UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR UM SISTEMA COMPOSTO POR FILTROS ANAERÓBIOS SEGUIDOS DE BANHADOS CONSTRUÍDOS: ESTUDO DE CASO — CENTRAL DE RESÍDUOS DO RECREIO, EM MINAS DO LEÃO/RS

Ricardo Figueira Bidone

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia (Hidráulica e Saneamento)

ORIENTADOR: Prof. Titular Jurandyr Povinelli

São Carlos

2007

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

B585t

Bidone, Ricardo Figueira
Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos : estudo de caso : Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS / Ricardo Figueira Bidone ; orientador Jurandyr Povinelli. -- São Carlos, 2007.

Dissertação (Mestrado-Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento) -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2007.

1. Tratamento de lixiviado. 2. Banhados construídos. 3. Filtros anaeróbios. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **RICARDO FIGUEIRA BIDONE**

Dissertação defendida e julgada em 03/03/2008 perante a Comissão Julgadora:

APROVADO

Prof. Titular **JURANDYR POVINELLI (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

Aprovado

Profª. Titular **MARIA DO CARMO CALIJURI**
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

Prof. Dr. **JOSÉ FERNANDO THOMÉ JUCÁ**
(Universidade Federal de Pernambuco/UFPE)

Prof. Associado **MARCELO ZAIAT**
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em
Engenharia (Hidráulica e Saneamento)

Prof. Associado **GERALDO ROBERTO MARTINS DA COSTA**
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Professor Jurandyr Povinelli, por ter me oportunizado, como orientador, ricas experiências durante todo o mestrado na EESC.

Agradeço à Professora Maria do Carmo Calijuri, por ter intercedido por mim junto ao Programa de Pós-graduação em Hidráulica e Saneamento, fazendo valer a sua posição de Coordenadora, em um momento de dificuldade que enfrentei, acreditando no trabalho e garantindo a sua tranqüila conclusão.

Agradeço à SIL – Soluções Ambientais LTDA., em especial ao Eng^{o} Fernando Hartmann, seu Diretor Vice-Presidente, pela permissão de utilização dos dados gerados no aterro sanitário da Central de Resíduos do Recreio.

Agradeço ao Eng^{o} Adriano Locatelli da Rosa, Gerente de Operações da Central de Resíduos do Recreio, que não mediu esforços para viabilizar todo o necessário para esta pesquisa.

Agradeço de maneira especial aos técnicos do Laboratório de Saneamento.

Agradeço à Professora Ruth Gouvêa Duarte pelas várias sugestões.

Agradeço à CAPES/PROEX pela concessão da bolsa de estudos.

Agradeço, finalmente, a todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

RESUMO

BIDONE, R.F. (2007). Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: Estudo de caso — Central de Resíduos do Recreio, em Minas do Leão/RS. Dissertação de Mestrado. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

A presente pesquisa abordou o estudo em escala real do tratamento de lixiviado de aterro sanitário em um sistema composto por dois filtros anaeróbios seguidos de dois banhados construídos. O trabalho foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Lixiviado do aterro sanitário pertencente à Central de Resíduos do Recreio, localizada em Minas do Leão/RS. Pretendeu-se verificar a eficiência do sistema na remoção de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal. A Fase 1 da pesquisa, que avaliou o desempenho dos filtros anaeróbios quando operados em série, indicou que a quase totalidade da remoção de matéria orgânica facilmente biodegradável ocorreu no primeiro filtro, evidenciando que, para o tratamento do lixiviado em questão, não é interessante a utilização de dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente semelhantes em série. A Fase 2 avaliou o desempenho dos filtros anaeróbios operados em paralelo e dos banhados construídos. Foi possível concluir-se que: filtros anaeróbios de fluxo ascendente são excelente alternativa para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, pois podem viabilizar remoções de matéria orgânica superiores a 50%; banhados construídos representam uma ecotecnologia interessante para o complemento do tratamento de lixiviado, pois podem viabilizar elevadas remoções de N-amoniacal.

Palavras-chave: tratamento de lixiviado, banhados construídos, filtros anaeróbios.

ABSTRACT

BIDONE, R.F. (2007). Sanitary landfill leachate treatment for a system composed by upflow anaerobic filters followed by constructed wetlands: Case study — Recreio Central Waste, in Minas do Leão/RS. M.Sc. Dissertation. School of Engineering at San Carlos, University of Sao Paulo, San Carlos, Brazil.

This study discussed the sanitary landfill leachate treatment in a full scale system composed by two upflow anaerobic filters followed by two constructed wetlands. The research was developed at the Landfill Leachate Treatment Station owned by Recreio Central Waste, located in Minas do Leão/RS. The objective of the study was to verify the efficiency of the system in the removal of organic matter and ammonia nitrogen. The Phase 1 of the study, which evaluated the performance of anaerobic filters when operated in series, indicated that almost all of the removal of organic matter readily biodegradable occurred in the first filter, showing that, for the treatment of leachate concerned, it is not interesting the use of two similar upflow anaerobic filters in series. The Phase 2 assessed the performance of the anaerobic filters, operated in parallel, and the constructed wetlands. It could be concluded that: upflow anaerobic filters are excellent alternative for the sanitary landfill leachate treatment, as they may facilitate removal of organic matter greater than 50%; constructed wetlands represent an interesting eco-technology to complement the leachate treatment, which can enable high removals of N-ammonia.

Keywords: sanitary landfill leachate treatment, constructed wetlands, anaerobic filters.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 1
2. OBJETIVOS 3
2.1 Objetivo principal 3
2.2 Objetivos específicos 3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 5
3.1 Conceituação, geração e caracterização de lixiviado de aterro sanitário 5
3.2. Processos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário 9
3.2.1 Remoção de amônia por aeração mecânica 10
3.2.2 Adsorção em carvão ativado 13
3.2.3 Processos de membrana 14
3.2.4 Evaporação 15
3.2.5 Aspersão sobre o solo 17
3.2.6 Coagulação, floculação, sedimentação ou flotação 18
3.2.7 Oxidação química 20
3.2.8 Processo foto-eletroquímico 23
3.2.9 Lagoas anaeróbias e lagoas facultativas 23
3.2.10 Tratamento conjunto em ETE 25
3.2.11 Recirculação de lixiviado 26
3.2.12 Tratamento em leito de vermicomposto 27
3.2.13 Processos biológicos aeróbios convencionais 27
3.2.13.1 Filtros percoladores 28
3.2.13.2 Contator biológico rotatório 30
3.2.13.3 Lagoas ou tanques de aeração mecânica 31
3.2.13.4 Lodos ativados 32
3.2.14. Processos biológicos anaeróbios convencionais 33
3.2.14.1 Reatores UASB 33
3.2.14.2 Filtros anaeróbios de fluxo ascendente 34
3.2.15. Banhados construídos 40
3.3 Padrão de emissão de efluentes 46
3.4 O Nitrogênio amoniacal e a Resolução N° 357 48
3.5 Filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: justificativas 50
4. MATERIAL E MÉTODOS 53

4.1 Descrição geral 53
4.2 Estação de tratamento de lixiviado proposta originalmente 55
4.3 Estação de tratamento de lixiviado reformulada 56
4.4. Caracterização dos filtros 58
4.4.1 Dimensões 58
4.4.2 Tempo médio de detenção hidráulica nos filtros 59
4.4.3 Abastecimento dos filtros 59
4.4.4 Construção dos filtros 61
4.5. Caracterização dos banhados 64
4.5.1 Considerações iniciais 64
4.5.2 Banhado de fluxo subsuperficial 65
4.5.3 Banhado de fluxo superficial 66
4.5.4 Operação dos banhados construídos 67
4.5.5 Construção dos banhados 68
4.6. Análises e exames 71
4.6.1 Ensaios de caracterização 71
4.6.2 Ensaios de controle 73
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 75
5.1 Fase 1 – Filtros anaeróbios operados em série 75
5.2 Fase 2 82
5.2.1 Caracterização do lixiviado 82
5.2.2 Filtros anaeróbios operados em paralelo 83
5.2.2.1 $DBO_{5,20}$, DQO, COT 83
5.2.2.2 N-amoniacal 89
5.2.2.3 Ácidos voláteis 89
5.2.2.4 Alcalinidade total 90
5.2.2.5 Bactérias heterotróficas 91
5.2.3 Banhados construídos 92
5.2.3.1 $DBO_{5,20}$, DQO e COT 94
5.2.3.2 N-amoniacal 96
5.2.3.3 NTK 97
5.2.3.4 Nitrito 99
5.2.3.6 Registro fotográfico complementar 101
5.3 Investimento e custo operacional da CRR no tratamento 104

5.4 Intervenções estruturais já em execução no sistema de tratamento..... 106
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 109
7. SUGESTÕES 113
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 115
9 ANEXOS 119

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Remoção de DQO em reatores anaeróbios no tratamento de lixiviado..... 38
Tabela 3.2 – Padrão de lançamento de efluente para fonte poluidora não-doméstica..... 47
Tabela 3.3 – Concentrações máximas permitidas e eficiências mínimas exigidas na remoção de N-amoniacal e de fósforo total em lixiviados 47
Tabela 4.1 – Ensaios usados na caracterização do lixiviado durante a Fase 2 72
Tabela 4.2 – Ensaios usados no controle do lixiviado durante a Fase 1..... 73
Tabela 4.3 – Ensaios usados no controle do lixiviado durante a Fase 2..... 73
Tabela 5.1 – Caracterização expedita do lixiviado bruto (concentração em mg/L)* 75
Tabela 5.2 – $DBO_{5,20}$, DQO, COT e eficiência média do primeiro filtro..... 76
Tabela 5.3 – $DBO_{5,20}$, DQO, COT e eficiência média do segundo filtro 76
Tabela 5.4 – Eficiência global média do sistema 76
Tabela 5.5 – Caracterização do lixiviado do aterro 82
Tabela 5.6 – Remoção de $DBO_{5,20}$ no banhado de fluxo subsuperficial 94
Tabela 5.7 – Remoção de DQO no banhado de fluxo subsuperficial..... 95
Tabela 5.8 – Remoção de COT no banhado de fluxo subsuperficial 96
Tabela 5.9 – Remoção de N-amoniacal no banhado 97
Tabela 5.10 – Remoção de NTK no banhado..... 98
Tabela 5.11 – Remoção de nitrito no banhado 99
Tabela 5.12 – Remoção de nitrato no banhado 101

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 – Descarga do material usado no recobrimento da massa de resíduos 54

Figura 4.2 – Vista de uma das enormes cavas de mineração existentes na área do aterro.. 54

Figura 4.3 – Vista das duas lagoas anaeróbias e das três lagoas facultativas..... 55

Figura 4.4 – Esquema das duas lagoas anaeróbias em série com as três lagoas facultativas 56

Figura 4.5 – Os dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente (ao lado das três lagoas facultativas desativadas) e, na parte inferior da figura, os dois banhados construídos 57

Figura 4.6 – Fluxograma de funcionamento do sistema na Fase 1 da pesquisa..... 57

Figura 4.7 – Fluxograma de funcionamento do sistema na Fase 2 da pesquisa..... 58

Figura 4.8 – Corte esquemático dos filtros..... 59

Figura 4.9 – Tanque a partir do qual era bombeado o lixiviado até o divisor de águas do aterro..... 60

Figura 4.10 – (a) Vista geral da área de localização dos filtros. (b) Espalhamento de camada de areia sobre lona plástica amarela disposta, ainda, sobre manta de PEAD. (c) Seqüência do espalhamento da camada de areia. (d) Começo da colocação de pranchas de madeira no fundo do filtro. (e) Seqüência da colocação das pranchas de madeira sobre as quais foi colocado o leito filtrante. (f) Distribuição das pranchas de madeira no fundo da unidade. 61

Figura 4.11 – (a) Colocação da primeira camada de pedras (pedra-de-mão) na base dos filtros. (b) Etapa final de preenchimento do fundo dos filtros com pedra-de-mão. (c) Vista do fundo de um dos filtros com a base já preenchida. (d) Detalhe do fundo de um dos filtros. (e) Espalhamento da brita que constitui o horizonte de filtração. (f) Tubos que, durante o início da operação do sistema, introduziam o lixiviado no primeiro dos filtros. 62

Figura 4.12 – (a) Estrutura partidora de vazão que foi utilizada no início da operação dos filtros. (b) Mangueiras que introduziam o lixiviado nos tubos alimentadores do primeiro filtro da série. (c) Caminhão-pipa descarregando o lixiviado em tubulação que se estendia até o partidor de vazão. (d) Ascensão da lâmina de lixiviado no filtro. (e) Vista do primeiro e do segundo filtro. (f) Estrutura partidora de vazão modificada, substituindo a distribuição inicial. 63

Figura 4.13 – No primeiro plano, os dois filtros anaeróbios e, ao fundo, as três lagoas facultativas (conjunto que compunha o sistema de tratamento originalmente)..... 64

Figura 4.14 – Macrófita aquática da espécie *Typha subulata* 65

Figura 4.15 – Corte esquemático do banhado de fluxo subsuperficial..... 66

Figura 4.16 – Corte esquemático do banhado de fluxo superficial 66

Figura 4.17 – (a) Vista do terreno onde foram executados os banhados. (b) Impermeabilização da base dos banhados. (c) Finalização do preenchimento com brita do banhado de fluxo subsuperficial. 68

Figura 4.18 – (a) Vista das bases dos banhados. (b) Preparação do canal de alimentação do banhado de fluxo superficial. (c) Canal de alimentação do banhado de fluxo superficial

concluído. (d) Detalhe da brita 1 utilizada no banhado de fluxo subsuperficial. (e) Coleta de mudas de macrófitas em banhado natural, dentro do próprio aterro. (f) Começo do plantio das macrófitas no banhado de fluxo subsuperficial. 69

Figura 4.19 – (a) Detalhe de uma muda de *Typha subulata.* (b) Mudas plantadas no banhado de fluxo subsuperficial. (c) Vista dos dois banhados em fase de aclimatação. (d) Vista da melhor adaptação das macrófitas no banhado de fluxo subsuperficial (ao fundo). (e) Transcorridos 4 meses desde o plantio, o banhado de fluxo superficial indica a dificuldade de adaptação do *Scirpus californicus.* 70

Figura 4.20 – (a) No banhado de fluxo subsuperficial a boa adaptação da *Typha*, 6 meses após o seu plantio. (b) Entre as duas unidades, o autor deste trabalho, evidenciando a diferença na adaptação das plantas de um banhado com relação ao outro. 71

Figura 5.1 – Indicação da eficiência prevista (em vermelho) para filtro anaeróbio de fluxo ascendente com TDH = 3,8 d, na remoção de matéria orgânica de lixiviado..... 78

Figura 5.2 – DQO durante a Fase 1..... 79

Figura 5.3 – $DBO_{5,20}$ durante a Fase 1 79

Figura 5.4 – COT durante a Fase 1 80

Figura 5.5 – Eficiências médias na remoção de DQO 80

Figura 5.6 – Eficiências médias na remoção de $DBO_{5,20}$..... 81

Figura 5.7 – Eficiências médias na remoção de COT 81

Figura 5.8 – Remoção de DBO no FAFA 01..... 86

Figura 5.9 – Remoção de DBO no FAFA 02..... 86

Figura 5.10 – Remoção de COT no FAFA 01 87

Figura 5.11 – Remoção de COT no FAFA 02 87

Figura 5.12 – Remoção de DQO no FAFA 01..... 88

Figura 5.13 – Remoção de DQO no FAFA 02..... 88

Figura 5.14 – Concentrações de N-amoniacal e de NTK no lixiviado 98

Figura 5.15 – Vistas dos banhados, em agosto de 2007..... 102

Figura 5.16 – Vista das macrófitas do banhado de fluxo subsuperficial durante o inverno 102

