.Sci.Tech.**, v. 40, n. 3, pp. 125-131.
61. Pires, G.de S.P. (1999). Tratamento de dejetos de suínos em meio anaeróbio e meio com aeração intermitente. **Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental**, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 73 p.
62. Platzer, C e Mauch, K. (1997). Soil clogging in vertical flow reed beds - mechanisms, parameters, consequences and..... solutions? **Wat.Sci.Tech.**, v. 35, n. 5, pp. 175-181.
63. Platzer, C. (1999). Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Wat.Sci. Tech.**, v. 40, n. 3, pp. 257-263.
64. Reddy, K.R. e Patrick, W.H. (1984). Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *Crit.Rev.Envir.Control*, v. 13, pp. 273-309. In: **Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation**. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, 2000. England: IWA Publishing. 156 p.
65. Reddy, G.B., Hunt, P.G., Phillips, R., Stone, K, e Grubbs, A. (2000). Treatment of swine wastewater in marsh-pond-marsh constructed wetlands. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 1453-1459.
66. Richardson, C.J. e Marshall, P.E. (1986). Processes controlling movement, storage and export of phosphorus in a few peatland. *Ecol.Monogr.*, v. 56, n.4, pp. 279-302. In: **Treatment Wetlands**. Kadlec & Knight, 1996. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 893 p.
67. Roquette Pinto, C.L., Risso, L., Pereira, R.G., Oliveira, M. e Jorge, J.B. (2000). Wetland system for agriculture and animal industry. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 1417-1423.

68. Roston, D.M. e Mansor, M.T. (1999). Tratamento de esgoto por sistema de leitos cultivados de vazão sub-superficial: avaliação da remoção de nitrogênio. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **CD Room - Anais**. Rio de Janeiro, RJ: ABES. pp. 519-524.
69. Rustige, H. e Platzer, C. (2000). Nutrient removal in subsurface flow constructed wetlands for application in sensitive regions. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 309-316.
70. SADIA S/A - Unidade Faxinal dos Guedes / SC (2000). **Relatório de Gestão: Prêmio Atilio Fontana**. Faxinal dos Guedes, SC: SADIA S/A. Setembro de 2000. 65 p.
71. Salati Filho, E., Marcondes, D.S., Salati, E., Elias, J.M. e Nogueira, S.F. (2000). Assessment of the efficiency of constructed wetlands system - pilot plant - for tertiary treatment. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 971-977.
72. Salati Jr., E., Salati, E. e Salati, E. (1999). Wetlands projects developed in Brazil. **Wat.Sci.Tech.**, v. 40, n.3, pp. 19-25.
73. Seganfredo, M.A. (2000). **A Questão Ambiental na Utilização de Dejetos de Suínos como Fertilizante do Solo**. Concórdia, SC: EMBRAPA. 35 p.
74. Sezerino, P.H. e Philippi, L.S. (1998). Tratamento de esgotos utilizando o potencial solo-planta. In: XXVI Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. **CD Room - anais**. Lima, Peru: AIDIS. 9 p.
75. Sezerino, P.H. (1999). Tratamento de esgotos domésticos utilizando o potencial solo-planta através de escoamento sub-superficial de fluxo horizontal. **Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária**, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 64 p.
76. Sezerino, P.H. e Philippi, L.S. (2000). Utilização de um sistema experimental por meio de "wetland" construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. In: IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **CD Room - Anais**. Porto Seguro, BA: ABES. pp. 688-697.
77. Shilton, A. (1996). Ammonia volatilization from a piggery pond. **Wat.Sci,Tech.**, v. 33, n. 7, pp. 183-189.
78. Sievres, D.M. (1997). Performance of four constructed wetlands treating anaerobic swine lagoon effluent. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v.40, n. 3, pp. 769-775.
79. Souza, J.T., van Haandel, A. e Guimarães, A.V.A. (2001). Acumulação de fósforo em sistemas wetlands. In: 21 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **CD Room - Anais**. João Pessoa, PB: ABES. 5 p.
80. Stegeman, C. (1995). Na raiz do problema. **Rev. Globo Rural**, ano 10, n. 117, pp. 7-9.
81. Szögi, A.A. e Hunt, P.G. (2000). Distribution of ammonium-N in the water-soil interface of a surface-flow constructed wetlands for swine wastewater treatment. In: 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. **Proceedings**. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 317-323.

82. Tanner, C.C. e Sukias, J.P. (1994). Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. 4th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Guangzhou, China. pp. 617-627. In: **Treatment Wetlands**. Kadlec & Knight, 1996. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 893 p.
83. Von Sperling, M. (1996). **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização**. vol 3. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 134 p.
84. Vymazal, J. (1990). Use of reed-bed systems for the treatment of concentrated waste from agriculture. In: International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control. **Proceedings**. Cambridge, UK: IAWPRC. pp. 347-358.
85. Vymazal, J. (1995). Algae and element cycling in wetlands. Boca Raton, Florida: CRC Press / Lewis Publisher. In: **Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation**. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control, 2000. England: IWA Publishing. 156 p.
86. Vymazal, J., Brix, H. Cooper, P.F., Green, M.B. e Harbel, R. (1998). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers. In: **Physico-chemical screening of phosphate - removing substrates for use in constructed wetlands systems**. Drizo *et al.*, 1999. *Wat.Res.*, v. 33, n. 17, pp. 3593-3602.
87. WEF - Water Environment Federation (1994). **Wastewater Biology: The Life Processes**. Alexandria, Va: WEF. 184 p.
88. WPCF - Water Pollution Control Federation (1983). **Nutrient Control**. Manual of Practice FD-17. Alexandria, VA: WPCF. 205 p.
89. Zanotelli, C.T., Medri, V., Belli Filho, P., Perdomo, C.C., Mulinari, M.R. e Costa, R.H.R. (2000). The performance of a facultative pond with baffles in the treatment of swine wastes. In: I Conferencia Latinoamericana em Lagunas de Estabilizacion y Reuso. **Proceedings**. Santiago de Cali, Colombia: Universidad del Valle / Instituto Cinara. pp. 161-167.

5.4. ANEXOS

5.4.1. ANEXO 1 - Valores brutos amostrados nas lagoas de estabilização da unidade SADIA S/A - Faxinal dos Guedes / SC (Tabelas 3, 4, 5, 6 e 7) - Páginas: 112 - 114

Tabela 3: Valores obtidos nas análises dos efluentes das Lagoas de Estabilização - P₃ (Efluente do Decantador)

Data	Obs	pH	DQO ₅ mg L ⁻¹	DBO ₅ mg L ⁻¹	Ntotal mg L ⁻¹	NH ₄ -N mg L ⁻¹	NO ₂ -N mg L ⁻¹	NO ₃ -N mg L ⁻¹	PO ₄ -P mg L ⁻¹	ST mg L ⁻¹	SV mg L ⁻¹	SF mg L ⁻¹	SSt mg L ⁻¹	SSv mg L ⁻¹	SSf mg L ⁻¹
2000	média anual	7,07	13484,72	6444,95	2418,33	1657,50	414,63	363,27	328,34	8645,54	---	---	3825,23	2672,69	1152,54
Janeiro-01		7,10	8630,00	3820,00	2000,00	1200,00	579,27	102,71	532,68	9685,00	6139,00	3549,00	5484,00	3761,00	1723,00
Fevereiro-01		7,20	8510,00	4150,00	2000,00	850,00	548,78	101,58	522,87	5019,00	3059,00	1960,00	1267,00	963,00	304,00
Março-01		7,20	9790,00	6240,00	1700,00	656,00	128,05	25,73	213,72	12093,00	6850,00	5243,00	6622,00	4240,00	2373,00
Abril-01		7,10	12100,00	6980,00	1300,00	870,00	533,54	84,65	383,99	8288,00	5145,00	3143,00	7057,00	4743,00	2314,00
Mai-01		7,20	15600,00	7600,00	2300,00	1210,00	609,76	99,32	516,34	11311,00	7181,00	4130,00	6627,00	4509,00	2118,00
Junho-01		7,10	6800,00	3100,00	1150,00	810,00	213,41	42,89	158,50	4248,00	2437,00	1811,00	974,00	786,00	188,00
Julho-01		7,20	10100,00	6150,00	1800,00	630,00	884,15	114,47	712,42	13337,00	8965,00	5243,00	9153,00	6594,00	2559,00
Agosto-01		7,16	9450,00	5350,00	1750,00	789,00	609,76	119,64	437,91	9732,00	5186,00	4546,00	5191,00	3051,00	2140,00
Setembro-01		7,47	7596,00	3258,00	1300,00	938,00	298,78	56,88	251,63	7086,00	4474,00	2612,00	1579,00	1293,00	286,00
Outubro-01		7,50	8150,00	4351,00	1420,00	980,00	335,36	67,72	267,97	7756,00	4693,00	3063,00	2540,00	1980,00	560,00
Novembro-01															
Dezembro-01															
Média		7,22	9672,60	5099,90	1672,00	893,30	467,48	81,56	399,80	8855,50	5412,90	3442,90	4649,40	3192,00	1456,50
Máximo		7,50	15600,00	7600,00	2300,00	1210,00	884,15	119,64	712,42	13337,00	8965,00	5243,00	9153,00	6594,00	2559,00
Mínimo		7,10	6800,00	3100,00	1150,00	630,00	128,05	25,73	158,50	4248,00	2437,00	1811,00	974,00	786,00	188,00
Desvio médio		0,10	1779,92	1364,10	303,60	150,96	198,74	26,60	144,64	2376,10	1496,68	925,10	2447,52	1577,40	897,60

Tabela 4: Valores obtidos nas análises dos efluentes das Lagoas de Estabilização - P₉ (Efluente da 2^a Lagoa Anaeróbia)

Data	Obs	pH	DQO ₅ mg L ⁻¹	DBO ₅ mg L ⁻¹	Ntotal mg L ⁻¹	NH ₄ -N mg L ⁻¹	NO ₂ -N mg L ⁻¹	NO ₃ -N mg L ⁻¹	PO ₄ -P mg L ⁻¹	ST mg L ⁻¹	SV mg L ⁻¹	SF mg L ⁻¹	SSt mg L ⁻¹	SSv mg L ⁻¹	SSf mg L ⁻¹
2000	média anual	7,60	4619,25	2093,78	1821,67	1131,39	308,16	268,39	202,33	10380,50	---	---	6356,53	3458,65	2897,88
Janeiro-01		7,50	14210,00	4950,00	2500,00	1000,00	1158,54	197,52	850,06	11798,00	6283,00	5515,00	10566,00	5733,00	4633,00
Fevereiro-01		7,30	14000,00	6300,00	2300,00	800,00	1128,05	194,13	800,65	2151,00	975,00	1176,00	360,00	296,00	64,00
Março-01		7,40	4140,00	2000,00	1100,00	500,00	54,88	8,58	74,51	8020,00	5027,00	2993,00	6164,00	4684,00	1480,00
Abril-01		7,30	28900,00	13540,00	2400,00	1235,00	1905,49	372,46	830,06	35166,00	14212,00	20954,00	20922,00	11069,00	9853,00
Mai-01		7,40	3600,00	1900,00	900,00	1080,00	274,59	42,89	539,87	5047,00	2238,00	2809,00	2965,00	1715,00	1250,00
Junho-01		7,30	3100,00	1520,00	900,00	664,00	103,66	15,35	78,43	2532,00	1116,00	1416,00	296,00	182,00	114,00
Julho-01		7,30	4000,00	2200,00	1600,00	830,00	365,85	65,46	323,53	5197,00	2609,00	2588,00	2472,00	1685,00	787,00
Agosto-01		7,33	3840,00	2100,00	1400,00	680,00	396,34	67,72	316,99	4155,00	1815,00	2340,00	2124,00	1277,00	847,00
Setembro-01		8,29	3560,00	1900,00	1000,00	820,00	146,34	30,25	129,31	3789,00	1633,00	2136,00	656,00	458,00	188,00
Outubro-01		8,30	3352,00	1841,00	980,00	750,00	141,77	29,34	101,96	3235,00	1456,00	1779,00	598,00	433,00	165,00
Novembro-01															
Dezembro-01															
Média		7,52	8270,20	3825,10	1508,00	835,90	567,53	102,37	382,55	8109,00	3738,40	4370,60	4692,30	2753,20	1938,10
Máximo		8,30	28900,00	13540,00	2500,00	1235,00	1905,49	372,46	830,06	35166,00	14212,00	20954,00	20922,00	11069,00	9853,00
Mínimo		7,30	3100,00	1520,00	900,00	500,00	54,88	8,58	74,51	2151,00	975,00	1176,00	296,00	182,00	64,00
Desvio médio		0,31	6459,88	2662,94	553,60	161,46	497,90	91,40	262,63	6149,20	2861,36	3545,56	4675,02	2645,28	2121,96

Tabela 5: Valores obtidos nas análises dos efluentes das Lagoas de Estabilização - P₁₀ (Efluente da Lagoa Facultativa)