Figura 5.17 – Quatro amostras de lixiviado analisadas no Laboratório de Saneamento da EESC, em julho de 2007 103

Figura 5.18 – Amostra de lixiviado coletada na saída do banhado de fluxo subsuperficial 103

Figura 5.19 – (a) Lixiviado coletado na parte inicial do banhado; (b) Lixiviado coletado na parte central do banhado; (c) Lixiviado coletado na saída do banhado. 104

LISTA DE ANEXOS

Tabela A1 – Variáveis e metodologia analítica utilizada 119
Tabela A2 – Remoção de DBO na FASE 1 da pesquisa 120
Tabela A3 – Remoção de DQO na FASE 1 da pesquisa 122
Tabela A4 – Remoção de COT na FASE 1 da pesquisa 124
Tabela A5 – pH na FASE 1 da pesquisa 126
Tabela A6 – Nitrogênio amoniacal na FASE 1 da pesquisa 127
Tabela A7 – Sólidos totais na FASE 1 da pesquisa 128
Tabela A8 - Remoção de DBO no FAFA 01 na Fase 2 da pesquisa 129
Tabela A9 - Remoção de DBO no FAFA 02 na Fase 2 da pesquisa 130
Tabela A10 - Remoção de DQO no FAFA 01 na Fase 2 da pesquisa 131
Tabela A11 - Remoção de DQO no FAFA 02 na Fase 2 da pesquisa 132
Tabela A12 - Remoção de COT no FAFA 01 na Fase 2 da pesquisa 133
Tabela A13 - Remoção de COT no FAFA 02 na Fase 2 da pesquisa 134
Tabela A14 - Concentração de N-amoniacal nos FAFAs na Fase 2 da pesquisa 135
Tabela A15 - Ácidos voláteis nos FAFAs na Fase 2 da pesquisa 136
Tabela A16 - Alcalinidade total nos FAFAs na Fase 2 da pesquisa 137
Tabela A17 – Bactérias heterotróficas nos FAFAs na Fase 2 da pesquisa 137
Tabela A18 - Série de sólidos na Fase 2 da pesquisa 138
Tabela A19 - pH na Fase 2 da pesquisa 139
Tabela A20 – Temperatura do ar na Fase 2 da pesquisa 140
Tabela A21 – Fosfato total na Fase 2 da pesquisa 141
Tabela A22 – Sulfato na Fase 2 da pesquisa 141
Tabela A23 – Metais pesados na Fase 2 da pesquisa 142
Tabela A24 – Coliformes fecais na Fase 2 da pesquisa 142

LISTA DE SÍMBOLOS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Ac.acético	ácido acético
C	carbono
CAG	carvão ativado granular
$CaCO_3$	carbonato de cálcio
Cd	cádmio
$Ca(OH)_2$	hidróxido de cálcio (cal *extinta* ou cal *hidratada*)
CAP	carvão ativado em pó
Cr	cromo
CdS	sulfeto de cádmio
CH_4	metano
CO_2	dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente (Rio Grande do Sul)
COT	carbono orgânico total
CRR	Central de Resíduos do Recreio
d	dia
D	Daltons
$DBO_{5,20}$	demanda bioquímica de oxigênio, medida após 5 dias sob temperatura de 20^oC
$DBO_{5,20}$/DQO	relação entre demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio
$DBO_{5,20}$:N:P	relação entre demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio e fósforo
DMLU	Departamento Municipal de Limpeza Urbana de Porto Alegre
DQO	demanda química de oxigênio
ETE	estação de tratamento de esgoto
EUA	Estados Unidos da América

FAFA 01	filtro anaeróbio de fluxo ascendente número 1
FAFA 02	filtro anaeróbio de fluxo ascendente número 2
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental (Rio Grande do Sul)
FIBGE	Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
FWS	*free water surface* (superfície líquida livre)
h	hora
ha	hectare
Hg	mercúrio
H_2S	ácido sulfídrico
kcal	quilocalorias
kN	quiloNewtons
L	litro
m	metro
m²	metro quadrado
m³	metro cúbico
mA/cm²	micro Ampère por centímetro quadrado
mg	miligramas
min	minuto
mm	milimetro
N	nitrogênio
N-amoniacal	nitrogênio amoniacal
NaOH	hidróxido de sódio
NBR	Norma Brasileira
ND	não detectável
NH_3	amônia gasosa
NH_4^+	íon amônio
Ni	níquel
Nm³	metro cúbico de gás nas condições normais de temperatura e pressão
NMP/100 mL	número mais provável por cem mililitros
NO_2^-	ânion nitrito
NO_3^-	ânion nitrato

NTK	nitrogênio total de Kjeldahl
O_2	oxigênio molecular
^oC	graus Celsius
OR	osmose reversa
P	fósforo
Pb	chumbo
PE	Pernambuco
PEAD	polietileno de alta densidade
pH	potencial hidrogeniônico
PO_4^{3-}	ânion fosfato
PR	Paraná
PVC	cloreto de polivinila
rpm	rotações por minuto
RS	Rio Grande do Sul
RuO_2	dióxido de rutênio
s	segundo
SABESP	Companhia de Saneamento Básico de São Paulo
SBQ	sistema de barreira bioquímica
SDT	sólidos dissolvidos totais
SO_4^{2-}	ânion sulfato
SSF	sólidos suspensos fixos
SSV	sólidos suspensos voláteis
SST	sólidos suspensos totais
ST	sólidos totais
STF	sólidos totais fixos
STV	sólidos totais voláteis
t	toneladas
TDH	tempo de detenção hidráulica
Ti	titânio
TiO_2	dióxido de titânio
UFC	unidades formadoras de colônias
ZnO	óxido de zinco

1 INTRODUÇÃO

As soluções relativas ao tratamento de lixiviado de aterros sanitários são ainda incipientes em países em desenvolvimento. As sistemáticas já conhecidas de tratamento de esgoto vêm sendo testadas para a finalidade de tratamento desses líquidos, porém, têm esbarrado nas dificuldades provenientes, principalmente, da baixa biodegradabilidade e das elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal. Os valores dessas concentrações e seus patamares dependem, basicamente, do grau de decomposição dos resíduos sólidos e dos fatores hidrológicos intrínsecos aos locais onde se localizam os sítios de disposição. Pelas razões expostas, fica estabelecida uma grande variabilidade das características do lixiviado, de aterro para aterro, determinando que não se disponha, no Brasil, de uma tecnologia padronizada de tratamento aplicável a todos os casos.

Experiências com lodos ativados, filtros biológicos percoladores, lagoas de estabilização, processos físico-químicos, combinação desses, ou ainda, diluição do lixiviado em estações de tratamento de esgoto sanitário, não têm viabilizado, na maioria dos casos, a combinação de sucesso ambiental e baixo custo. As eficiências apresentadas por esses processos na remoção de $DBO_{5,20}$, DQO, COT e nitrogênio amoniacal não atendem, de maneira geral, aos valores estabelecidos pela legislação ambiental brasileira — Resolução Nº 357 do CONAMA, de março de 2005, que dispõe sobre o lançamento de efluentes líquidos em corpos receptores. Ainda, alguns dos referidos processos apresentam grande complexidade operacional, implicando em sistemas cuja instalação e manutenção demandam elevados gastos, não sendo apropriados à realidade brasileira.

Nesse cenário, ganham importância os estudos relativos ao uso associado de filtros anaeróbios e banhados construídos nos processos de tratamento de lixiviado. Os filtros anaeróbios de fluxo ascendente (largamente difundidos no tratamento de esgoto doméstico)

podem ser aplicados no tratamento de lixiviado com o objetivo de remoção de matéria orgânica. Os banhados construídos, por sua vez, têm sido utilizados comumente — com sucesso — como instrumento ecotecnológico de polimento de efluentes de tratamento secundário ou terciário de esgoto doméstico, removendo constituintes orgânicos e inorgânicos. No âmbito do tratamento de lixiviado, especificamente no Brasil, a aplicação de banhados construídos após algum processo anaeróbio de tratamento é uma alternativa que até o momento foi pouco estudada em escala real e que pode determinar uma solução econômica e tecnicamente sustentável.

Propôs-se então, através da presente pesquisa, o estudo da eficiência da remoção de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal de um sistema de tratamento de lixiviado em escala real. A pesquisa foi desenvolvida a partir do estudo dos dados coletados junto à Estação de Tratamento de Lixiviado do aterro sanitário da Central de Resíduos do Recreio, localizada no município de Minas do Leão/RS. O sistema implantado e operado durante a pesquisa era composto por dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente — inicialmente operados em série e posteriormente em paralelo — e dois banhados construídos, em paralelo — um de fluxo superficial e o outro de fluxo subsuperficial.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo principal

Avaliar em escala real a remoção de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal em um sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário composto por dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente, operados em série e operados em paralelo, seguidos de dois banhados construídos em paralelo.

2.2 Objetivos específicos

(a) Caracterizar o lixiviado gerado no aterro sanitário.

(b) Avaliar as eficiências obtidas nos filtros anaeróbios na remoção de matéria orgânica.

(c) Avaliar as eficiências obtidas nos banhados construídos na remoção de nitrogênio amoniacal e também na remoção de matéria orgânica.

(d) Sugerir possíveis interferências operacionais e estruturais futuras com vistas à manutenção ou melhoria da qualidade do efluente final tratado.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Conceituação, geração e caracterização de lixiviado de aterro sanitário

Chorume é o nome usualmente utilizado para caracterizar o líquido gerado durante o processo da decomposição predominantemente anaeróbia de resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário (Bidone & Povinelli, 1999). Após a precipitação pluviométrica sobre a massa de resíduos, o fluxo da água pelos vazios da massa sólida determina o seu contato e mistura com o chorume, resultando um líquido que apresenta vários tipos de poluentes (Liehr *et al.*, 2000): compostos orgânicos biodegradáveis e não biodegradáveis, compostos nitrogenados, sólidos em suspensão e, em alguns casos, metais pesados e compostos tóxicos, entre outros. Esse líquido, ou essa mistura de líquidos, conceitua-se modernamente como *lixiviado*.

Os volumes de lixiviado de aterros sanitários dependem, em termos gerais, de dois fatores (Fleck, 2003): volumes de água que ingressam agregados aos resíduos sólidos sob a forma de umidade e volumes de água trocados entre o aterro e o ambiente externo. Os resíduos orgânicos domiciliares apresentam naturalmente um teor de umidade entre 40 e 60% (Bidone & Povinelli, 1999), o que determinaria, em decorrência apenas desse teor, uma geração entre 400 e 600 m^3/d de lixiviado para a quantidade de 1.000 t/d de resíduos dispostos (nessa situação, o lixiviado confunde-se com o chorume). Esse volume deve ser acrescido àquele decorrente da precipitação pluviométrica, com vistas a determinação do volume global de lixiviado gerado em um determinado aterro. De forma geral, os métodos utilizados levam à determinação de um volume que já incorpora o chorume e a precipitação pluviométrica, com razoável precisão. Destacam-se entre eles o *Método Suíço* e o *Método do Balanço Hídrico*. O primeiro atribui grande importância às chuvas

precipitadas sobre a área do aterro, sendo razoável a sua aplicação para regiões de clima predominantemente úmido e de chuvas regulares (Fleck, 2003). O segundo, por sua vez, apresenta maior consistência, pois considera em sua formulação, além do índice pluviométrico, a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água no solo (Castro, 2001). O resultado do uso de qualquer das metodologias referidas pode não se verificar em termos práticos em função das seguintes circunstâncias: tempo de retardo (atenuação do líquido no âmbito do aterro), nível de compactação da massa de resíduos, material de recobrimento das frentes diárias de serviço e drenagens superficial e subsuperficial deficientes. Frente ao exposto, evidenciam-se as dificuldades de quantificação de volumes de lixiviado, não havendo uma metodologia que assegure uma exata previsão de vazão.

O aterro sanitário pode ser interpretado como um grande reator anaeróbio que gera, a partir da estabilização da matéria orgânica, destacadamente os seguintes subprodutos: gás metano (CH_4), gás dióxido de carbono (CO_2) e nitrogênio amoniacal (NH_3, amônia livre ou amônia gasosa e NH_4^+, íon amônio). Assim, pode-se entender que a matéria na forma sólida disposta em aterro será transformada em gases (CH_4, CO_2, NH_3, entre outros), líquidos (lixiviado, que apresenta elevada concentração de matéria orgânica, em termos DQO, demanda química de oxigênio — decorrência da transformação de parte matéria orgânica presente nos sólidos em matéria orgânica “diluída” — e elevada concentração de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) — decorrência da presença do NH_4^+) e, ainda, matéria sólida remanescente (sob a forma de substâncias húmicas e fúlvicas, refratárias ao processo de digestão anaeróbia). A transformação anaeróbia que ocorre nos aterros sanitários do material orgânico bruto em bioestabilizado, com geração de gás metano (denominada metanogênese), é assumida conceitual e atualmente como um processo de cinco fases (Bidone & Povinelli, 1999):

- Fase 1 (ajustamento inicial): disposição dos resíduos, acúmulo de umidade e cobertura da área. Nessa fase as bactérias aeróbias iniciam a estabilização da matéria orgânica, com conseqüente e predominante geração de CO_2. A atividade metabólica desses microrganismos é exotérmica, o que justifica a elevação de temperatura verificada no âmbito da massa sólida nesse estágio da estabilização. Essa fase pode estender-se por alguns dias;
- Fase 2 (transição): início da formação do lixiviado e transição da fase aeróbia para anaeróbia. Estabelecimento das condições de óxido-redução favoráveis ao início da digestão anaeróbia. As proteínas, os carboidratos e os lipídeos presentes na massa sólida são convertidos a compostos mais simples, facilitando a sua assimilação por parte dos microrganismos. Então, simplificadamente, as proteínas são transformadas em aminoácidos, os carboidratos são transformados em monossacarídeos (açúcares simples) e os lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa;
- Fase 3 (formação de ácidos): predominância dos ácidos voláteis (propiônico, butírico, entre outros). Oxidação dos ácidos voláteis e dos ácidos graxos de cadeia longa para ácido acético e hidrogênio (precursores diretos do metano). Queda de pH com conseqüente mobilização e possível complexação de espécies metálicas. Liberação dos nutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P), que serão utilizados como substrato para o crescimento da biomassa. O hidrogênio é detectado e sua presença afeta a natureza e o tipo de produtos intermediários em formação;
- Fase 4 (fermentação metânica): produtos intermediários que aparecem durante a fase de formação de ácidos são convertidos em CH_4 e CO_2. Retorno do pH à condição de tampão, controlado pelos ácidos voláteis. Potenciais redox nos valores mais baixos. Precipitação e complexação de metais;

- Fase 5 (maturação final): estabilização da atividade biológica, com relativa inatividade. Escassez de nutrientes e paralisação da produção de gás. Predominância de condições ambientais naturais. Aumento do valor do potencial redox com o aparecimento de O_2 e espécies oxidadas. Conversão lenta dos materiais orgânicos resistentes aos microrganismos em substâncias húmicas complexadas com metais.

As características do lixiviado e as concentrações de seus constituintes são diretamente influenciadas pelo tipo de resíduo disposto no aterro, por questões culturais e econômicas relativas à população que gera os resíduos, pelo grau de decomposição dos resíduos no âmbito da massa sólida já disposta (conforme já referido) e por fatores hidrológicos intrínsecos aos locais onde se localizam os sítios de disposição (também já referido). Os controles das características dos lixiviados dos aterros brasileiros que recebem resíduos de origem doméstica têm mostrado que, para aterros operando a menos de cinco anos (aterros “jovens”), a concentração de matéria orgânica em termos de DQO, usualmente e em média, fica na faixa entre 800 mg/L e 10.000 mg/L (Cardillo, 2006). As concentrações de N-amoniacal, por sua vez, freqüentemente variam entre 1.500 mg/L e 3.000 mg/L, para aterros da mesma idade. Comumente, o principal objetivo dos processos de tratamento de lixiviado é a redução das concentrações de matéria orgânica e de N-amoniacal, pois normalmente são esses os seus constituintes que se apresentam mais concentrados.