Data	Obs	pH	DQO mg L ⁻¹	DBO ₅ mg L ⁻¹	Ntotal mg L ⁻¹	NH ₄ -N mg L ⁻¹	NO ₂ -N mg L ⁻¹	NO ₃ -N mg L ⁻¹	PO ₄ -P mg L ⁻¹	ST mg L ⁻¹	SV mg L ⁻¹	SF mg L ⁻¹	SSt mg L ⁻¹	SSv mg L ⁻¹	SSf mg L ⁻¹
2000	média anual	8,22	1071,54	456,05	1072,67	753,67	115,21	88,50	117,17	3369,41	---	---	662,65	509,82	152,83
Janeiro-01		8,20	900,00	460,00	900,00	500,00	131,10	16,03	61,76	2646,00	987,00	1659,00	363,00	238,00	125,00
Fevereiro-01		8,20	870,00	430,00	910,00	500,00	121,95	16,48	90,85	2312,00	855,00	1457,00	234,00	198,00	36,00
Março-01		8,30	650,00	312,00	746,00	398,00	54,88	7,45	55,88	2212,00	824,00	1388,00	299,00	189,00	110,00
Abril-01		8,20	1020,00	560,00	1000,00	550,00	73,17	10,38	68,30	2466,00	869,00	1597,00	425,00	250,00	175,00
Maió-01		8,20	1040,00	600,00	670,00	550,00	64,02	13,32	75,49	2134,00	643,00	1491,00	275,00	204,00	71,00
Junho-01		8,40	1500,00	720,00	820,00	660,00	91,46	16,70	71,24	2516,00	1039,00	1477,00	202,00	130,00	72,00
Julho-01		8,30	1400,00	700,00	900,00	668,00	91,46	12,64	94,12	2618,00	1033,00	1585,00	227,00	117,00	110,00
Agosto-01		8,26	1450,00	710,00	900,00	630,00	121,95	13,54	98,04	2615,00	1135,00	1480,00	345,00	219,00	126,00
Setembro-01		8,68	1230,00	670,00	850,00	650,00	109,76	14,45	80,06	3460,00	1839,00	1621,00	278,00	218,00	60,00
Outubro-01		8,70	1100,00	650,00	830,00	640,00	99,08	13,99	54,90	2581,00	1003,00	1578,00	250,00	180,00	70,00
Novembro-01															
Dezembro-01															
Média		8,34	1116,00	581,20	852,60	574,60	95,88	13,50	75,06	2556,00	1022,70	1533,30	289,80	194,30	95,50
Máximo		8,70	1500,00	720,00	1000,00	668,00	131,10	16,70	98,04	3460,00	1839,00	1659,00	425,00	250,00	175,00
Mínimo		8,20	650,00	312,00	670,00	398,00	54,88	7,45	54,90	2134,00	643,00	1388,00	202,00	117,00	36,00
Desvio médio		0,15	223,20	112,56	69,40	75,00	20,89	2,04	12,65	228,00	191,04	74,70	54,56	32,24	33,70

Tabela 6: Valores obtidos nas análises dos efluentes das Lagoas de Estabilização - P₁₁ (Efluente da Lagoa Aerada)

Data	Obs	pH	DQO mg L ⁻¹	DBO ₅ mg L ⁻¹	Ntotal mg L ⁻¹	NH ₄ -N mg L ⁻¹	NO ₂ -N mg L ⁻¹	NO ₃ -N mg L ⁻¹	PO ₄ -P mg L ⁻¹	ST mg L ⁻¹	SV mg L ⁻¹	SF mg L ⁻¹	SSt mg L ⁻¹	SSv mg L ⁻¹	SSf mg L ⁻¹
2000	média anual	8,18	921,27	326,00	804,61	402,44	97,56	64,00	90,89	3083,14	---	---	515,71	414,94	100,77
Janeiro-01		8,10	810,00	370,00	800,00	500,00	106,71	12,41	79,08	2500,00	1023,00	1477,00	229,00	156,00	73,00
Fevereiro-01		8,10	800,00	380,00	800,00	500,00	97,56	12,19	77,77	2168,00	878,00	1290,00	148,00	139,00	9,00
Março-01		8,10	470,00	210,00	725,00	396,00	42,68	6,99	57,19	2225,00	869,00	1356,00	148,00	89,00	59,00
Abril-01		8,10	830,00	350,00	750,00	453,00	60,98	9,03	65,03	2121,00	740,00	1381,00	119,00	71,00	48,00
Maió-01		8,10	910,00	360,00	590,00	513,00	54,88	11,51	64,70	2056,00	687,00	1339,00	166,00	111,00	55,00
Junho-01		8,10	925,00	400,00	700,00	500,00	70,12	11,06	68,63	2389,00	1098,00	1291,00	105,00	55,00	50,00
Julho-01		8,10	900,00	380,00	760,00	550,00	79,27	12,87	62,42	2320,00	952,00	1368,00	102,00	48,00	54,00
Agosto-01		8,10	890,00	400,00	740,00	500,00	73,17	12,19	60,78	2200,00	860,00	1340,00	100,00	48,00	52,00
Setembro-01		8,29	840,00	390,00	870,00	580,00	91,46	11,29	69,61	2836,00	1189,00	1647,00	213,00	169,00	44,00
Outubro-01		8,30	800,00	360,00	850,00	480,00	60,97	9,03	54,90	2369,00	902,00	1467,00	220,00	164,00	56,00
Novembro-01															
Dezembro-01															
Média		8,14	817,50	360,00	758,50	497,20	73,78	10,86	66,01	2318,40	919,80	1395,60	155,00	105,00	50,00
Máximo		8,30	925,00	400,00	870,00	580,00	106,71	12,87	79,08	2836,00	1189,00	1647,00	229,00	169,00	73,00
Mínimo		8,10	470,00	210,00	590,00	396,00	42,68	6,99	54,90	2056,00	687,00	1290,00	100,00	48,00	9,00
Desvio médio		0,06	78,00	32,00	57,50	32,52	15,98	1,50	6,21	164,40	116,56	80,84	41,60	42,80	9,80

Tabela 7: Valores obtidos nas análises dos efluentes das Lagoas de Estabilização - P₁₄ (Efluente das Lagoas de Maturação Fotossintéticas) efluente final - afluente aos módulos pilotos BioFiltros com Macrófitas