3.2. Processos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário

As alternativas mais conhecidas de tratamento de lixiviado são as seguintes: remoção de amônia por aeração mecânica; adsorção em carvão ativado; processos de membrana (osmose reversa); evaporação; aspersão sobre o solo; coagulação, floculação, sedimentação ou flotação; oxidação química; processo fotoeletroquímico; lagoas anaeróbias e lagoas facultativas; tratamento conjunto em estação de tratamento de esgoto; recirculação; tratamento em leito de vermicomposto; processos biológicos aeróbios; processos biológicos anaeróbios; banhados construídos. Geralmente, são usados mais de um tipo de processo como forma de tratamento, prevalecendo o uso de um processo anaeróbio seguido de um processo aeróbio (Beltrão, 2006). A escolha da tecnologia de tratamento de lixiviado mais adequada deve acontecer a partir da avaliação dos seguintes aspectos: volume de lixiviado gerado (que depende principalmente da capacidade do aterro, do seu tamanho e das características hidrológicas locais); composição do lixiviado (no que diz respeito às concentrações de seus poluentes); capacidade de investimento e de operação por parte do mantenedor do sistema de tratamento; atendimento das exigências estabelecidas pelos órgãos ambientais. Os processos de tratamento que foram estudados nesta pesquisa, em função de suas especificidades e de sua utilização ainda incipiente, serão apresentados nos subitens 3.2.14.2 e 3.2.15.

No Brasil, a aplicação dos processos de tratamento de lixiviado tem por objetivo principal a redução das concentrações de compostos orgânicos e de N-amoniacal. Essa é uma decorrência da vigência da Resolução Nº 357 do CONAMA, de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. A referida Resolução também estabelece que os órgãos ambientais federais, estaduais e

municipais, no âmbito de sua competência, deverão, por meio de norma específica ou no licenciamento da atividade ou empreendimento, estabelecer a carga poluidora máxima para o lançamento de substâncias passíveis de estarem presentes ou serem formadas nos processos produtivos, de modo a não comprometer os padrões estabelecidos pelo enquadramento do corpo de água. Por esse instrumento, fica estabelecido que cabe também aos órgãos ambientais regionais indicar os padrões de emissão (quando do licenciamento da atividade ou empreendimento) e fiscalizar o seu atendimento. Portanto, é comum que sejam verificadas diferenças nas exigências dos órgãos ambientais reguladores de região para região, embora todas essas diretrizes devessem respeitar ao que a Resolução Nº 357 estabelece.

3.2.1 Remoção de amônia por aeração mecânica

A remoção de amônia por aeração mecânica é muito difundida como “remoção de amônia por arraste com ar” (em inglês, *ammonia stripping*). A metodologia consiste em elevação do pH do lixiviado para valores próximos a 11 (ou superiores), fazendo-se com que prevaleça na massa líquida o N-amoniacal na forma de NH_3 (amônia gasosa). A alcalinização acontece comumente sob a ação dos seguintes agentes: $Ca(OH)_2$, hidróxido de cálcio; NaOH, hidróxido de sódio; entre outros. Após estar estabelecida a condição de pH adequado, acontece a introdução mecânica de ar no meio líquido, determinando-se que, pela ação da circulação dessa massa de ar, ocorra a expulsão ou o arraste do NH_3, normalmente para a atmosfera.

O processo é comumente conduzido em torres ou lagoas. O aspecto positivo dessa alternativa de tratamento é a possibilidade de remoção de amônia até o patamar que se pretender. A eficiência na remoção de N-amoniacal dependerá fundamentalmente das

quantidades de alcalinizantes empregadas no tratamento. Os aspectos negativos são: possibilidade de lançamento de consideráveis quantidades de amônia na atmosfera, com odor significativo; elevados custos para o controle do processo; elevados custos de energia associados com introdução da grande quantidade de ar requerida no processo; necessidade de ajuste do pH para descarga do efluente final tratado, com possibilidade de consumo de grandes quantidades de agentes químicos e possível prejuízo do tratamento biológico subseqüente.

Cardillo (2006) realizou estudo em escala de bancada utilizando uma torre de PVC, de 150 mm de diâmetro e altura total de 5 m. No referido experimento, o autor prescindiu do ajuste de pH pela ação de agentes alcalinizantes, pois, segundo ele, sob determinadas condições de agitação e aquecimento (devido ao equilíbrio de bicarbonatos), o lixiviado a ser tratado apresenta um aumento natural de pH, sem necessidade de adição de um álcali ao meio. A eficiência na remoção de amônia, variando-se a temperatura entre 40 e 60°C, foi superior a 80%. O tempo de detenção hidráulica (TDH) aplicado no experimento foi da ordem de 4 h. Ainda segundo o autor, a adoção dessa metodologia tem como aspecto positivo a possibilidade de recuperação da amônia, que após ser misturada com fosfatos e sulfatos, permitiria a produção de fosfatos e sulfatos de amônio, subprodutos com características de fertilizantes químicos. O trabalho citado não torna explícitas as condições específicas de agitação do meio líquido, bem como não discorre sobre as condições operacionais da temperatura do experimento (apenas é referida a faixa de variação desse parâmetro).

Silva *et al.* (2007) realizaram experimento em escala de bancada no qual foi verificado o arraste ou a expulsão do N-amoniacal presente no lixiviado pela ação exclusiva de agitação “lenta” da massa líquida. Utilizando lixiviado coletado no Aterro Controlado de Londrina/PR, que recebe resíduos de origem domiciliar desde 1970, os

autores promoveram agitação de 15 L do líquido em recipiente. A agitação “lenta” da massa líquida foi garantida pela ação de bomba do tipo submersa para aquários ornamentais e a temperatura média do experimento foi sempre mantida ao redor dos 30°C. Os autores destacaram que a bomba empregada teve sua entrada de ar afogada de modo a ser impedida qualquer condição de introdução mecânica de ar no meio líquido. Durante 20 d o experimento foi controlado e os autores concluíram que foi possível alcançar redução de 79% de N-amoniacal. No final do processo, foi verificado pH igual a 8. Não foi citado no referido trabalho qualquer tipo de troca ou de renovação do líquido controlado, a partir de que é presumível que tal eficiência tenha decorrido do longo TDH do lixiviado no recipiente. Também não foram especificadas no trabalho as condições da agitação, referida como “lenta” pelos autores. Ainda, é possível que a agitação do meio apenas tenha promovido a aceleração do encaminhamento da amônia gasosa para o meio externo. Os autores apontam que não houve nitrificação do N-amoniacal (transformação do íon amônio, NH_4^+, em nitrato), pois o controle de nitritos e nitratos indicou concentrações sempre inferiores aos limites de detecção do equipamento utilizado nas análises.

Keenan *et al.* (1984) apud Fleck (2003) controlaram as concentrações de N-amoniacal em uma lagoa de *stripping* de amônia. A concentração média de N-amoniacal no lixiviado afluente à lagoa era igual a 1.001 mg/L. O TDH na referida lagoa era de 1,74 d, sendo a unidade precedida de um tanque de equalização e de um reator cilíndrico de contato de fluxo ascendente, operando sob TDH igual a 1,7 h, dentro do qual, através da adição de solução de cal, obtinha-se a elevação de pH, além de coagulação e precipitação de metais pesados e de parte da carga orgânica do lixiviado. Os autores referiram eficiência média de 50% de remoção de amônia no sistema, não indicando a quantidade de cal utilizada, nem o pH do líquido afluente à lagoa, tampouco detalhes operacionais dessa.

3.2.2 Adsorção em carvão ativado

O carvão ativado em pó (CAP) e o carvão ativado granular (CAG) têm sido usados pela sua capacidade de promover sorção, absorvendo e adsorvendo quantidades residuais de material orgânico de lixiviados, quando esses líquidos já tiveram a maioria de seus compostos orgânicos removidos através de outro tipo de tratamento (DoE, 1995). O CAP e o CAG são materiais altamente porosos e com grande superfície específica (amostras de CAG usualmente apresentam valores entre 500 e 1.500 m^3/m^2). Assim, para sua aplicação, a sorção em carvão ativado exige a remoção prévia de sólidos suspensos do lixiviado, de modo a prevenir-se, no caso dos leitos filtrantes fixos de CAG, a rápida colmatação do leito de carvão. Como visto, essa tecnologia é aplicável na fase de complementação do tratamento do efluente, sendo especialmente interessante para tratamento de lixiviado no qual se verifique a presença de poluentes particularmente indesejados ou preocupantes. Quando é verificada a presença pontual (não regular) de um composto no lixiviado, resultará mais econômica a utilização do CAP diluído no lixiviado, dispensando-se as usuais torres com leitos de CAG.

HO *et al.* (1974) apud Fleck (2003) testaram dosagens de 0-20.000 mg/L de carvão ativado em pó no tratamento de lixiviado com DQO igual a 4.920 mg/L e pH igual a 7,4 em equipamento de *jar-test*. Com a dosagem de 4.000 mg/L obtiveram um efluente clarificado com remoções de 25,4% de DQO, 81,8% de ferro e 10,9% de STD. Em um segundo experimento, os autores introduziram lixiviado com DQO igual a 7.213 mg/L em colunas de CAG a 24°C. Os volumes de lixiviado utilizados foram duas vezes superiores ao volume de vazios dos leitos, de modo a configurar uma dosagem de 1.240 mg/L de carvão. Nessas condições, verificou-se aumento da remoção de DQO (56,8%), para TDH

de 21,8 min. As remoções de ferro e sólidos totais dissolvidos, por sua vez, foram de 65% e 19,3% respectivamente.

3.2.3 Processos de membrana

Uma membrana pode ser definida como um filme fino sólido que separa duas soluções e que sob ação de algum tipo de força externa, atua como barreira seletiva para o transporte de componentes dessas soluções (Schneider & Tsutiya, 2001). As referidas forças são determinadas pela ação de pressões positivas, pressões negativas ou diferença de potencial elétrico. A seletividade da membrana depende do tamanho de seus poros e do material que a constitui. O aspecto mais importante relativo à aplicação dessa metodologia é a necessidade de grandes gastos energéticos, pois ao passo em que é diminuído o tamanho dos poros, é aumentada a perda de carga (que precisa ser vencida) gerada no escoamento da massa líquida pelos poros da membrana. A tecnologia de tratamento de lixiviado que envolve a utilização de membranas semipermeáveis é destacadamente a "osmose reversa" (OR).

A OR é indicada principalmente no tratamento de lixiviado fortemente concentrado em termos de constituintes inorgânicos e sua aplicação se dá sob baixas taxas volumétricas (DoE, 1995). A porosidade das membranas empregadas nesse processo é inferior a 200D, permitindo-se a partir de sua aplicação a retenção de íons e de praticamente toda a matéria orgânica presente ou remanescente no líquido (Schneider & Tsutiya, 2001). A OR não representa tratamento de contaminantes, mas sim um dispositivo que quando usado possibilita precipitar os constituintes sólidos do lixiviado na forma de sais ou concentrados, atingindo-se assim um líquido efluente com alto padrão de pureza. O destino mais comum para disposição desse concentrado é a recirculação no âmbito do aterro, que é alternativa

simples e barata operacionalmente. Essa solução, porém, não pode ser utilizada por longos períodos sob pena de que a massa de resíduos, na qual os contaminantes de lixiviado são simplesmente reintroduzidos, não complete a degradação dos resíduos (DoE, 1995).

A OR já foi apontada como o melhor dos processos físico-químicos para remoção complementar de DQO de lixiviado (Qasim e Chiang, 1994). Chian and DeWalle (1977) apud (Qasim e Chiang, 1994) apresentaram eficiências entre 56 e 70% na remoção de COT, utilizando membrana de acetato de celulose. A eficiência foi aumentada para 88% quando a membrana usada era constituída de polietilenamina. A partir da elevação do pH do lixiviado de 5,5 para 8,0, deu-se o aumento de eficiência na remoção de COT para 94%, fazendo com que os autores relacionassem a sensibilidade e seletividade das membranas com o pH do líquido. Os estudos indicaram remoção de STD igual a 99%, porém nada citaram com relação às porosidades das membranas. Kinman *et al.* (1985) apud Qasim & Chiang (1994), utilizando taxa de aplicação de 2,50 m^3/m^2 e pressão de trabalho de 1.400 a 1.700 kN/m^2, obtiveram eficiência de 97% na remoção de orgânicos, 97,5% na remoção de sólidos totais dissolvidos e redução das concentrações de metais para patamares inferiores aos limites de detecção, nada referindo com relação à porosidade das membranas.

3.2.4 Evaporação

A evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado representa a vaporização de parte da fração líquida de seu conteúdo. A transformação do líquido em vapor é regulada pela ação de fontes externas de energia, que podem ser naturais ou artificiais. Quando o sol é o agente responsável pela evaporação, o processo é normalmente conduzido em lagoas. Nesses casos, há necessidade de utilização de grandes áreas de modo a ser garantida elevada interface entre a massa líquida e a atmosfera. Se a fonte de energia for artificial, o

processo é usualmente realizado em tanques de evaporação. Os pontos negativos da utilização desses equipamentos são o custo elevado de sua aquisição, uma vez que os mesmos não são produzidos no Brasil (Castro, 2001) e o gasto de energia relacionado ao provimento de calor ao sistema de tratamento. O aspecto positivo mais destacado desse processo é a redução do volume de lixiviado, seja qual for o tipo de energia.

A utilização do potencial calorífico do biogás gerado no aterro para aquecimento da massa líquida é proposta viável e muito aplicada modernamente. Simplificadamente, os gases gerados no aterro são coletados e encaminhados para queimador. Durante e após a combustão dos gases, verifica-se liberação de energia na forma de calor. O calor é então, com uso de tubos perfurados dispostos na base do tanque de evaporação, introduzido na massa líquida (Castro, 2001). A conversão de água a 0^oC a vapor a 100^oC demanda 54.100.000 kcal/m³ (Fleck, 2003). Conservadoramente, pode-se considerar que 1 Nm³ de biogás produz, em combustão, 4.000 kcal (DMLU, 2002). Assim, seriam necessários 13.525 Nm³ de biogás para a conversão de 1 m³ de água presente no lixiviado a 0^oC a vapor a 100^oC. Em termos práticos, a aplicabilidade da metodologia depende das vazões de lixiviado e de biogás gerados no aterro e, ainda, do poder calorífico desse último. O sistema poderá ser proposto com ou sem recondensação de água. O lançamento do vapor na atmosfera ou, após a recondensação, do líquido em corpo receptor exigirá controle das concentrações de seus componentes, com vistas ao atendimento dos padrões estabelecidos pela legislação (Fleck, 2003).

A evaporação pode ser precedida por tratamento cujo objetivo seja a redução da concentração de N-amoniacal do lixiviado. Nesse caso, um agente acidificante será introduzido na massa líquida, reduzindo o valor de pH com conseqüente conversão de NH_3 em sais solúveis de amônia. O lixiviado será então evaporado e separado em destilado e líquido residual. Como a osmose reversa, a metodologia consiste em concentração,

separação e acumulação, não sendo um processo de tratamento especificamente. O concentrado final, tipicamente 5% do volume original, requer disposição adequada. Se o concentrado é retornado ao aterro há o problema, assim como na osmose reversa, de que o carregamento contaminante crescerá dentro da massa de resíduos ao longo do tempo (DoE, 1995). Não é razoável a proposição da evaporação para aterros sanitários que geram grandes vazões.