Data	Obs	pH	DQO mg L ⁻¹	DBO ₅ mg L ⁻¹	Ntotal mg L ⁻¹	NH ₄ -N mg L ⁻¹	NO ₂ -N mg L ⁻¹	NO ₃ -N mg L ⁻¹	PO ₄ -P mg L ⁻¹	ST mg L ⁻¹	SV mg L ⁻¹	SP mg L ⁻¹	SSt mg L ⁻¹	SSv mg L ⁻¹	SSf mg L ⁻¹
2000	média anual	8,15	584,00	204,52	582,22	316,59	83,99	70,86	71,60	2610,23	-----	-----	199,00	125,82	73,18
Janeiro-01		8,20	450,00	240,00	600,00	400,00	60,97	48,00	69,28	2416,00	806,00	1610,00	205,00	186,00	19,00
Fevereiro-01		8,20	400,00	220,00	580,00	400,00	54,88	46,00	67,64	2004,00	776,00	1228,00	193,00	152,00	41,00
Março-01	M.O. solúvel	8,30	270,00	70,00	420,00	299,00	39,63	27,00	59,48	1887,00	742,00	1145,00	136,00	97,00	39,00
Abril-01	M.O. solúvel	8,28	280,00	72,00	425,00	279,00	41,26	30,00	52,28	2146,67	853,33	1293,33	203,00	162,33	40,67
Mai-01		8,30	640,00	262,33	498,00	309,00	38,92	28,67	47,28	1966,33	691,00	1257,33	116,67	69,33	47,33
Junho-01		8,30	740,00	286,50	525,00	450,00	35,06	28,50	45,58	2069,50	79,50	1274,50	133,50	86,50	47,00
Julho-01		8,27	774,75	308,75	598,50	461,25	40,85	30,25	40,06	2124,25	837,25	1289,25	153,75	108,75	45,00
Agosto-01		8,28	778,33	325,00	633,33	473,75	59,07	31,75	55,22	2443,00	1054,67	1385,67	130,00	90,00	40,00
Setembro-01		8,61	783,75	345,00	710,00	465,00	55,83	33,50	55,86	2678,75	1179,25	1497,00	186,00	132,00	54,00
Outubro-01		8,50	723,33	341,67	586,66	450,00	52,34	30,33	47,93	2746,67	958,33	1788,33	196,33	146,33	40,00
Novembro-01		8,50	750,00	360,00	650,00	480,00	60,97	33,00	58,82	2674,00	779,00	1895,00	250,00	168,00	62,00
Dezembro-01															
Média*		8,34	668,91	298,81	566,04	406,09	49,07	33,36	54,49	2286,92	796,03	1423,96	171,20	127,11	43,18
Máximo		8,61	774,75	360,00	710,00	480,00	60,97	48,00	69,28	2746,67	1179,25	1895,00	230,00	186,00	62,00
Mínimo		8,20	400,00	220,00	420,00	279,00	35,06	27,00	40,06	1887,00	79,50	1145,00	116,67	69,33	19,00
Desvio médio†		0,11	119,27	41,42	72,03	62,45	9,02	4,98	7,15	121,11	165,94	198,99	33,84	33,45	7,17

* Valores Médios e Desvios calculados para DQO e DBO desconsiderando-se as análises de Maio-01 e Abril-01 (Matéria Orgânica Solúvel - amostra centrifugada)

† Valores Médios e Desvios calculados para a série de Nitrogênio Inorgânico e para Orto-fosfato desconsiderando-se as análises de Jan-01 e Fev-01 (material não centrifugado)

5.4.2. ANEXO 2 - Valores brutos amostrados para as colunas e módulos em escala piloto
(Tabelas 8, 9, 10, 11, 12 e 13) - Páginas: 116 - 123

Tabela 8: Valores obtidos nas análises dos efluentes da Coluna 1 - C₁

(efluente Faxinal - areia 1)

VOLUME Aplicado	Datas	Periodo Evolutivo	pH	DQO mg.L ⁻¹	NH ₄ -N mg.L ⁻¹	NO ₂ -N mg.L ⁻¹	NO ₃ -N mg.L ⁻¹	PO ₄ -P mg.L ⁻¹
Faxinal	20/03/2001		8,14	373,25	300,83	43,84	27,36	78,50
40mL.d	26/03/2001	6° dia	6,33	84,67	28,92	0,66	46,16	ND
	29/03/2001	9° dia	6,15	26,09	74,88	28,26	141,31	ND
	04/04/2001	15° dia	6,69	242,00	125,70	115,94	300,22	ND
	11/04/2001	22° dia	6,72	224,35	88,28	127,07	287,36	ND
Faxinal	12/04/2001		8,13	456,70	366,40	49,45	45,69	22,55
	16/04/2001	27° dia	6,26	192,81	237,11	82,16	316,93	ND
	18/04/2001	29° dia	4,70	205,51	76,17	74,05	360,27	3,89
	03/05/2001	44° dia	4,19	242,56	41,40	46,52	409,25	4,64
	09/05/2001	50° dia	4,94	140,51	150,39	34,63	398,87	ND
	11/05/2001	52° dia	5,06	165,22	110,16	29,15	280,36	ND
	16/05/2001	57° dia	6,36	196,96	88,28	22,50	209,71	ND
	18/05/2001	59° dia	7,20	247,10	48,05	41,10	335,89	ND
	23/05/2001	64° dia	7,35	260,20	72,66	42,53	474,72	ND
	25/05/2001	66° dia	7,00	241,10	65,23	25,55	307,90	ND
	30/05/2001	71° dia	6,62	180,92	77,34	6,21	243,11	ND
	01/06/2001	73° dia	5,77	80,48	99,61	4,15	271,33	ND
	08/06/2001	80° dia	5,47	145,40	54,30	5,27	334,54	ND
	13/06/2001	85° dia	5,67	136,44	39,45	7,04	231,83	ND
Faxinal	29/06/2001		8,13	414,97	567,19	56,22	52,82	22,61
	29/06/2001	101° dia	5,78	181,51	4,96	2,53	400,22	ND
	05/07/2001	107° dia	6,91	317,60	38,67	3,34	430,70	ND
50mL.d	20/07/2001	122° dia	8,05	262,42	41,01	----	315,35	ND
	25/07/2001	127° dia	8,12	226,29	61,33	----	381,49	ND
	01/08/2001	134° dia						
	15/08/2001	148° dia	Redução do potencial de drenagem na Coluna					
	22/08/2001	155° dia						
	31/08/2001	164° dia						
	14/09/2001	178° dia	6,51	137,16	4,73	----	127,54	ND
	19/09/2001	183° dia	6,03	121,96	15,98	4,52	436,34	ND
Faxinal	20/09/2001		8,13	700,00	595,62	34,60	35,00	26,54
	02/10/2001	196° dia	7,72	327,54	149,92	5,05	127,54	ND
	30/10/2001	224° dia	7,78	175,72	221,44	5,85	293,00	ND
Média*			6,57	196,92	74,64	15,96	311,14	ND
Máximo			8,12	327,54	221,44	42,53	474,72	ND
Mínimo			4,94	80,48	4,73	2,53	127,54	ND
Desvio Médio*			0,84	55,98	41,63	13,29	78,66	ND

* Média e Desvio calculados a partir do 50° dia

ND - valor não detectável nas análises

Tabela 9: Valores obtidos nas análises dos efluentes da Coluna 2 - C₂*(efluente Faxinal - areia 2)*