3.2.5 Aspersão sobre o solo

A aspersão de lixiviado sobre o solo ou sobre áreas verdes pode determinar grande redução de volume desse líquido pelo caminho da evapotranspiração. Essa tecnologia tem sido aplicada com sucesso na aspersão de lixiviados fracamente concentrados sobre grandes áreas de terra no Reino Unido (DoE, 1995). Esse tipo de tratamento envolve uma combinação de processos biológicos e físico-químicos como, por exemplo, nitrificação e desnitrificação, rápidos crescimento e brotação, oxidação, transpiração, evaporação e precipitação, absorção e adsorção. Ao passo que o lixiviado penetra no solo ou o atravessa, há a possibilidade de degradação microbiológica de compostos orgânicos, metabolização de N-amoniacal e remoção de íons orgânicos por precipitação ou troca de íons.

Torres de irrigação e esguichadores são utilizados para distribuição de lixiviado. As taxas típicas de aplicação são de 45 m^3/ha.dia, mas taxas mais elevadas são usadas para lixiviados fracamente concentrados. A aspersão de lixiviados contendo elevadas concentrações de metais ou compostos orgânicos dificilmente biodegradáveis não é recomendada pelo potencial de acumulação em solos e pelo material vegetativo. Devem ser considerados os possíveis problemas com odores na área de tratamento e a dispersão de gotas em função das condições do vento.

3.2.6 Coagulação, floculação, sedimentação ou flotação

A adição de agentes coagulantes ao lixiviado, seguida de mistura e separação de fases, pode ser ocasionalmente proposta tanto antes quanto depois de outros tratamentos. A ação dos reagentes pode resultar em remoção de sólidos suspensos, metais pesados e matéria orgânica. Os agentes de coagulação normalmente usados no processo são: hidróxido de sódio, cloreto férrico, sulfato de alumínio e coagulantes poliméricos. As partículas de impurezas presentes na massa líquida apresentam-se estabilizadas, normalmente com carga superficial negativa. A coagulação (mistura rápida com o objetivo de diluir rápida e uniformemente o coagulante no líquido) representa a introdução de um produto químico capaz de promover a quebra dessa estabilidade. Em seguida, é induzido o agrupamento das partículas de impurezas em torno de um núcleo de aglutinação (normalmente sais de alumínio ou ferro) e a formação de flocos de impurezas pela ação de mistura lenta. No momento em que os flocos adquirirem peso específico maior do que o verificado no meio líquido acontecerá a sua sedimentação. Essa separação de fases também pode acontecer por flotação, acontecendo a quebra da estabilidade das partículas de impureza com a aplicação de quantidade de agente coagulante menor do que aquela utilizada para promover sedimentação de flocos. A partir da quebra da estabilidade e da formação de pequenos flocos, grande volume de ar é introduzido no meio líquido, arrastando para a superfície os sólidos e facilitando, assim, a sua retirada.

O controle da concentração de sólidos totais do lixiviado estudado neste trabalho indicou valor médio igual a 15.987 mg/L. Dessa concentração a quase totalidade é determinada pela presença de sólidos dissolvidos (15.338 mg/L), sendo pouquíssimo representativa a concentração de sólidos suspensos. A referida composição estabelece que não ocorra sedimentação dos sólidos presentes no lixiviado se não houver introdução de

agentes coagulantes no meio líquido, pois os sólidos aqui apresentados como dissolvidos são dificilmente sedimentáveis. Alguns testes em escala de bancada vêm sendo realizados com o lixivado do aterro com o objetivo de verificação da aplicabilidade da tecnologia de filtração direta. A tecnologia pode apresentar interessantes resultados se o objetivo for a clarificação do líquido. Variando-se os agentes coagulantes e suas concentrações, variando-se as condições de agitação da mistura (pH, gradientes e tempos de mistura), variando-se os tipos de leito filtrante e variando-se as taxas de aplicação de dos filtros, espera-se o abatimento da concentração de sólidos presentes no lixiviado. Os resultados ainda não viabilizam uma interpretação segura das eficiências obtidas, decorrência do pequeno número de amostras coletadas e analisadas até o presente momento.

Máximo & Castilhos Jr. (2007) estudaram o processo de tratamento por coagulação e floculação do lixiviado gerado no Aterro Metropolitano da Grande Florianópolis, situado em Biguaçu/SC. No estudo, desenvolvido em escala de bancada e que utilizou equipamento de jar-test, foram testados os seguintes agentes coagulantes: cloreto férrico, sulfato de alumínio e tanino. As concentrações aplicadas de coagulantes variaram de 500 a 1.500 mg/L. O uso do tanino, segundo os autores, conduziu aos melhores resultados na remoção de DQO (38%) e de COT (50%). Na remoção de fósforo total, prevaleceu o resultado obtido com o cloreto férrico (62%, contra 28% obtido com a aplicação do tanino). Não são referidos no trabalho os parâmetros que conduziram aos melhores resultados (pares “concentração de coagulante e pH de mistura”, nem são referidos os tempos de mistura rápida e de mistura lenta).

Ensaios realizados com lixiviado gerado na Central de Resíduos do Recreio em 2004, com equipamento de jar-test, utilizaram os seguintes agentes coagulantes: cloreto férrico, sulfato de alumínio e tanfloc (agente floculante a base de tanino). O objetivo dos ensaios foi verificar a aplicabilidade do processo de precipitação química no tratamento do

referido lixiviado. Verificou-se que as concentrações de coagulante que promoveram a precipitação de maioria dos sólidos presentes no lixiviado foram altíssimas. Concluiu-se que em escala real não seria viável a aplicação do processo, conseqüência dos grandes custos que isso envolveria tanto com relação à compra dos produtos químicos quanto com relação ao manejo do grande volume de lodo químico que seria gerado. Além disso, após a precipitação verificou-se flotação de parte do precipitado.

Poucas pesquisas até o presente momento abordaram com profundidade a viabilidade da associação da precipitação química com os processos biológicos no tratamento de lixiviado. A conseqüência da utilização dos produtos químicos sobre a biota do tratamento ainda é uma lacuna, pois comumente a precipitação química de lixiviado é avaliada como um processo de tratamento isolado. Deve recair todo interesse sobre esse tema, pois não é possível prescindir-se do tratamento biológico em um cenário como o brasileiro e, ao mesmo tempo, a precipitação química pode ser um coadjuvante interessante em alguns sistemas de tratamento. Complementarmente, cumpre sublinhar que no caso de escolha do processo de precipitação, é indispensável a realização de ensaios de laboratório com o lixiviado a ser tratado, sendo inclusive aconselhável operação de um sistema piloto de tratamento, a partir do qual será controlado o tratamento em escala real.

3.2.7 Oxidação química

A utilização dos processos de oxidação química de lixiviado pela introdução de agentes oxidantes e ajuste de pH pode ser sugerida para os casos em que se pretenda a remoção de qualquer um dos seguintes compostos: sulfetos (principal aplicação do processo de oxidação, tem por objetivo a eliminação de odores), sulfitos, formaldeídos, cianetos e fenóis. As reações de óxido-redução são aquelas em que o estado de oxidação

(número de oxidação) de pelo menos um dos reagentes é aumentado enquanto em outro reagente é diminuído (McArdle, 1988). O sucesso do processo depende do tempo de contato entre o agente oxidante e a massa líquida. A eficiência da ação oxidante, por sua vez, depende da acidez ou da alcalinidade do líquido, razão que justifica o ajuste de pH. Os oxidantes mais utilizados são assim listados (DoE, 1995): ozônio e cloro (gasosos), peróxido de hidrogênio e hipoclorito sódio (líquidos), permanganato de potássio (sólido). O tratamento pode ser realizado em tanques, em regime de bateladas ou contínuo e usando soluções diluídas dos agentes oxidantes.

Ho *et al.* (1974) apud Fleck (2003) testaram a oxidação química de lixiviados em equipamento de jar-test utilizando cloro gasoso, hipoclorito de cálcio e permanganato de potássio. Os autores pretenderam avaliar as eficiências do processo na remoção de DQO e de metais (utilizando o ferro como indicador). Os resultados indicaram que: a aplicação de cloro gasoso na massa líquida com pH inicial igual a 1,75 mostrou baixas eficiências na remoção de DQO (máxima igual de 24%); demandou elevada concentração do oxidante (1.200 mg/L) para lixiviado que apresentava DQO igual a 340 mg/L; finalmente, gerou grande quantidade de lodo. Como esperado, os autores constataram que o N-amoniacal presente no lixiviado exerceu demanda de cloro, com conseqüente geração de cloraminas. A aplicação de 8.000 mg/L de hipoclorito de cálcio, por sua vez, conduziu a eficiência de 48% na remoção de DQO (massa líquida com pH inicial igual a 9,0 e DQO inicial igual a 1.500 mg/L). Com relação ao uso de permanganato de potássio, a eficiência máxima verificada foi de 16,8% na remoção de DQO, para massa líquida variando o pH entre 5,9 e 6,1. Todos os ensaios referidos promoveram eficiências na remoção de ferro superiores a 94%.

O peróxido de hidrogênio e o ozônio são oxidantes que podem ser utilizados com sucesso no tratamento de lixiviado. Uma relação igual a 1 entre a concentração de peróxido

de hidrogênio e a concentração de sulfetos solúveis, em pH neutro e com tempo de contato de 10 min, promove a remoção dos sulfetos (DoE, 1995). Com relação à aplicação do ozônio, HO *et al.* (1974) apud Fleck (2003) realizaram experimentos nos quais obtiveram, com tempo de contato de 1 h, as seguintes eficiências: 5,6% na remoção de DQO e 82% na remoção de ferro. A elevação do tempo de contato para 4 h determinou aumento para 37,4% na da eficiência da remoção de DQO e para 95,5% na remoção de ferro. No experimento foi utilizada corrente de oxigênio de 100 L/h com aproximadamente 3,6% (25,7mg/min) de ozônio para tratamento de 200 mL de lixiviado com 7.162 mg/L de DQO, 45 mg/L de ferro e pH igual a 7,3. O ozônio possui grande ação desinfetante, decorrência de sua característica de forte oxidante, razão pela qual sua aplicação é muito sugerida no tratamento de águas para abastecimento e de águas residuárias.

As pesquisas têm-se aprofundado no estudo das questões relativas à formação e remoção de organoclorados em sistemas de tratamento de efluentes. Esses compostos resultam da associação do cloro com a matéria orgânica presente no meio líquido. Em função disso, sempre que houver o interesse pela aplicação do cloro no caso específico da oxidação de lixiviado, deve necessariamente surgir haver a preocupação com a possível formação dos compostos organoclorados. Pelas razões expostas, há uma tendência atualmente que indica o uso de outros oxidantes. Ainda é pouco verificada a adoção dessa metodologia em sistemas de tratamento em escala real, principalmente em função dos custos que envolvem a sua geração.

3.2.8 Processo foto-eletroquímico

O estudo do tratamento de lixiviado por processo foto-eletroquímico é recente. Trata-se de um processo oxidativo avançado, induzido pela ação fotocatalisadora de luz emitida por uma fonte controlada. A irradiação a partir de um agente fotocatalisador, geralmente um semicondutor inorgânico (por exemplo, TiO_2, ZnO ou CdS), pode promover uma transição eletrônica, fazendo com que aconteça a formação de sítios oxidantes e redutores capazes de catalisar reações químicas (Beltrão, 2006). Bertazzoli & Moraes (2006) realizaram estudo, em escala piloto, de tratamento de lixiviado bruto em sistema foto-eletroquímico de 18 L, eletrodos comerciais de $Ti/70TiO_2$-$3ORuO_2$ e lâmpada de radiação ultravioleta. Com densidade de corrente de 116 mA/cm², vazão constante de 2.000 m³/h e TDH de 3 horas, foram verificadas eficiências entre 31 e 90% na remoção de DQO, entre 33 e 73% na remoção de COT e entre 31 e 100% de N-amoniacal. Os autores indicam o processo como possível complemento para o tratamento biológico, apontando como aspecto positivo a pequena área ocupada pela unidade e como aspecto negativo o elevado gasto energético.

3.2.9 Lagoas anaeróbias e lagoas facultativas

Lagoas anaeróbias e facultativas são provavelmente a alternativa de tratamento de lixiviado mais simples operacionalmente. Jucá (2003) realizou levantamento dos tipos de tratamento de lixiviado em operação em alguns aterros brasileiros. O trabalho mostra que em 28 aterros sondados, 12 apresentaram algum dos tipos citados de lagoa, ratificando que em nível nacional é comum a aplicação desse processo de tratamento. Provavelmente, seu uso foi difundido como conseqüência dos seguintes fatores: não há necessidade de

qualquer mecanização nas lagoas; baixo custo de implantação (se houver disponibilidade de áreas de baixo custo); condições climáticas extremamente favoráveis ao processo na maior parte do território brasileiro. Os grandes problemas da aplicação de lagoas no tratamento de lixiviado têm residido nas baixas eficiências obtidas no tratamento (Qasim & Chiang, 1994) e no fato de que a maioria dos projetistas ainda dimensiona essas unidades a partir dos parâmetros que devem ser utilizados no dimensionamento de lagoas que tratam esgoto doméstico. Nesses casos, necessariamente haverá fracasso do sistema de tratamento.

A DQO de um esgoto doméstico medianamente concentrado é tipicamente igual a 400 mg/L (Jordão & Pessoa, 2005), enquanto em lixiviados de aterros jovens pode facilmente ultrapassar os 5.000 mg/L. Mesmo no tratamento de esgoto doméstico a adoção de lagoas determina necessidade de grandes áreas. No tratamento de lixiviado, cuja concentração em termos de orgânicos facilmente supera em 10 vezes o esgoto doméstico, as áreas de tratamento praticamente inviabilizam a utilização do processo. As lagoas anaeróbias utilizadas no tratamento de esgoto doméstico apresentam normalmente TDH entre 3 e 5 d e profundidade entre 3 e 4 m. As lagoas facultativas, por sua vez, são projetadas usualmente para TDH entre 6 e 12 dias, com profundidades de 1,3 a 1,7 m. No tratamento de lixiviado, TDHs em lagoas anaeróbias fora da faixa de 20 a 50 d não permitirão o desenvolvimento de condições anaeróbias satisfatórias ao processo de estabilização. Além disso, é necessário enfatizar que as lagoas, se bem projetadas e operadas, apenas permitem a estabilização de parte da matéria orgânica prontamente biodegradável. Portanto, lixiviados cuja relação DBO_5/DQO seja baixa (inferior a 0,5), com grade parte da matéria orgânica refratária ao processo biológico, não encontram ambiente favorável à sua estabilização nos processos de lagoas.

3.2.10 Tratamento conjunto em ETE

O tratamento de lixiviado em estação de tratamento esgoto doméstico (ETE) é muito difundido. Se fosse proposta, com o propósito de facilitar o entendimento da questão, uma comparação grosseira entre a vazão *per capita* de esgoto gerado e a vazão de lixiviado "*per capita* gerada", ver-se-ía que a quantidade de esgoto é muitíssimo superior a quantidade de lixiviado. Por essa razão, a mistura de lixiviado e de esgoto na ETE é sempre viável em termos quantitativos, resultando em grande diluição do lixiviado. O aspecto negativo da alternativa pode ser o custo de logística (transporte) do lixiviado até ETEs, que pode ser reduzido com a construção e operação de redes de lixiviado que conduzem o líquido até a ETE. O desafio dessa alternativa é estabelecer a correta relação de diluição do lixiviado no esgoto, em termos de volume, de modo a não ser comprometida a eficiência do tratamento de esgoto. Alguns autores citam como 5% o limite para essa diluição (Boyle & Ham, 1974).

A Companhia de Saneamneto Básico de São Paulo (SABESP) mantém um termo de cooperação técnica com a prefeitura de São Paulo, desde 1994, que estabelece o recebimento e tratamento por parte da SABESP, do lixiviado de aterros sanitários (Gonçalves, 2006). A contrapartida da prefeitura é receber em seus aterros sanitários o material recolhido na rede coletora de esgotos, o material gradeado, o lodo desidratado e a areia das ETEs operadas pela companhia. Pelo acordo, a SABESP recebeu em 2006 uma média de 137 caminhões por dia de lixiviado, cada um com 30 m³ do liquido. Além disso, há prefeituras que pagam à SABESP pelo tratamento do lixiviado gerado em seus aterros. Em 2005, por exemplo, a SABESP recebeu mensalmente na Estação Elevatória de Esgotos do Piqueri 111.656 m³ de lixiviado, que foram encaminhados ao tratamento na ETE Barueri por interceptores.

Fachin *et al.* (2000) controlaram durante 22 meses o tratamento combinado de esgoto doméstico e lixiviado na ETE Lami, em Porto Alegre/RS. O lixiviado era gerado no Aterro Sanitário da Extrema. O controle do processo iniciou após um ano de operação do tratamento conjunto. Na ETE Lami o tratamento do esgoto era realizado em dois módulos, cada um composto por cinco lagoas na seguinte seqüência: uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e três lagoas de maturação. A vazão média na ETE durante o período de estudo foi de 11,5 L/s. No aterro da Extrema, durante a realização do estudo, a vazão de lixiviado gerado era de igual a 60 m^3/d e o tratamento do líquido acontecia por filtro anaeróbio (a partir da metade do estudo, uma lagoa aerada foi introduzida no sistema de tratamento, de modo a reduzir as concentrações de N-amoniacal). Os autores testaram os percentuais de 0,1 a 10,7% de diluição do lixiviado em volume no esgoto, com média de 3,2%, e verificaram que as concentrações de N-amoniacal podem ser inibidoras da atividade fotossintética das algas nas lagoas. Os autores concluíram que a alternativa é viável, sobretudo em pequenas comunidades.

3.2.11 Recirculação de lixiviado

A recirculação de lixiviado para o âmbito da massa de resíduos ou a sua aspersão sobre as células descobertas de disposição configuram o uso da massa sólida como filtro ou reator anaeróbio pouco controlado (DoE, 1995). O líquido precisa ser acumulado para ser recirculado. A recirculação de lixiviado bruto poderá determinar interferência na degradação anaeróbia dos resíduos dispostos. O lixiviado acumulado, cuja geração ocorreu durante a metanogênese da massa sólida, resulta de um processo de estabilização anaeróbia parcial ou completa. Estando o líquido completamente estabilizado, sua recirculação sobre uma massa de resíduos em fase inicial de estabilização possivelmente estimularia a

metanogênese da massa sólida, conseqüência principalmente da faixa de pH em que o líquido estabilizado normalmente se enquadra (próximo à neutralidade, favorável ao desenvolvimento do processo). No entanto, se o lixiviado encontrar-se ainda na fase de geração de ácidos, sua recirculação provavelmente acentuaria a acidificação do meio, inibindo a completa metanogênese da massa sólida, sobretudo se esta estiver iniciando sua estabilização (situação verificada em massa de resíduos recém dispostos).

3.2.12 Tratamento em leito de vermicomposto

A aplicação de lixiviado em leito de vermicomposto é alternativa interessante para a redução da concentração de matéria orgânica e de N-amoniacal. Reichert (1999) controlou a aplicação de lixiviados com DQO igual a 900 mg/L e NTK igual a 652 mg/L. Taxas de aplicação superficial entre 2,1 e 6,4 L/(m².d) conduziram à eficiência de 50% na remoção de DQO e nitrificação superior a 98% de NTK. O tratamento foi assistido pela introdução de ar na massa de vermicomposto. O autor conclui que a alternativa é interessante, pois a nitrificação obtida foi muito expressiva, embora haja a necessidade de remoção posterior dos nitratos resultantes do processo.

3.2.13 Processos biológicos aeróbios convencionais

Os processos biológicos aeróbios têm conduzido a consistentes e confiáveis resultados no tratamento de lixiviado, principalmente no Reino Unido (DoE, 1995). Os processos biológicos aeróbios podem ser classificados em função da forma de crescimento dos microrganismos que atuam no tratamento: crescimento aderido (filtros percoladores e contatores biológicos rotatórios) ou crescimento não aderido (lagoas ou tanques, ambos de

aeração forçada). Esses tratamentos potencialmente reduzem elevadas concentrações de DQO e $DBO_{5,20}$, muito comuns no lixiviado em estágio inicial de estabilização. Porém, o aspecto positivo mais destacado do tratamento biológico aeróbio é a possibilidade de nitrificação de elevadas concentrações de N-amoniacal, pela ação de intensa aeração na planta de tratamento. Em termos gerais, os pontos negativos da alternativa são principalmente os elevados custos energéticos, resultantes da necessidade de introdução de grandes quantidades de ar na massa líquida, e a quantidade de lodo gerado durante o tratamento (normalmente até 5 vezes superior ao lodo gerado no tratamento anaeróbio).

3.2.13.1 Filtros percoladores

O uso de filtros percoladores como único estágio de tratamento para lixiviados altamente concentrados não é recomendado, pois grandes carregamentos orgânicos e inorgânicos podem conduzir o filtro rapidamente ao preenchimento completo de vazios, conseqüência do crescimento e da retenção de lodos biológicos (crescimento microbiológico). Por essa razão, pode-se sugerir a aplicação de filtros percoladores associados com outras unidades de tratamento. Os referidos filtros são comumente chamados “percoladores” porque o processo que os envolve consiste em alimentação e percolação contínua do líquido através dos vazios do leito filtrante (brita ou material plástico, usualmente). Resumidamente, do contato entre o líquido e a massa biológica depositada sobre a superfície do leito filtrante resulta a oxidação bioquímica da matéria orgânica. Portanto, as concentrações de DQO, $DBO_{5,20}$ e COT presentes em lixiviado são presumivelmente reduzidas em filtros percoladores. O mesmo desempenho positivo não deve ser esperado na remoção de N-amoniacal, para a qual deverá ser desprezível a eficiência obtida na ação desses filtros.

A oxidação de 1 grama de N-amoniacal exige 4,6 gramas de oxigênio Cardillo (2006), enquanto a oxidação de 1 grama de matéria orgânica exige apenas 1 grama de oxigênio. A introdução de ar em filtros percoladores é regulada naturalmente (não mecanicamente) e ocorre simultaneamente ao ingresso do líquido no filtro percolador, sendo por essa razão muito reduzida. A quantidade de ar envolvida nesse mecanismo é suficiente apenas para a estabilização de parte da matéria orgânica carbonácea. O TDH nesses filtros é da ordem de segundos, prevalecendo a estabilização da matéria orgânica prontamente biodegradável. Assim, é previsível a incapacidade desses filtros na remoção de N-amoniacal, a menos que sejam promovidas recirculações de parte ou de todo o volume de lixiviado. Contrariando a assertiva anterior, Cotrim (1997) obteve excelentes resultados utilizando filtros percoladores compostos por carvão ativado e aparas de couro tipo *wet blue* no tratamento do lixiviado gerado no Aterro Sanitário da Zona Norte, localizado em Porto Alegre/RS. Com o uso das aparas de couro, o autor verificou 64% de remoção de DQO, 95% de $DBO_{5,20}$ e 92% de N-amoniacal. Com o uso do carvão ativado, por sua vez, o autor verificou 68% na remoção de DQO, 79% na remoção de $DBO_{5,20}$ e 89% na remoção de N-amoniacal. A taxa de aplicação superficial utilizada foi de 0,16 $m^3/(m^2.d)$ e os filtros receberam esgoto doméstico para geração de biofilme durante os primeiros 45 dias do experimento, recebendo lixiviado durante os 120 dias seguintes. As eficiências obtidas na pesquisa provavelmente deveram-se ao desempenho do material utilizado como leito suporte, razão pela qual sugere-se a continuidade da investigação do comportamento desses materiais no tratamento de lixiviado.

Fleck (2003) utilizou filtro percolador no tratamento de lixiviado previamente tratado em filtro anaeróbio e verificou remoção de 53% de NTK, de 46% de nitrogênio total e 36% de $DBO_{5,20}$. A taxa de aplicação superficial adotada foi de 0,063 $m^3/(m^2.d)$,

razão pela qual o filtro foi denominado como de “baixa capacidade” — a NBR 12209 assim classifica os filtros cujas taxas de aplicação variam entre 0,8 e 5,0 $m^3/(m^2.d)$.

3.2.13.2 Contator biológico rotatório

O contator biológico rotatório ou biodisco rotativo consiste é um conjunto de discos enfileirados e agrupados por um eixo horizontal de rotação. Na medida em que giram os discos, os microrganismos aderidos alternadamente emergem no lixiviado e são expostos ao ar (DoE, 1995). Os filmes crescem e desprendem-se dos discos, permanecendo suspensos na massa líquida e aumentando a eficiência do sistema. Esses dispositivos têm apresentado melhor desempenho do que os filtros percoladores na remoção de DQO e N-amoniacal. Contatores rotatórios biológicos em escala real foram construídos no Reino Unido e provaram o bom desempenho no tratamento de lixiviados altamente metanogênicos (de aterros velhos) e na nitrificação do líquido.

Spengel & Dzombak (1991) apud Fleck (2003) utilizaram contatores biológicos rotatórios em escala de bancada no tratamento de lixiviado “velho” com as seguintes características: $DBO_{5,20}$ entre 15 e 38 mg/L; DQO entre 322 e 385 mg/L; NTK entre 156 e 171 mg/L; e pH entre 7,2 e 7,7. Foram utilizadas no estudo três unidades experimentais, cada qual composta por três módulos, cada módulo contendo dois biodiscos, mantendo 40% de suas superfícies imersas no líquido. Os autores variaram as taxas de aplicação superficial entre 7,9 e 49,2 L/[m² de área de disco).d], os TDHs entre 0,77 e 0,12 d e os rotatores operaram a 2,3 rpm. Com o objetivo de evitar a queda do pH, foi providenciada a introdução de alcalinidade no meio, sob a forma de 200 mg/L de bicarbonato de sódio. Fosfato de sódio também foi adicionado ao afluente, com o objetivo de ser garantida a concentração de 10 mg/L no afluente. As eficiências verificadas na remoção de matéria

orgânica e de nitrogênio foram: para $DBO_{5,20}$, igual a 38%; para DQO, igual a 80% e para N-amoniacal, igual a 98%. Os resultados confirmam a expectativa de que sejam tanto menores as eficiências na remoção biológica de $DBO_{5,20}$ e DQO quanto menores forem as suas concentrações iniciais, pois com o passar do tempo espera-se que já tenha havido certa estabilização da matéria orgânica presente no lixiviado. Lugowski *et al.* apud Qasim & Chiang, (1994) estudaram o desempenho de contatores biológicos rotatórios no tratamento de lixiviado. Experimentos em escala de bancada e escala piloto indicaram taxas de remoção de $DBO_{5,20}$ entre 95 e 97% e remoção de DQO entre 80 e 90%.

3.2.13.3 Lagoas ou tanques de aeração mecânica

Nos processos aeróbios de tratamento de lixiviado realizados em lagoas ou tanques, o crescimento da biomassa é não-aderido. A aeração mecânica da massa líquida determina a geração e o crescimento de flocos biológicos suspensos, os quais hidrolisam e metabolisam os componentes poluentes do lixiviado. A profundidade das lagoas costuma ser de 2 a 5 m. Tempos médios de detenção hidráulica de 10 a 20 dias podem permitir remoções superiores a 90% de DQO e N-amoniacal (DoE, 1995). Os flocos biológicos são resistentes aos choques de carregamento e podem aclimatar-se mesmo na presença de toxinas, íons metálicos e elevados níveis de N-amoniacal. As lagoas de aeração prolongada diferem operacionalmente dos processos de lodos ativados nos seguintes aspectos: não há recirculação de lodo nas lagoas e, normalmente, não há unidade de decantação primária antecedendo as lagoas. O aspecto negativo do uso de lagoas é o consumo energético, razão pela qual sugere-se a tecnologia como coadjuvante do tratamento de lixiviado.

Silva *et al.* (2007) avaliaram as eficiências obtidas em um sistema de lagoa aerada de mistura completa na remoção de matéria orgânica do lixiviado bruto do Aterro

Controlado de Londrina/PR. Em escala de bancada, os autores verificaram as eficiências obtidas para vários TDHs (5, 10, 15, 30 e 40 d). Os autores observaram que o aumento do TDH não determinou incremento significativo na remoção matéria orgânica. Para o TDH de 5 d, $DBO_{5,20}$ média afluente de 330 mg/L e DQO média afluente de 4.920 mg/L, obtiveram-se eficiências de 82% na remoção de $DBO_{5,20}$ e 19% na remoção de DQO. Diminuindo-se a concentração inicial média de $DBO_{5,20}$ para 170 mg/L, os autores verificaram queda de eficiência para 74%. No caso da DQO, reduzindo-se a sua concentração inicial para 2.800 mg/L, verificou-se queda de eficiência para 4%. Tais resultados indicaram que a aeração foi responsável pela oxidação da matéria orgânica facilmente biodegradável.

3.2.13.4 Lodos ativados

O processo de lodos ativados é normalmente empregado com sucesso no tratamento de lixiviado. Assim como nas lagoas de mistura completa, o crescimento da biomassa é não-aderido e ocorre a introdução mecânica de ar na massa líquida. A principal característica do sistema de lodos ativados é a necessidade de recirculação de lodo ativo (biomassa ativa) para o tanque de aeração, razão pela qual há necessidade de unidade de decantação secundária após o tanque de aeração. Os microrganismos formam flocos que sedimentarão no decantador secundário, a partir de onde serão, em parte, descartados do sistema de tratamento e, em parte, recirculados para o tanque de aeração. A recirculação é realizada de modo a ser garantida elevada concentração de microrganismos ativos biologicamente, desempenhando suas atividades de estabilização da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada na unidade de aeração. A tecnologia de lodos ativados assim

como foi apresentada pode ser conhecida como “lodo ativado convencional”, denominação comumente utilizada para sistemas que possuem apenas decantador secundário.

Lu *et al.* (1984) apud Qasim & Chiang (1994) analisaram os resultados de várias pesquisas que envolveram a utilização de lodos ativados e estabeleceram as seguintes generalizações:

(a) Possibilidade de remoção de DBO_5 e DQO entre 90 e 99%;

(b) Possibilidade de remoção de metais entre 80 e 99%;

(c) Condições operacionais sugeridas: (1) concentração de SSV (sólidos suspensos voláteis) no lixiviado entre 5.000 e 10.000 mg/L; (2) relação alimento para microrganismos entre 0,02 e 0,06 d^{-1}; (3) TDH entre 1 e 10 d; (4) tempo de detenção celular entre 15 e 60 d; (5) demanda nutricional: $DBO_{5,20}$:N:P = 100:3,2:0,5;

(d) Muitos problemas foram reportados, entre eles: (1) aeração excessiva associada com altas concentrações de metais contribuíram para formação de espuma, reduzida através da utilização de agentes antiespumantes e de misturadores mecânicos; (2) a atividade biológica foi afetada por deficiências nutricionais; (3) metais e outros constituintes inibiram a atividade biológica, exigindo aumento do TDH para a bioestabilização do lixiviado.