Volume Aplicado	Datas	Período Evolutivo	pH	DQO mg L ⁻¹	NH ₄ -N mg L ⁻¹	NO ₂ -N mg L ⁻¹	NO ₃ -N mg L ⁻¹	PO ₄ -P mg L ⁻¹
Faxinal	20/03/2001		8,14	373,25	300,83	43,84	27,36	78,50
540mL.d⁻¹	26/03/2001	6° dia	5,34	128,35	28,92	29,19	136,79	5,25
	29/03/2001	9° dia	5,83	266,19	100,83	204,08	363,43	1,20
	04/04/2001	15° dia	6,08	391,33	105,54	235,76	432,05	1,82
	11/04/2001	22° dia	5,35	343,22	109,76	233,17	407,22	5,26
Faxinal	12/04/2001		8,13	456,70	366,40	49,45	45,69	22,55
	16/04/2001	27° dia	5,27	210,75	106,25	92,68	388,04	5,49
	18/04/2001	29° dia	5,90	150,50	114,84	62,50	349,89	ND
	03/05/2001	44° dia	5,07	247,30	114,06	83,99	491,20	6,53
	09/05/2001	50° dia	3,76	199,60	16,41	8,66	456,66	4,08
	11/05/2001	52° dia	3,88	142,07	8,20	5,67	284,42	2,12
	16/05/2001	57° dia	5,79	220,79	63,28	20,12	194,36	1,47
	18/05/2001	59° dia	4,12	214,75	92,97	11,31	470,88	5,52
	23/05/2001	64° dia	3,68	158,59	39,06	10,82	300,02	6,53
	25/05/2001	66° dia	4,00	195,27	65,23	11,98	248,31	6,53
	30/05/2001	71° dia	3,36	201,37	79,69	10,98	356,88	5,49
	01/06/2001	73° dia	4,01	137,52	21,87	14,05	321,44	0,10
	08/06/2001	80° dia	4,47	154,18	3,12	3,60	278,33	0,69
	13/06/2001	85° dia	4,41	135,02	26,17	6,28	336,57	0,52
Faxinal	29/06/2001		8,13	414,97	567,19	56,22	52,82	22,61
	29/06/2001	101° dia	5,44	270,86	33,16	2,05	368,62	----
	05/07/2001	107° dia	5,91	212,67	50,62	4,76	451,69	----
750mL.d⁻¹	20/07/2001	122° dia	5,62	124,40	6,28	----	476,07	10,20
	25/07/2001	127° dia	5,81	135,76	26,25	5,85	429,57	9,25
	01/08/2001	134° dia	7,45	369,86	190,62	----	472,46	5,85
	15/08/2001	148° dia	7,03	204,53	91,01	----	358,01	10,26
	22/08/2001	155° dia	7,12	251,21	84,73	----	379,00	8,69
	31/08/2001	164° dia	7,26	292,08	152,38	----	322,80	5,62
	14/09/2001	178° dia	7,35	269,13	130,74	35,27	361,62	9,51
	19/09/2001	183° dia	7,26	259,93	60,78	36,74	356,66	1,89
Faxinal	20/09/2001		8,13	700,00	595,62	34,60	35,00	26,54
	02/10/2001	196° dia	7,44	409,80	199,84	49,60	244,24	10,65
	30/10/2001	224° dia	7,80	202,34	107,69	25,55	261,85	10,98
Média*			5,59	216,44	70,46	15,49	351,38	5,80
Maximo			7,80	409,80	199,84	49,60	476,07	10,98
Mínimo			3,36	124,40	3,12	2,05	194,36	0,10
Desvio-Médio*			1,34	55,65	45,05	10,57	65,59	3,05

* Média e Desvio calculados a partir do 50° dia

ND - valor não detectável nas análises

Tabela 10: Valores obtidos nas análises dos efluentes tratados no módulo piloto **BioFiltro com Macrófita 1 (areia 1)**

Data	Período	Volume	pH	DQO	Ntotal	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	ST	SSt	SSv	SSf
	Evolutivo	Aplicado		mg.L ⁻¹									
2000*	média anual		8,15	584,09	582,22	316,59	83,99	70,86	71,60	2610,23	199,00	125,82	73,18
2001**	Janeiro		8,20	430,00	600,00	400,00	60,97	48,00	69,28	2416,00	205,00	186,00	19,00
2001**	Fevereiro		8,20	400,00	580,00	400,00	54,88	46,00	67,64	2004,00	193,00	152,00	41,00
06-Fev-01	6º dia	adaptação	7,04	52,00	1,20	0,70	0,30	0,90	0,58	ND	ND	ND	ND
13-Fev-01	13º dia	adaptação	6,20	151,00	18,70	7,30	4,28	0,20	0,84	ND	ND	ND	ND
20-Fev-01	20º dia	230 L.d ⁻¹	7,00	276,00	369,00	152,00	6,72	2,40	2,90	ND	ND	ND	ND
27-Fev-01	27º dia		7,20	271,00	350,00	164,00	2,75	3,40	2,05	ND	ND	ND	ND
2001**	Março		8,30	---	420,00	299,00	39,63	27,00	59,48	1887,00	136,00	97,00	39,00
06-Mar-01	34º dia		7,10	280,00	360,00	160,00	5,19	3,20	1,99	ND	ND	ND	ND
13-Mar-01	41º dia		7,20	538,00	896,00	478,00	15,59	35,30	15,58	ND	ND	ND	ND
20-Mar-01	48º dia		7,20	500,00	492,00	236,00	24,46	194,00	11,76	ND	ND	ND	ND
29-Mar-01	57º dia		7,20	512,00	470,00	197,00	18,29	25,00	11,76	ND	ND	ND	ND
2001**	Abril		8,28	---	425,00	279,00	41,26	30,00	52,28	2146,67	203,00	162,33	40,67
10-Abr-01	69º dia		7,10	360,00	230,00	191,00	12,19	5,00	7,52	ND	ND	ND	ND
17-Abr-01	76º dia		7,20	420,00	850,00	435,00	15,24	11,00	14,38	ND	ND	ND	ND
27-Abr-01	86º dia		7,30	360,00	760,00	380,00	12,80	10,00	13,07	ND	ND	ND	ND
2001**	Mai		8,30	640,00	498,00	309,00	38,92	28,67	47,28	1966,33	116,67	69,33	47,33
08-Mai-01	97º dia		7,20	289,00	300,00	220,00	6,10	7,00	11,47	ND	ND	ND	ND
15-Mai-01	104º dia		7,90	250,00	314,00	228,00	9,15	10,00	10,78	ND	ND	ND	ND
22-Mai-01	111º dia		7,84	263,00	210,00	200,00	9,15	5,00	9,15	ND	ND	ND	ND
05-Jun-01	125º dia												
07-Jun-01	127º dia												
19-Jun-01	139º dia												
29-Jun-01	149º dia												
06-Jul-01	156º dia												
10-Jul-01	160º dia												
13-Jul-01	163º dia												
Média***			7,19	323,00	401,49	217,79	10,16	22,31	8,13	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!
Máximo			7,90	538,00	896,00	478,00	24,46	194,00	15,58	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!
Mínimo			6,20	52,00	1,20	0,70	0,30	0,20	0,58	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!
esvio médio***			0,22	107,43	208,65	95,76	5,37	26,77	4,70	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!