3.2.14. Processos biológicos anaeróbios convencionais

3.2.14.1 Reatores UASB

Reatores UASB são as unidades anaeróbias de tratamento de esgoto doméstico mais utilizadas modernamente. Também são conhecidos como reatores anaeróbios de fluxo

ascendente, digestores anaeróbios de fluxo ascendente ou reatores anaeróbios de manta de lodo. Consagrado simplesmente como “Reator UASB” (do inglês Upflow Anaerobic Sludge Blanket), sua aplicação no tratamento de lixiviado merece discussão. O processo de tratamento consiste na introdução do líquido a ser tratado na parte inferior do reator. A partir daí, o fluxo da massa líquida é induzido a ultrapassar ascendentemente, com baixa velocidade ascensional (no tratamento de esgoto doméstico usualmente igual a 0,5 m/h), uma camada de lodo biológico ativo. A baixa velocidade do fluxo facilita a sedimentação dos sólidos facilmente sedimentáveis. Os sólidos suspensos do líquido, no caso do esgoto doméstico compostos destacadamente por matéria orgânica carbonácea, serão em parte metabolisados pelas bactérias presentes na manta de lodo, resultando desse processo um líquido cuja concentração de $DBO_{5,20}$ e de DQO poderá ter sido reduzida em, pelo menos, 50%. Lixiviados de aterro sanitário podem apresentar concentração de sólidos totais elevadas (no lixiviado objeto desta pesquisa, por exemplo, são em média 15.000 mg/L) e baixa concentração de sólidos suspensos (usualmente 500 mg/L), valores que certamente dificultariam a remoção de sólidos no âmbito da manta de lodo por simples sedimentação. Além disso, é preciso ressaltar que se o lixiviado apresentar baixa relação $DBO_{5,20}$/DQO (valores inferiores a 0,5), sendo então composto por matéria orgânica refratária ao processo biológico, resultará ineficiente a aplicação dos reatores UASB no seu tratamento.

3.2.14.2 Filtros anaeróbios de fluxo ascendente

3.2.14.2.1 Conceituação, histórico e desempenho

Filtros anaeróbios de fluxo ascendente são reatores biológicos compactos, constituídos comumente de leito suporte de brita. Esses filtros basicamente utilizam-se do

contato entre os líquidos que afluem ascendentemente ao reator (pela sua base) e a biomassa ativa (sólidos biológicos ativos) retida no reator. A biomassa pode apresentar-se de três formas distintas no reator: na forma de fina camada de biofilme aderida ao meio suporte; na forma de biomassa dispersa retida nos interstícios do reator; na forma de flocos ou grânulos retidos no fundo falso do filtro (quando houver fundo falso), sob a camada do leito suporte (Chernicharo, 1997). Os compostos orgânicos solúveis contidos no afluente entram em contato com a biomassa, difundindo-se sobre as superfícies do biofilme ou sobre o lodo granular, sendo convertidos principalmente a gás carbônico e metano. O principal parâmetro de projeto dos filtros anaeróbios é o TDH (que é a razão entre o volume do filtro e a vazão afluente), pois a eficiência dos filtros depende diretamente desse valor. Testes com filtros em escala piloto e o controle de filtros operados em escala real mostraram que (Young, 1991): comparadas ao TDH, a altura do reator e a concentração do afluente têm efeito menos significativo na eficiência dos filtros; a superfície específica do leito suporte, a partir de 100 m^2/m^3, tem influência pouco significativa no desempenho da unidade; a recirculação do efluente produz pequeno aumento na eficiência dos filtros, podendo ser interessante apenas do ponto de vista do controle do pH do meio líquido, na medida em que reduz a necessidade de adição de agentes químicos.

Os filtros anaeróbios são estudados como alternativa para o tratamento de esgoto doméstico desde a década de 1950. Porém, a partir da década de 1960, por meio de estudos de Young & McCarty (1969) sobre tratamento de matéria orgânica solúvel utilizando filtros anaeróbios de fluxo ascendente, ampliou-se sua aplicação. No Brasil, em 1982, na edição original da NBR 7229, foi recomendado o uso de filtros anaeróbios para melhoria da qualidade do efluente líquido de fossas sépticas (Jordão & Pessoa, 2005). Os objetivos da medida foram: melhorar a qualidade do efluente de fossas, com vistas ao seu lançamento no corpo receptor e estabelecer uma alternativa à infiltração de efluentes de

fossa no terreno. Após a publicação da referida norma, o uso dos filtros foi muito difundido em todo Brasil, principalmente em pequenos conjuntos habitacionais e condomínios.

Young (1991) estabeleceu, a partir de seus estudos, que o TDH é o principal parâmetro de projeto de filtros anaeróbios. Em função disso, propôs uma equação que permite obter-se a partir do TDH a eficiência desses reatores no tratamento de diversos tipos de efluentes. A referida equação será apresentada a seguir e a sua expressão gráfica, para filtros com leito suporte de brita, está representada pela Figura 3.1:

$$E = 100.(1 - Sk.TDH^{-m}), \text{ para } (1 = TDH = 8) \qquad \text{Eq. 3.1}$$

Em que:

E = eficiência do filtro anaeróbio (%);

TDH = tempo de detenção hidráulica (h);

Sk = coeficiente do sistema;

m = coeficiente do leito suporte.

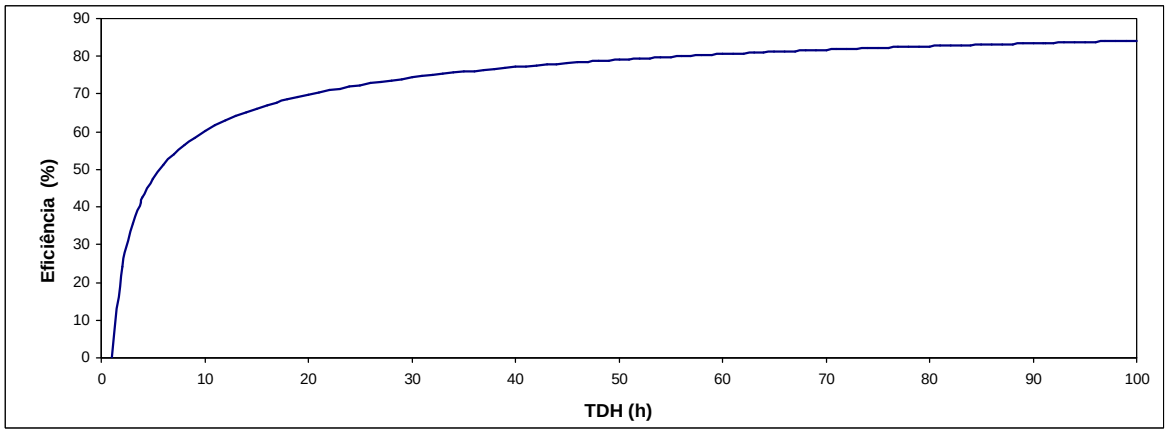


Figura 3.1 – Expressão gráfica da equação proposta por Young (1991)

Os valores de *Sk* e de *m* para leitos suporte constituídos de brita são sugeridos iguais a 1,0 e 0,4, respectivamente (Young, 1991). A relação pode ser usada para cálculo de eficiência tanto para filtros em escala piloto quanto para filtros em escala real. Como filtros anaeróbios têm apresentado desempenho satisfatório sob temperaturas entre 25 e 38°C (na faixa mesofílica), sugere-se que a eficiência calculada seja corrigida a partir da seguinte equação:

$$E(T) = 1 - (1 - E_{30})^{?.(T - 30)} \qquad \text{Eq. 3.2}$$

Em que:

E(T) = eficiência do processo na temperatura T (%);

E_{30} = eficiência do processo na temperatura de 30°C (%);

T = temperatura de operação (^{o}C);

? = coeficiente de temperatura (entre 1,02 e 1,04).

3.2.14.2.2 Filtros anaeróbios no tratamento de lixiviado

Os sistemas anaeróbios compactos (reatores anaeróbios) oferecem marcados aspectos positivos, entre os quais se podem destacar a baixa produção de lodo e a possibilidade de recuperação de metano com vistas a provimento de energia. Alguns pesquisadores que têm estudado o tratamento de lixiviado nesses sistemas mostraram que, sob condições bem controladas e específicas de pesquisa, são possíveis remoções de $DBO_{5,20}$ superiores a 90% (Qasim & Chiang, 1994). Nesses estudos, a relação $DBO_{5,20}$/DQO média observada foi igual a 0,68, com DQO variando de 1.300 até 30.000.

A Tabela 3.1 apresenta o desempenho de reatores anaeróbios no tratamento de lixiviado, em termos de remoção de DQO.

Tabela 3.1 – Remoção de DQO em reatores anaeróbios no tratamento de lixiviado

DQO inicial (mg/L)	Relação $DBO_{5,20}$/DQO	Remoção de DQO (%)	TDH (d)
10.000	0,79	93	10
12 900	0,45	92	10
16.500	0,62	99	15
5.500	0,78	93	10
1.300	0,81	87	1,2
30.000	0,65	97	27

Fonte: Adaptado de Chian e Dewalle (1977)

Os filtros anaeróbios de fluxo ascendente, que também são reatores anaeróbios compactos, já tiveram seu desempenho estudado no tratamento de lixiviado em escala real. Em Milwaukee, estado de Wiscosin/EUA, Carter (1986) apud Young (1991), controlou um filtro anaeróbio com leito suporte de módulos tubulares, sob temperatura da massa líquida igual a 37°C, volume do filtro igual a 2.800 m³ e sem recirculação. O tratamento de lixiviado aconteceu com carregamento orgânico aplicado entre 0,2 e 0,7 kg.DQO/(m³.d). O TDH do filtro variou entre 30 e 40 dias e, para DQO afluente igual a 11.000 mg/L e $DBO_{5,20}$ igual a 8.650 mg/L (relação $DBO_{5,20}$/DQO de aproximadamente 0,79), as eficiências obtidas variaram entre 90 e 96% na remoção de $DBO_{5,20}$. O trabalho não discorre sobre a altura dos filtros, tampouco cita o valor da superfície específica do leito suporte. Os resultados obtidos nesse estudo ratificam a possibilidade de serem obtidas elevadas remoções de matéria orgânica em filtros anaeróbios tratando lixiviado. O largo TDH adotado na pesquisa merece destaque, pois provavelmente seja o grande responsável pelo excelente desempenho da unidade. Ainda, o resultado indica que elevadas

concentrações afluentes de matéria orgânica não inviabilizam o tratamento por processo biológico anaeróbio, desde que a relação $DBO_{5,20}$/DQO do afluente seja interessante (superior a 0,5), indicando fácil biodegradabilidade.

No estado de Nova York, King (1989) apud Young (1991) registrou o desempenho de um filtro anaeróbio com leito suporte de módulos sintéticos, volume de 540 m³ e operando sob temperatura do meio líquido igual a 36°C. No filtro em questão, a recirculação do líquido em tratamento dava-se por 10 vezes. O carregamento orgânico aplicado no tratamento foi sempre inferior a 0,1 kg.DQO/(m³.d). O TDH do filtro era igual a 7 d e, para DQO afluente de 400 mg/L e $DBO_{5,20}$ afluente igual a 216 mg/L, as eficiências obtidas foram de 39% na remoção de DQO e 55% na remoção de $DBO_{5,20}$. O trabalho não cita a altura dos filtros, nem o valor da superfície específica do leito suporte. Possivelmente as “baixas” eficiências obtidas no filtro deveram-se às pequenas concentrações iniciais de matéria orgânica. O lixiviado em questão provavelmente já se apresentava recalcitrante ao tratamento biológico anaeróbio, razão pela qual o filtro anaeróbio talvez não fosse a alternativa mais indicada para o tratamento do líquido. O aumento do TDH do filtro, nesse caso, provavelmente não implicaria em aumento de eficiência.

Fleck (2003) estudou o tratamento de lixiviado em escala piloto utilizando filtros anaeróbios com volume igual a 0,13 m³ e leito suporte de brita 5 (cuja maior dimensão deve ser superior a 75 mm). O lixiviado apresentava-se com $DBO_{5,20}$ afluente entre 2.690 e 8.860 mg/L e DQO afluente entre 5.345 e 14.670 mg/L. Para TDH próximo a 56 d, o autor verificou eficiências de 82,4% na remoção de $DBO_{5,20}$ e 77,7% na remoção de DQO. As cargas orgânicas aplicadas foram sempre inferiores a 0,2 kg.DQO/(m³.d). A partir dos resultados referidos, é possível inferir-se que as elevadas eficiências do tratamento deveram-se ao largo TDH aplicado no processo. O carregamento orgânico aplicado está

dentro da faixa que se pode julgar interessante para o bom desempenho de filtros anaeróbios no tratamento de lixiviado [inferiores a 1,0 kg.DQO/(m³.d)].

Os filtros anaeróbios de fluxo ascendente potencialmente conduzem a elevadas eficiências na remoção de matéria orgânica, porém, na qualidade de reatores anaeróbios, são geradores de N-amoniacal. As concentrações de N-amoniacal em lixiviados brutos de aterros jovens e adultos (com até 5 anos de operação) são altíssimas (facilmente superam 2.000 mg/L). Por essa razão, sugere-se que os reatores anaeróbios sejam sim utilizados no tratamento de lixiviado, na medida em que podem contribuir em muito no tratamento, em termos remoção de $DBO_{5,20}$ e DQO, mas associados a um processo de tratamento que permita a redução das concentrações de N-amoniacal. Sugere-se que essa complementação do tratamento aconteça pela aplicação de banhados construídos ou por um processo aeróbio de tratamento.

3.2.15. Banhados construídos

3.2.15.1 Conceituação, histórico e desempenho

Banhados construídos são ecossistemas criados artificialmente e controlados, compostos por macrófitas aquáticas e cuja aplicação no tratamento de efluentes tem por objetivo reproduzir os banhados naturais, maximizando o desempenho desses na remoção de poluentes. O termo em inglês *constructed wetland* é o mais encontrado na literatura internacional (Beltrão, 2006). Em língua portuguesa, também se aplicam as seguintes denominações: terras úmidas construídas, várzeas ou alagados construídos e lagoas ou leitos construídos de macrófitas. Essas estruturas são potencialmente interessantes para o tratamento de efluentes na medida em que as macrófitas, o leito suporte de suas raízes e o

meio líquido constituem um ambiente favorável aos processos de estabilização de efluentes. Dois tipos de banhados construídos são os mais utilizados em sistemas de tratamento: o banhado construído de escoamento superficial ou *free water surface* (FWS), em que a lâmina líquida ultrapassa o topo do leito suporte; e o banhado construído de fluxo subsuperficial, ou *subsurface flow* (SSF), em que a lâmina líquida fica abaixo do topo do leito filtrante, no âmbito das raízes das macrófitas.

O tratamento de efluentes em banhados construídos teve início na década de 1950, na Alemanha (Bastian & Hammer, 1993). A partir de então, os estudos foram aprofundados com o objetivo de aumentar-se a aplicabilidade de sistemas de tratamento que utilizem essas estruturas. Cunha (2006) cita levantamento realizado por Kadlec *et al.* (2000)[1] que indicou a existência de mais de 6.000 banhados construídos sendo usados no tratamento de resíduos domésticos na Europa e de mais de 1.000 sendo utilizados no tratamento de esgotos industriais na América do Norte.

Nos banhados construídos, as macrófitas e o leito suporte de suas raízes permitem a acumulação e a fixação de biomassa ativa no sistema. Como resultado de sua atividade fotossintética, as plantas introduzem oxigênio no meio líquido, no âmbito de suas raízes, formando-se ali um cenário favorável à estabilização aeróbia de matéria orgânica. Em regiões do banhado onde é grande o período de detenção da massa líquida, acontece o estabelecimento de condições de anaerobiose, nas quais poderá acontecer a estabilização anaeróbia da matéria orgânica. A comunidade de macrófitas desenvolve-se a partir do consumo de nutrientes, razão pela qual nitrogênio e fósforo presentes no líquido a ser tratado podem ser assimilados pelas plantas.

---

[1] KADLEC, R. H; KNIGHT, R. L; VYMAZAL, J; BRIX, H; COOPER, P; HABERL, R. (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control: process, performance, design and operation - Scientific and Technical Report, London: IWA Publishing, n. 8, 156p.

Fleck (2003) assim listou os poluentes que podem ser removidos em banhados construídos, indicando também os mecanismos que podem atuar na remoção:

- Sólidos suspensos: removidos fisicamente por sedimentação e filtração no meio poroso e na própria vegetação;
- Matéria orgânica solúvel ou insolúvel: removida por processos biológicos aeróbios e anaeróbios de estabilização;
- Nitrogênio orgânico: (1) removido por sedimentação e filtração quando associado aos sólidos suspensos; (2) removido por incorporação às moléculas complexas que formam o húmus do solo; (3) removido por sua hidrólise para geração de aminoácidos solúveis, que gerarão amônia;
- Nitrogênio amoniacal: (1) reduzido em no máximo 10% por volatilização de amônia livre, Metcalf & Eddy (1991); (2) removido por adsorção e troca iônica envolvendo partículas orgânicas do solo e partículas orgânicas carregadas, ficando os conteúdos adsorvidos disponíveis para o crescimento dos vegetais e microrganismos; (3) removidos por nitrificação em condições aeróbias;
- Nitratos: não são adsorvidos em função de sua carga negativa, mas podem ser (1) consumidos pelas macrófitas em períodos de crescimento ou (2) removidos por desnitrificação, que ocorre pela ação de bactérias facultativas em sítios anóxicos (que podem ser adjacentes às zonas aeróbias);
- Fósforo: (1) assimilado pelas plantas para seu crescimento, apesar desse efeito ser pouco significativo; (2) precipitado na forma de fosfatos insolúveis; (3) adsorvido por minerais argilosos e constituintes orgânicos do solo;
- Metais: (1) retidos por bioacumulação das plantas; (2) retidos por adsorção ao substrato mineral; (3) oxidados pela ação de microrganismos; (4) utilizados na formação

de sulfetos insolúveis; e (5) formação de quelato junto ao material orgânico e incorporação ao biofilme;

- Elementos-traço: removidos por sorção;
- Microrganismos indicadores de contaminação: removidos pela combinação de vários mecanismos, como adsorção, predação e decaimento por ação da radiação solar.

Os banhados construídos de fluxo subsuperficial são os mais utilizados no tratamento de efluentes. Neles, toda a massa líquida é submetida ao contato com o leito suporte das raízes das macrófitas. O leito suporte mais usado é a brita e as macrófitas cuja utilização está mais difundida pertencem aos gêneros *Typha* e *Scirpus*. Os banhados construídos não devem ser utilizados como unidades isoladas em um sistema de tratamento de efluentes. O líquido afluente aos banhados deve ser proveniente, pelo menos, de tratamento primário, sob pena de que aconteça principalmente o entupimento do leito suporte ou a não aclimatação das macrófitas. A seguinte equação permite o cálculo da remoção de matéria orgânica, em termos de $DBO_{5,20}$, em banhados desse tipo (Marques,1999):

$$Ce/Co = \exp(-K_T.TDH) \qquad \text{Eq. 3.3}$$

Em que:

Ce = $DBO_{5,20}$ do efluente (mg/L);

Co = $DBO_{5,20}$ do afluente (mg/L);

K_T = constante cinética (d^{-1});

TDH = tempo de detenção hidráulica no leito suporte (d).

O K_T é assim calculado:

$K_T = K_{20}.(1,1)^{(T-20)}$ Eq.3.4

Em que:

K_{20} = constante cinética a 20°C.

O *TDH* é assim calculado:

$TDH = V_v/Q$ Eq. 3.5

ou

$TDH = (L.W.n.d)/Q$ Eq. 3.6

Em que:

V_v = volume de vazios no sistema (m³);

Q = vazão média no sistema (m³/d);

L = comprimento do sistema (m);

W = largura do sistema (m);

n = porosidade do leito suporte (decimal);

d = profundidade do leito suporte (m).

Fleck (2003) sugere que o TDH real é função da condutividade hidráulica do meio poroso e da declividade do leito. Assim a equação seguinte expressa o TDH real:

$TDH\ real = L/(k_s.S)$ Eq. 3.7

Em que:

k_s = condutividade hidráulica do meio poroso [$m^3/(m^2.d)$];

S = declividade da base do banhado (m/m).

3.2.15.2 Banhados construídos no tratamento de lixiviado

Os bons resultados de alguns banhados construídos no tratamento de lixiviado já são conhecidos internacionalmente. Os sólidos suspensos presentes no lixiviado podem ser rapidamente removidos em banhados construídos, pois as condições de tranqüilidade do fluxo (velocidades inferiores a 8 m/d) determinam deposição desses materiais. O crescimento microbiano e a atividade dos microrganismos são responsáveis pela remoção da matéria orgânica solúvel. A decomposição de detritos de plantas e de outros materiais orgânicos pode resultar em $DBO_{5,20}$ efluente em faixas extremamente baixas (menores que 100 mg/L). A remoção de nitrogênio total, por sua vez, pode alcançar eficiência aproximada de 70% (Liehr *et al.*, 2000), não apenas pela incorporação ao tecido das macrófitas aquáticas como também pelos processos de nitrificação e desnitrificação.

Fleck (2003) utilizou um banhado construído de fluxo subsuperficial, em escala piloto, no polimento do lixiviado do Aterro Sanitário da Extrema (Porto Alegre/RS). O líquido era previamente tratado em um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de filtros aeróbios. O estudo foi realizado em um tanque de PEAD, com 1,15 m de comprimento e 0,93 m de largura. O autor utilizou como substrato (leito suporte para as raízes das macrófitas) um horizonte de 0,28 m de areia grossa. As mudas de macrófitas (*Typha latifolia*) foram plantadas em número de doze. O autor verificou a dificuldade de aclimatação das macrófitas. Ainda assim, segundo o autor, foram obtidas levadas eficiências na remoção de $DBO_{5,20}$, DQO, NTK, nitrogênio (todas as formas), fósforo e cromo total, operando-se com diluições do lixiviado.

Beltrão (2006) controlou um processo de tratamento de lixiviado, registrado sob o nome de “Sistema de Barreira Bioquímica” (SBQ), em duas células de banhados construídos. As células eram compostas por substrato de pedra, macrófitas aquáticas emergentes e barreiras de solo dispostas transversalmente nos banhados. A pesquisa foi desenvolvida com lixiviado gerado no Aterro da Muribeca, em Jaboatão dos Guararapes/PE. A autora concluiu que o SBQ é viável como alternativa de polimento do lixiviado, na medida em que foram obtidas eficiências superiores a 46% na remoção de $DBO_{5,20}$ e eficiências média entre 14 e 23% na remoção de DQO.

3.3 Padrão de emissão de efluentes

No Rio Grande do Sul, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), em atendimento ao que está estabelecido pela Resolução N° 128 do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA), de novembro de 2006 — que ratifica a Resolução N° 357 do CONAMA, de março de 2005 —, exige que sejam cumpridos os padrões de emissão de efluentes líquidos. A referida Resolução do CONSEMA enquadra os efluentes, de acordo com sua origem, em duas classes: efluente doméstico (esgoto doméstico) e efluente de fonte poluidora não-doméstica. O lixiviado de aterro sanitário é caracterizado como “efluente de fonte poluidora não-doméstica” e, nesses casos, o padrão de emissão de efluentes do tratamento é determinado em função da vazão poluidora gerada. Na Tabela 3.2, são apresentadas as concentrações máximas permitidas no lixiviado tratado para as variáveis julgadas prioritárias pelo CONSEMA.

Tabela 3.2 – Padrão de lançamento de efluente para fonte poluidora não-doméstica

Faixa de vazão (m^3/dia)	$DBO_{5,20}$ (mg/L)	DQO (mg/L)	Sól. Susp. (mg/L)
Q < 20	180	400	180
20 ≤ Q < 100	150	360	155
100 ≤ Q < 500	110	330	125
500 ≤ Q < 1 000	80	300	100
1 000 ≤ Q < 3 000	70	260	80
3 000 ≤ Q < 7 000	60	200	70
7 000 ≤ Q < 10 000	50	180	60
10 000 ≤ Q	40	150	50

Fonte: CONSEMA/RS (2006)

Na Tabela 3.3 são referidas as concentrações máximas e as eficiências mínimas exigidas no tratamento para a remoção de N-amoniacal e de fósforo total. Como normalmente são elevadas as concentrações iniciais desses poluentes no lixiviado, permite-se que o lançamento final do efluente tratado aconteça sob a condição menos restritiva.

Tabela 3.3 – Concentrações máximas permitidas e eficiências mínimas exigidas na remoção de N-amoniacal e de fósforo total em lixiviados no RS

Faixa de vazão (m^3/dia)	N-amoniacal		Fósforo Total	
	(mg/L)	Remoção (%)	(mg/L)	Remoção (%)
Q < 100	20	75	4	75
100 ≤ Q < 1 000	20	75	3	75
1 000 ≤ Q < 10 000	20	75	2	75
10 000 ≤ Q	20	75	1	75

Fonte: CONSEMA/RS (2006)

3.4 O Nitrogênio amoniacal e a Resolução N° 357

A Resolução N° 357 do CONAMA estabeleceu a concentração de 20 mg/L como sendo o limite máximo de N-amoniacal para lançamento de efluentes tratados em corpos receptores. A iniciativa certamente teve o objetivo de inibir a emissão final de efluentes cujas concentrações em termos de nitrogênio possam determinar: eutrofização do corpo receptor (ou manancial), consumo de grande quantidade de oxigênio dissolvido no meio líquido, morte de peixes decorrente de intoxicação por amônia livre e geração de nitratos (potenciais precursores de metahemoglobinemia). A Resolução N° 357, que é a referência maior para todos os órgãos ambientais de saneamento no Brasil, peca na medida em que estabelece que "todo" efluente tratado, independentemente de sua origem, deve atender ao referido padrão de lançamento. Tudo indica que a legislação foi concebida com foco voltado estritamente para o tratamento de esgoto doméstico, ficando assim a emissão de todo tipo de efluente submetida a um patamar muitas vezes de dificílimo atendimento.

Não é razoável que em países em desenvolvimento, classificação na qual enquadra-se o Brasil, o tratamento de lixiviado de aterro sanitário tenha como objetivo atingir concentrações de N-amoniacal inferiores a 20 mg/L. A constituição "natural" de lixiviados brutos já confere ao líquido características que fazem de seu tratamento um verdadeiro desafio: em termos de matéria orgânica, por exemplo, verificam-se concentrações de DQO e $DBO_{5,20}$ comumente superiores a 7.000 mg/L e 3.000 mg/L, respectivamente. Comparativamente, no esgoto doméstico medianamente concentrado a DQO e a $DBO_{5,20}$ são tipicamente iguais a 400 mg/L e 200 mg/L. Além disso, a geração do líquido é normalmente instável e a previsão de vazão pela utilização das metodologias conhecidas quase sempre não é confirmada em termos reais. Ainda assim, do ponto de vista da remoção de matéria orgânica, já há comprovação de que algumas alternativas de

tratamento resultam positivas. A questão do N-amoniacal, por sua vez, merece abordagem especial: enquanto em lixiviados as concentrações normalmente excedem 2.000 mg/L (Liehr *et al.*, 2000), em esgoto doméstico verificam-se concentrações da ordem de 50 mg/L (Metcalf & Eddy, 1991). Sabe-se que mesmo no tratamento de esgoto a remoção de N-amoniacal aos patamares estabelecidos pela Resolução N° 357 eleva de maneira significativa os custos e demanda maior complexidade técnica do tratamento. Pois eis que a referida legislação, provavelmente de maneira inadvertida, estabeleceu que os processos de tratamento de lixiviado devem viabilizar eficiências superiores a 99% na remoção de N-amoniacal. Esses valores são definitivamente elevadíssimos para o contexto brasileiro, levando-se em conta a falta de conhecimento sobre o tema, as dificuldades de aplicabilidade da maioria dos processos de tratamento e as faixas estreitas de eficiência que eles viabilizam.

O “paradoxo do N-amoniacal”, ratificado pela Resolução N° 357, exige discussão. Bidone & Povinelli (1999) citaram levantamentos realizados pelo FIBGE: em 70% das comunidades brasileiras os lixões são a forma de disposição final dos resíduos sólidos; em 13% dos municípios brasileiros a solução são os aterros “controlados”; somente em 10% dos municípios nacionais o aterro sanitário é a alternativa aplicada na segregação final dos resíduos. Os valores atuais certamente são outros, pois houve avanço e é crescente a preocupação com os resíduos sólidos, mas, seguramente, o quadro ainda é desesperador. Cabe a lembrança de que o fornecimento de água potável ainda não é acessível à totalidade da população e a coleta e o tratamento de esgoto doméstico são incipientes. Esse é o cenário em que está inserida a Resolução N° 357 do CONAMA! O documento possui o mérito de propor um padrão de emissão de efluentes que é exemplar tecnicamente, mas erra ao exigir que tal padrão seja atendido em um país cuja realidade das tecnologias simplesmente não viabiliza seu atendimento. A conseqüência mais negativa da aplicação

da Resolução: projetos de tratamento que não são aprovados porque não conduziriam aos 20 mg/L de N-amoniacal, enquanto o lixiviado bruto é lançado finalmente em corpos receptores ou mananciais, sem qualquer tratamento, determinando que o não tratamento prevaleça sobre o tratamento parcial do efluente.

3.5 Filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: justificativas

O estudo em escala real do desempenho de um sistema de tratamento de lixiviado composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos pode ser assim justificado:

- Do ponto de vista dos filtros anaeróbios, (1) há necessidade de geração de dados sobre unidades desse tipo operadas em escala real no tratamento de lixiviado; (2) é importante a comparação, a partir de um estudo em escala real, entre os regimes operativos “série” e “paralelo” para sistemas compostos por mais de um filtro; (3) é necessário o aprofundamento do estudo das possíveis eficiências obtidas em filtros anaeróbios de fluxo ascendente na remoção de matéria orgânica presente em lixiviados.

- Do ponto de vista dos banhados construídos, (1) são necessárias as pesquisas em escala real sobre a aplicabilidade de banhados construídos no tratamento de lixiviado; (2) é necessária a verificação do desempenho conjunto do sistema filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos, em escala real, na remoção de matéria orgânica; (3) é necessária a verificação da capacidade de remoção de N-amoniacal em banhados construídos, com vistas ao atendimento do padrão de emissão da Resolução N° 357 do CONAMA, igual a 20 mg/L.

Em resumo, a pesquisa partiu da expectativa de que um sistema composto por filtros anaeróbios de fluxo ascendente seguidos banhados construídos seja potencialmente interessante, técnica e economicamente, para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

4. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi dividida em duas fases, de acordo com o modo operativo dos filtros anaeróbios e levando-se em conta o ingresso dos banhados construídos no sistema de tratamento. Assim, a primeira fase, doravante simplesmente denominada “Fase 1”, diz respeito à avaliação dos filtros anaeróbios operados em série e utilizou dados de controle do sistema do período de agosto de 2004 a setembro de 2006. A segunda fase, por sua vez, doravante simplesmente denominada “Fase 2”, refere-se à avaliação dos filtros quando operados em paralelo e em conjunto com os banhados construídos também em paralelo, tendo para isso utilizado dados de controle do período fevereiro de 2007 até dezembro de 2007.