* Valores médios obtidos no efluente do P₁₄ ao longo do ano de 2000

** Valores médios mensais do efluente do P₁₄

*** Média e Desvio calculados ao longo de todo o período de funcionamento

ND - valor não detectável nas análises

Tabela 11: Valores obtidos nas análises dos efluentes tratados no módulo piloto BioFiltro com Macrófita 2 (areia 2)

Data	Período Evolutivo	Volume Aplicado	pH	DQO mgL ⁻¹	Ntotal mgL ⁻¹	NH ₄ -N mgL ⁻¹	NO ₂ -N mgL ⁻¹	NO ₃ -N mgL ⁻¹	PO ₄ -P mgL ⁻¹	ST mgL ⁻¹	SSt mgL ⁻¹	SSv mgL ⁻¹	SSf mL ⁻¹
2000*	média anual		8,15	584,09	582,22	316,59	83,99	70,86	71,60	2610,23	199,00	125,82	73,18
2001**	Janeiro		8,20	430,00	600,00	400,00	60,97	48,00	69,28	2416,00	205,00	186,00	19,00
2001**	Fevereiro		8,20	400,00	580,00	400,00	54,88	46,00	67,64	2004,00	193,00	152,00	41,00
06-Fev-01	6º dia	adaptação	6,62	120,00	9,30	4,70	0,61	0,80	0,62	ND	ND	ND	ND
13-Fev-01	13º dia	adaptação	6,78	241,00	245,00	115,00	4,58	3,40	2,25	ND	ND	ND	ND
20-Fev-01	20º dia	230 L.d ⁻¹	7,00	328,00	390,00	172,00	5,50	4,20	4,57	ND	ND	ND	ND
27-Fev-01	27º dia		7,86	336,00	390,00	184,00	17,12	18,00	11,07	ND	ND	ND	ND
2001**	Março		8,30		420,00	299,00	39,63	27,00	59,48	1887,00	136,00	97,00	39,00
06-Mar-01	34º dia		7,80	330,00	378,00	180,00	18,34	20,00	11,73	ND	ND	ND	ND
13-Mar-01	41º dia		7,70	555,00	958,00	527,00	30,58	48,00	19,17	ND	ND	ND	ND
20-Mar-01	48º dia		7,60	530,00	500,00	252,00	33,63	276,00	17,32	ND	ND	ND	ND
29-Mar-01	57º dia		7,70	560,00	430,00	156,00	21,34	247,00	120,59	ND	ND	ND	ND
2001**	Abril		8,28	---	425,00	279,00	41,26	30,00	52,28	2146,67	203,00	162,33	40,67
10-Abr-01	69º dia		7,80	390,00	240,00	220,00	21,34	51,00	26,40	ND	ND	ND	ND
17-Abr-01	76º dia		7,84	430,00	856,00	438,00	36,58	301,00	52,61	ND	ND	ND	ND
27-Abr-01	86º dia		7,80	420,00	800,00	400,00	30,49	300,00	29,41	ND	ND	ND	ND
2001**	Maio		8,30	640,00	498,00	309,00	38,92	28,67	47,28	1966,33	116,67	69,33	47,33
08-Mai-01	97º dia		7,80	327,00	280,00	165,00	9,15	128,00	15,65	ND	ND	ND	ND
15-Mai-01	104º dia		7,95	304,00	290,00	188,00	9,15	80,00	23,53	ND	ND	ND	ND
22-Mai-01	111º dia		7,68	440,00	230,00	139,00	15,24	54,00	42,48	ND	ND	ND	ND
2001**	Junho		8,30	740,00	525,00	450,00	35,06	28,50	45,58	2069,50	133,50	86,50	47,00
05-Jun-01	125º dia		7,60	510,00	370,00	220,00	15,24	166,00	27,12	ND	ND	ND	ND
07-Jun-01	127º dia		7,46	480,00	370,00	160,00	15,24	98,00	14,70	ND	ND	ND	ND
19-Jun-01	139º dia		7,50	560,00	360,00	139,00	134,15	197,00	21,57	ND	ND	ND	ND
29-Jun-01	149º dia		7,60	520,00	340,00	150,00	137,19	200,00	22,22	ND	ND	ND	ND
2001**	Julho		8,27	774,75	598,50	461,25	40,85	30,25	40,06	2124,25	153,75	108,75	45,00
06-Jul-01	156º dia		---	523,00	360,00	182,00	106,71	264,00	33,33	ND	ND	ND	ND
10-Jul-01	160º dia		---	518,00	350,00	180,00	103,66	254,00	36,93	ND	ND	ND	ND
13-Jul-01	163º dia		---	506,00	310,00	170,00	46,68	210,00	37,25	ND	ND	ND	ND
17-Jul-01	167º dia		---	516,00	360,00	167,00	12,19	26,30	29,00	ND	ND	ND	ND
2001**	Agosto		8,26	778,33	633,33	473,75	59,07	31,75	55,22	2443,00	130,00	90,00	40,00
03-Ago-01	184º dia		7,80	525,00	366,00	191,00	15,24	177,00	33,33	ND	ND	ND	ND

Tabela 11: continuação

Data	Período Evolutivo	Volume Aplicado	pH	DQO mg L ⁻¹	Ntotal mg L ⁻¹	NH ₄ -N mg L ⁻¹	NO ₂ -N mg L ⁻¹	NO ₃ -N mg L ⁻¹	PO ₄ -P mg L ⁻¹	ST mg L ⁻¹	SSt mg L ⁻¹	SSv mg L ⁻¹	SSf mL L ⁻¹
07-Ago-01	188º dia		7,60	540,00	370,00	200,00	12,19	166,00	35,95	ND	ND	ND	ND
14-Ago-01	195º dia		7,80	500,00	365,00	196,00	15,24	163,00	13,72	ND	ND	ND	ND
17-Ago-01	198º dia		7,90	530,00	373,00	213,00	21,34	163,00	41,80	ND	ND	ND	ND
21-Ago-01	205º dia		7,90	520,00	370,00	210,00	39,64	150,00	35,62	ND	ND	ND	ND
24-Ago-01	208º dia		7,80	540,00	360,00	200,00	67,07	138,00	37,91	ND	ND	ND	ND
31-Ago-01	215º dia		—	560,00	400,00	235,00	27,44	208,00	42,48	ND	ND	ND	ND
2001**	Setembro		8,61	783,75	710,00	465,00	55,83	33,50	55,86	2678,75	186,00	132,00	54,00
04-Set-01	219º dia		—	580,00	430,00	280,00	30,48	205,00	45,75	ND	ND	ND	ND
11-Set-01	226º dia		—	600,00	420,00	271,00	36,58	210,00	49,02	ND	ND	ND	ND
14-Set-01	229º dia		—	590,00	430,00	275,00	35,06	215,00	47,38	ND	ND	ND	ND
18-Set-01	233º dia		8,30	585,00	410,00	283,00	27,74	124,00	45,75	ND	ND	ND	ND
21-Set-01	236º dia		8,42	610,00	480,00	305,00	27,44	100,00	42,48	ND	ND	ND	ND
25/09/2001	240º dia		7,75	600,00	470,00	300,00	30,49	150,00	45,75	ND	ND	ND	ND
28/09/2001	248º dia		8,30	605,00	475,00	300,00	28,96	140,00	36,58	ND	ND	ND	ND
2001**	Outubro		8,50	723,33	586,66	450,00	52,34	30,33	47,93	2746,67	196,33	146,33	40,00
02/10/2001	252º dia		8,00	560,00	380,00	280,00	27,44	130,00	35,95	ND	ND	ND	ND
09/10/2001	259º dia		7,40	450,00	260,00	181,00	15,24	100,00	35,29	ND	ND	ND	ND
16/10/2001	266º dia		7,60	370,00	170,00	138,00	9,15	52,00	18,30	ND	ND	ND	ND
19/10/2001	269º dia		7,70	460,00	250,00	80,00	14,63	102,00	35,95	ND	ND	ND	ND
26/10/2001	276º dia		7,80	500,00	280,00	105,47	9,15	65,00	16,01	ND	ND	ND	ND
30/10/2001	280º dia		7,60	550,00	400,00	156,25	15,85	30,00	20,26	ND	ND	ND	ND
2001**	Novembro		8,50	750,00	650,00	480,00	60,97	33,00	58,82	2674,00	230,00	168,00	62,00
06/11/2001	287º dia		7,48	620,00	550,00	207,03	21,34	37,00	24,51	ND	ND	ND	ND
Média***			7,78	518,72	363,41	202,09	35,38	140,70	32,61	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Máximo			8,42	620,00	550,00	305,00	137,19	264,00	49,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Mínimo			7,40	304,00	170,00	80,00	9,15	26,30	13,72	0,00	0,00	0,00	0,00
svio medio***			0,20	53,90	55,48	46,99	24,29	52,93	9,05	#NUM!	#NUM!	#NUM!	#NUM!

* Valores médios obtidos no efluente do P14, ao longo do ano de 2000

** Valores médios mensais do efluente do P14

*** Média e Desvio calculados a partir do 97º dia de operação

ND - valor não detectável nas análises

Tabela 12: Valores obtidos nas análises dos efluentes tratados no módulo piloto **BioFiltro com Macrófita 3 (areia 1)**

Data	Período	Volume	pH	DQO	Ntotal	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	ST	SSt	SSv	SSf
	Evolutivo	Aplicado		mg L ⁻¹									
2000*	média anual		8,15	584,09	582,22	316,59	83,99	70,86	71,60	2610,23	199,00	125,82	73,18
2001**	Janeiro		8,20	430,00	600,00	400,00	60,97	48,00	69,28	2416,00	205,00	186,00	19,00
2001**	Fevereiro		8,20	400,00	580,00	400,00	54,88	46,00	67,64	2004,00	193,00	152,00	41,00
06-Fev-01	6º dia	<i>adaptação</i>	7,04	246,00	81,00	40,60	2,14	3,40	3,88	ND	ND	ND	ND
13-Fev-01	13º dia	<i>adaptação</i>	6,95	346,00	262,00	140,00	8,25	5,70	5,16	ND	ND	ND	ND
20-Fev-01	20º dia	230 L.d ⁻¹	6,98	366,00	380,00	158,00	11,00	12,30	6,20	ND	ND	ND	ND
27-Fev-01	27º dia		7,60	359,00	370,00	173,00	3,36	4,40	3,30	ND	ND	ND	ND
2001**	Março		8,30	---	420,00	299,00	39,63	27,00	59,48	1887,00	136,00	97,00	39,00
06-Mar-01	34º dia		7,60	360,00	376,00	170,00	3,97	5,00	4,11	ND	ND	ND	ND
13-Mar-01	41º dia		7,70	535,00	940,00	510,00	11,92	15,80	8,72	ND	ND	ND	ND
20-Mar-01	48º dia		7,70	510,00	464,00	217,00	18,34	170,00	14,37	ND	ND	ND	ND
29-Mar-01	57º dia		7,80	516,00	437,00	166,00	9,15	22,00	8,82	ND	ND	ND	ND
2001**	Abril		8,28	---	425,00	279,00	41,26	30,00	52,28	2146,67	203,00	162,33	40,67
10-Abr-01	69º dia		7,70	340,00	220,00	168,00	9,15	6,00	17,97	ND	ND	ND	ND
17-Abr-01	76º dia		7,70	460,00	862,00	457,00	30,49	26,00	40,20	ND	ND	ND	ND
27-Abr-01	86º dia		7,80	400,00	780,00	390,00	33,54	30,00	26,14	ND	ND	ND	ND
Maio			8,30	640,00	498,00	309,00	38,92	28,67	47,28	1966,33	116,67	69,33	47,33
08-Mai-01	97º dia		7,70	320,00	300,00	203,00	9,14	7,00	12,94	ND	ND	ND	ND
15-Mai-01	104º dia		7,70	294,00	309,00	228,00	6,10	5,00	8,50	ND	ND	ND	ND
22-Mai-01	111º dia		7,56	330,00	300,00	196,00	6,10	6,00	8,50	ND	ND	ND	ND
05-Jun-01	125º dia												
07-Jun-01	127º dia												
19-Jun-01	139º dia												
29-Jun-01	149º dia												
06-Jul-01	156º dia												
10-Jul-01	160º dia												
13-Jul-01	163º dia												
Média***			7,54	384,43	434,36	229,76	11,62	22,76	12,06	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!
Máximo			7,80	535,00	940,00	510,00	33,54	170,00	40,20	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!
Mínimo			6,95	246,00	81,00	40,60	2,14	3,40	3,30	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!
Desvio médio***			0,23	71,27	187,32	95,39	6,83	22,53	7,33	#REF!	#REF!	#REF!	#REF!

* Valores médios obtidos no efluente do P₁₄ ao longo do ano de 2000

*** Média e Desvio calculados ao longo de todo o período de funcionamento

** Valores médios mensais do efluente do P₁₄

ND - valor não detectável nas análises

Tabela 13: Valores obtidos nas análises dos efluentes tratados no módulo piloto BioFiltro com Macrófita 4 (areia 2)

Data	Período	VOLUME	pH	DQO	Ntotal	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	ST	SSt	SSv	SSf
	Evolutivo	Aplicado		mg L ⁻¹									
2000*	média anual		8,15	584,09	582,22	316,59	83,99	70,86	71,60	2610,23	199,00	125,82	73,18
2001**	Janeiro		8,20	430,00	600,00	400,00	60,97	48,00	69,28	2416,00	205,00	186,00	19,00
2001**	Fevereiro		8,20	400,00	580,00	400,00	54,88	46,00	67,64	2004,00	193,00	152,00	41,00
13-Fev-01	13º dia	<i>adaptação</i>	6,73	209,00	210,00	109,00	5,81	2,60	2,18	ND	ND	ND	ND
20-Fev-01	20º dia	230 L.d⁻¹	6,89	548,00	420,00	240,00	13,14	16,40	7,48	ND	ND	ND	ND
27-Fev-01	27º dia		7,80	563,00	400,00	250,00	12,84	11,80	7,32	ND	ND	ND	ND
2001**	Março		8,30	---	420,00	299,00	39,63	27,00	59,48	1887,00	136,00	97,00	39,00
06-Mar-01	34º dia		7,86	560,00	420,00	260,00	13,45	12,90	7,51	ND	ND	ND	ND
13-Mar-01	41º dia		7,80	563,00	910,00	485,00	21,40	29,30	10,13	ND	ND	ND	ND
20-Mar-01	48º dia		7,70	514,00	453,00	205,00	45,87	218,00	27,77	ND	ND	ND	ND
29-Mar-01	57º dia		7,70	550,00	416,00	126,00	179,88	29,00	104,57	ND	ND	ND	ND
2001**	Abril		8,28	---	425,00	279,00	41,26	30,00	52,28	2146,67	203,00	162,33	40,67
10-Abr-01	69º dia		7,80	350,00	220,00	204,00	18,29	31,00	22,54	ND	ND	ND	ND
17-Abr-01	76º dia		7,80	474,00	886,00	465,00	27,44	292,00	43,14	ND	ND	ND	ND
27-Abr-01	86º dia		7,70	450,00	820,00	430,00	39,63	60,00	32,68	ND	ND	ND	ND
2001**	Mai		8,30	640,00	498,00	309,00	38,92	28,67	47,28	1966,33	116,67	69,33	47,33
08-Mai-01	97º dia		7,80	347,00	260,00	175,00	18,29	161,00	25,82	ND	ND	ND	ND
15-Mai-01	104º dia		7,80	319,00	270,00	177,00	12,19	159,00	20,59	ND	ND	ND	ND
22-Mai-01	111º dia		7,62	420,00	200,00	110,00	18,29	126,00	37,91	ND	ND	ND	ND
2001**	Junho		8,30	740,00	525,00	450,00	35,06	28,50	45,58	2069,50	133,50	86,50	47,00
05-Jun-01	125º dia		7,50	630,00	430,00	167,00	9,15	120,00	18,30	ND	ND	ND	ND
07-Jun-01	127º dia		7,30	530,00	169,00	430,00	24,90	106,00	22,88	ND	ND	ND	ND
19-Jun-01	139º dia		7,40	390,00	360,00	133,00	76,22	134,00	20,26	ND	ND	ND	ND
29-Jun-01	149º dia		7,80	450,00	200,00	130,00	91,46	150,00	20,91	ND	ND	ND	ND
2001**	Julho		8,27	774,75	598,50	461,25	40,85	30,25	40,06	2124,25	153,75	108,75	45,00
06-Jul-01	156º dia		---	500,00	342,00	150,00	30,49	80,70	19,28	ND	ND	ND	ND
10-Jul-01	160º dia		---	490,00	334,00	146,00	33,54	98,00	19,60	ND	ND	ND	ND
13-Jul-01	163º dia		---	484,00	263,00	123,00	6,10	143,00	18,95	ND	ND	ND	ND
17-Jul-01	167º dia		---	470,00	272,00	142,00	9,15	134,00	19,28	ND	ND	ND	ND
2001**	Agosto		8,26	778,33	633,33	473,75	59,07	31,75	55,22	2443,00	130,00	90,00	40,00
03-Ago-01	184º dia		7,80	500,00	348,00	153,00	9,15	135,00	15,03	ND	ND	ND	ND
07-Ago-01	188º dia		7,70	510,00	380,00	221,00	9,76	73,00	19,93	ND	ND	ND	ND

Tabela 13: Continuação

Data	Período	Volume	pH	DQO	Ntotal	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P	ST	SSt	SSv	SSf
	Evolutivo	Aplicado		mg L ⁻¹									
14-Ago-01	195° dia		7,90	490,00	370,00	198,00	15,24	135,00	17,97	ND	ND	ND	ND
17-Ago-01	198° dia		7,90	510,00	372,00	184,00	9,15	137,00	18,95	ND	ND	ND	ND
21-Ago-01	205° dia		7,90	490,00	350,00	190,00	24,39	136,00	16,99	ND	ND	ND	ND
24-Ago-01	208° dia		7,90	480,00	320,00	160,00	12,19	102,00	13,72	ND	ND	ND	ND
31-Ago-01	215° dia		---	460,00	310,00	113,00	21,34	190,00	26,80	ND	ND	ND	ND
2001**	Setembro		8,61	783,75	710,00	465,00	55,83	33,50	55,86	2678,75	186,00	132,00	54,00
04-Set-01	219° dia		---	510,00	410,00	300,00	18,29	180,00	26,14	ND	ND	ND	ND
11-Set-01	226° dia		---	500,00	400,00	276,00	15,24	230,00	24,51	ND	ND	ND	ND
14-Set-01	229° dia		---	490,00	415,00	300,00	16,77	210,00	26,14	ND	ND	ND	ND
18-Set-01	233° dia		8,70	500,00	360,00	214,00	17,07	74,00	26,14	ND	ND	ND	ND
21-Set-01	236° dia		8,80	500,00	390,00	253,00	15,24	62,00	27,12	ND	ND	ND	ND
25/09/2001	240° dia		7,85	505,00	400,00	260,00	18,29	71,00	27,77	ND	ND	ND	ND
28/09/2001	248° dia		8,00	510,00	410,00	270,00	19,82	100,00	26,14	ND	ND	ND	ND
2001**	Outubro		8,50	723,33	586,66	450,00	52,34	30,33	47,93	2746,67	196,33	146,33	40,00
02/10/2001	252° dia		7,70	480,00	310,00	220,00	17,68	68,00	24,51	ND	ND	ND	ND
09/10/2001	259° dia		7,47	330,00	110,00	54,00	9,15	60,00	19,28	ND	ND	ND	ND
16/10/2001	266° dia		7,00	400,00	270,00	108,00	24,39	110,00	28,43	ND	ND	ND	ND
19/10/2001	269° dia		7,00	300,00	100,00	52,00	9,45	60,00	10,61	ND	ND	ND	ND
26/10/2001	276° dia		7,20	500,00	360,00	151,56	15,24	62,00	27,77	ND	ND	ND	ND
30/10/2001	280° dia		7,50	550,00	365,00	156,25	16,77	60,00	26,14	ND	ND	ND	ND
2001**	Novembro		8,50	750,00	650,00	480,00	60,97	33,00	58,82	2674,00	230,00	168,00	62,00
06/11/2001	287° dia		8,00	500,00	400,00	179,69	13,41	47,00	13,07	ND	ND	ND	ND
Média***			7,73	470,16	320,31	184,27	20,56	116,05	22,09	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!
Maximo			8,80	630,00	430,00	430,00	91,46	230,00	37,91	0,00	0,00	0,00	0,00
Minimo			7,00	300,00	100,00	52,00	6,10	47,00	10,61	0,00	0,00	0,00	0,00
svio médio***			0,30	50,97	69,38	57,55	10,14	38,95	4,55	#NUM!	#NUM!	#NUM!	#NUM!

* Valores médios obtidos no efluente do P14, ao longo do ano de 2000

** Valores médios mensais do efluente do P14

*** Média e Desvio calculados a partir do 97° dia de operação

ND - valor não detectável nas análises