4.1 Descrição geral

A pesquisa foi desenvolvida com base nos dados obtidos no acompanhamento da operação da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETL) do aterro sanitário da Central de Resíduos do Recreio. O aterro sanitário, em operação desde 2002, está localizado no município de Minas do Leão, no Rio Grande do Sul, distante 80 km de Porto Alegre, em local que vem sendo explorado há algumas décadas por mineração de carvão a céu aberto. O resultado da atividade mineradora são grandes cavas, nas quais atualmente são dispostos de maneira final os resíduos sólidos domiciliares de 150 municípios gaúchos (aproximadamente 40% do estado), número que determina uma média superior a 50.000 toneladas por mês. O material utilizado para o recobrimento das frentes diárias de serviço é um resíduo gerado durante o beneficiamento do carvão, resultado de peneiramentos sucessivos e cujo aproveitamento energético não é interessante. As características desse

material certamente influenciam na constituição do lixiviado nos seguintes aspectos: o material apresenta elevada concentração de enxofre, conseqüentemente elevando os teores de enxofre do lixiviado, e grande quantidade de sólidos muitíssimo finos, agravando o problema relativo à concentração de sólidos totais do lixiviado.

O clima do Rio Grande do Sul é subtropical-úmido, apresentando estações bem definidas, com verões que podem apresentar temperaturas superiores a 35°C e invernos com mínimas inferiores aos 5°C. As temperaturas médias variam entre 15 e 18°C.

As Figuras 4.1 e 4.2 apresentam duas vistas do aterro.

Figura 4.1 – Descarga do material usado no recobrimento da massa de resíduos

Figura 4.2 – Vista de uma das enormes cavas de mineração existentes na área do aterro

4.2 Estação de tratamento de lixiviado proposta originalmente

O sistema de tratamento de lixiviado proposto quando do início da operação do aterro, em 2002, utilizava duas lagoas anaeróbias em série, seguidas de três lagoas facultativas também em série. O tempo de detenção hidráulica (TDH) projetado para cada uma das lagoas anaeróbias era de 8 dias, diferentemente do que Qasim & Chiang (1994) indicaram: o TDH para lagoas anaeróbias que tratam lixiviado de aterro sanitário deve estar entre 20 e 50 dias. Além disso, a elevada concentração de N-amoniacal afluente às lagoas facultativas — decorrência dos processos anaeróbios ocorridos tanto no âmbito da massa de resíduos dispostos quanto nas lagoas anaeróbias — determinava inibição do crescimento dos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Como conseqüência principalmente dos fatores citados anteriormente, o sistema não viabilizava que os padrões de emissão de efluentes, estabelecidos nas licenças do empreendimento, fossem alcançados. As Figuras 4.3 e 4.4 apresentam o sistema de tratamento proposto originalmente.

Figura 4.3 – Vista das duas lagoas anaeróbias e das três lagoas facultativas

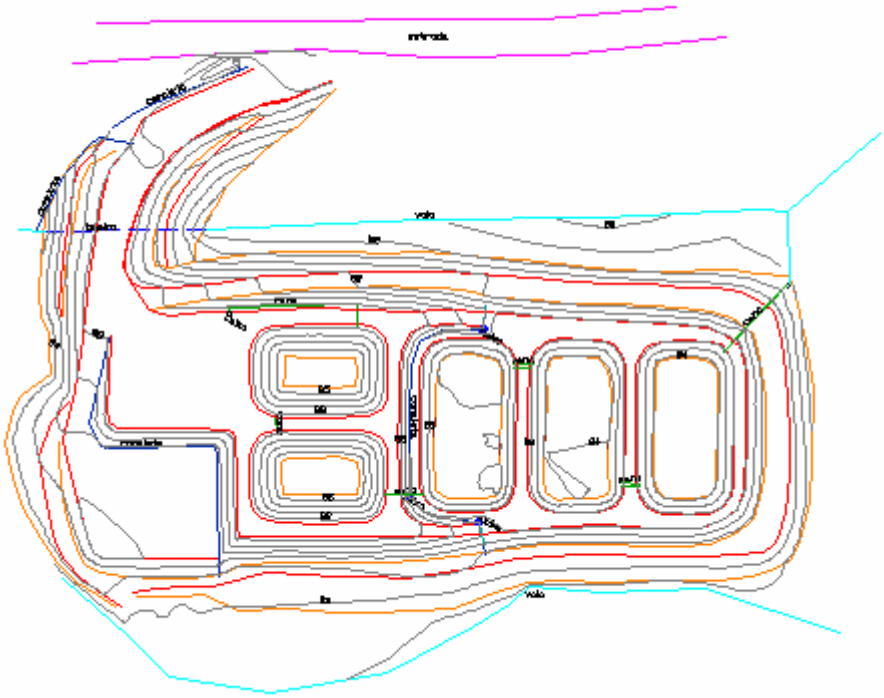


Figura 4.4 – Esquema das duas lagoas anaeróbias em série com as três lagoas facultativas

4.3 Estação de tratamento de lixiviado reformulada

No primeiro semestre de 2004, orientada pelo entendimento de que alternativas passivas (pouco mecanizadas) são as mais aplicáveis para países em desenvolvimento, deu-se a modificação do sistema de tratamento proposto originalmente, através de projeto que previu: transformação das duas lagoas anaeróbias em dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente; exclusão das três lagoas facultativas do sistema; implantação de dois banhados construídos a jusante dos filtros anaeróbios. Essas medidas, em princípio, viabilizariam a diminuição das concentrações efluentes do sistema de tratamento, em termos de $DBO_{5,20}$, DQO, COT e N-amoniacal. Ainda, a questão da vazão de lixiviado foi importante na reformulação do sistema de tratamento, pois o rápido aumento da massa de resíduos

disposta no aterro superou a previsão estabelecida na concepção do projeto original, fato cuja conseqüência seria a extrapolação da geração de lixiviado projetada inicalmente.

A partir do exposto, ficou então a Estação de tratamento de lixiviado (ETL) composta por dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente, operados em série durante a Fase 1 desta pesquisa e em paralelo durante a sua Fase 2, quando também foram implantados no sistema dois banhados construídos em paralelo, sendo um deles de fluxo superficial e o outro de fluxo subsuperficial. O sistema de tratamento foi dimensionado para vazão média de projeto igual a 355 m³/dia (4,11 L/s). A Figura 4.5 apresenta um esquema da disposição das unidades no terreno onde está implantada a ETL.

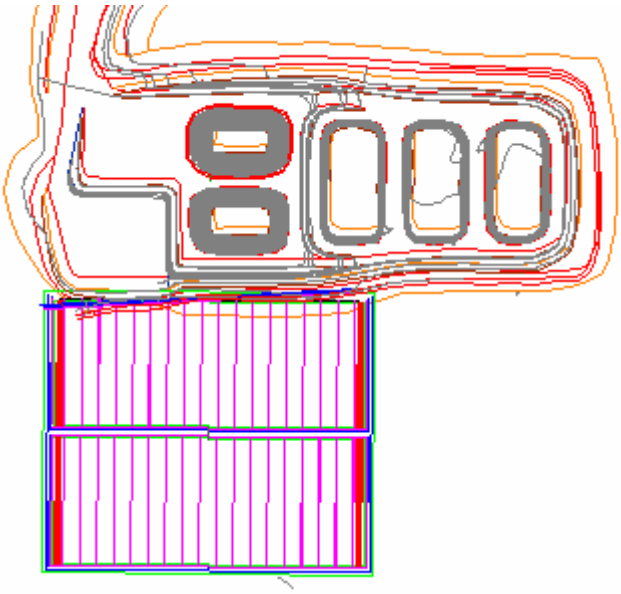


Figura 4.5 – Os dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente (ao lado das três lagoas facultativas desativadas) e, na parte inferior da figura, os dois banhados construídos

As Figuras 4.6 e 4.7 apresentam dois fluxogramas da ETL (Fase 1 e Fase 2).

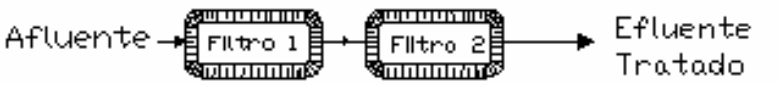


Figura 4.6 – Fluxograma de funcionamento do sistema na Fase 1 da pesquisa

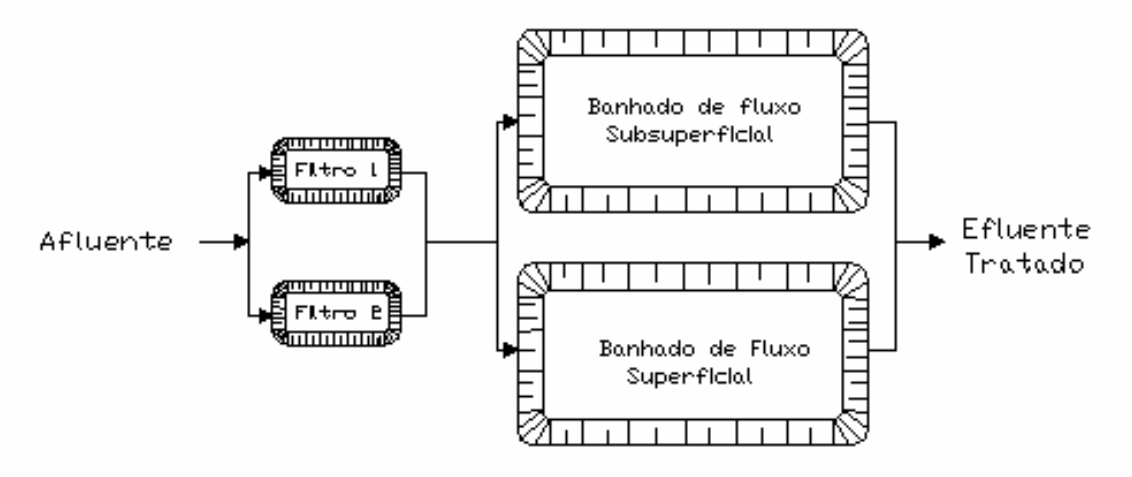


Figura 4.7 – Fluxograma de funcionamento do sistema na Fase 2 da pesquisa

4.4. Caracterização dos filtros

4.4.1 Dimensões

- Volume útil de cada um dos filtros, já preenchidos com brita: 1.365 m³.
- Profundidade útil de cada um dos filtros: 4,0 m.
- Área da base de cada um dos filtros: 160 m².
- Área na superfície líquida em cada um dos filtros: 640 m².
- Altura da camada de brita: 3,5 m.
- Leito suporte: composto por brita 3, cuja maior dimensão deve estar compreendida entre 25 mm e 48 mm.

A Figura 4.8 apresenta um corte esquemático dos filtros.

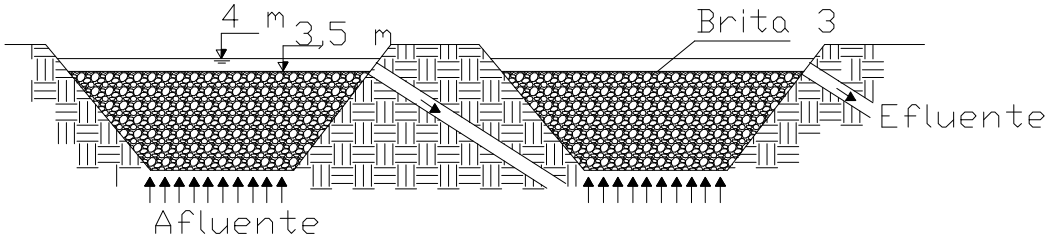


Figura 4.8 – Corte esquemático dos filtros

4.4.2 Tempo médio de detenção hidráulica nos filtros

A verificação do tempo médio de detenção hidráulica (TDH) nos filtros deu-se pela relação entre o volume útil de cada um dos filtros e a vazão de lixiviado aplicada diariamente em cada uma dessas unidades. Assim, na Fase 1, o TDH médio em cada um dos filtros resultou igual a 3,8 d, totalizando o TDH do conjunto igual a aproximadamente 7,6 d. Na Fase 2, por sua vez, o TDH médio em cada um dos filtros resultou igual a 7,6 d, pois a vazão afluente de lixiviado foi dividida entre as duas unidades.

4.4.3 Abastecimento dos filtros

O lixiviado era encaminhado em um conduto forçado por gravidade até os filtros, a partir de uma câmara receptora localizada no divisor de águas do aterro. Para chegar nessa câmara o lixiviado era bombeado a partir de um tanque (com capacidade máxima de 350 m^3), previsto como instrumento de atenuação de vazões de pico, equalização e homegeneização do líquido, localizado a jusante e ao pé de uma das células do aterro. A Figura 4.9 apresenta o referido tanque.

Figura 4.9 – Tanque a partir do qual era bombeado o lixiviado até o divisor de águas do aterro

4.4.4 Construção dos filtros

As Figuras 4.10, 4.11 e 4.12 apresentam o registro fotográfico da construção dos filtros.

(a)

(b)

(c)

(d)

(e)

(f)

Figura 4.10 – (a) Vista geral da área de localização dos filtros. (b) Espalhamento de camada de areia sobre lona plástica amarela disposta, ainda, sobre manta de PEAD. (c) Seqüência do espalhamento da camada de areia. (d) Começo da colocação de pranchas de madeira no fundo do filtro. (e) Seqüência da colocação das pranchas de madeira sobre as quais foi colocado o leito filtrante. (f) Distribuição das pranchas de madeira no fundo da unidade.

(a)

(b)

(c)

(d)

(e)

(f)

Figura 4.11 – (a) Colocação da primeira camada de pedras (pedra-de-mão) na base dos filtros. (b) Etapa final de preenchimento do fundo dos filtros com pedra-de-mão. (c) Vista do fundo de um dos filtros com a base já preenchida. (d) Detalhe do fundo de um dos filtros. (e) Espalhamento da brita que constitui o horizonte de filtração. (f) Tubos que, durante o início da operação do sistema, introduziam o lixiviado no primeiro dos filtros.

(a)

(b)

(c)

(d)

(e)

(f)

Figura 4.12 – (a) Estrutura partidora de vazão que foi utilizada no início da operação dos filtros. (b) Mangueiras que introduziam o lixiviado nos tubos alimentadores do primeiro filtro da série. (c) Caminhão-pipa descarregando o lixiviado em tubulação que se estendia até o partidor de vazão. (d) Ascensão da lâmina de lixiviado no filtro. (e) Vista do primeiro e do segundo filtro. (f) Estrutura partidora de vazão modificada, substituindo a distribuição inicial.

Figura 4.13 – No primeiro plano, os dois filtros anaeróbios e, ao fundo, as três lagoas facultativas (conjunto que compunha o sistema de tratamento originalmente)

4.5. Caracterização dos banhados

4.5.1 Considerações iniciais

As macrófitas usadas no banhado construído de fluxo subsuperficial são da espécie *Typha subulata*, conforme apresenta a Figura 4.14, pois essas estão amplamente distribuídas no Rio Grande do Sul. A preferência pela espécie deveu-se também à sua capacidade de desenvolver-se em ambientes perturbados e com elevada concentração de nutrientes, com grande produção de biomassa. As macrófitas plantadas no banhado de fluxo superficial são da espécie *Scirpus californicus*.

O estabelecimento de comunidades adultas de macrófitas aquáticas em banhados construídos depende em muito da densidade inicial de propágulos[2] (Bidone, 2004). Nos banhados em questão, a densidade inicial é de 1 propágulo por metro quadrado.

[2] Em Botânica, *propágulos* são estruturas que se desprendem de uma planta adulta para dar origem a uma nova. Os propágulos possuem a função de propagar a espécie, ou seja, são estruturas adaptadas para garantir o sucesso na dispersão das algumas plantas.

Figura 4.14 – Macrófita aquática da espécie *Typha subulata*

4.5.2 Banhado de fluxo subsuperficial

O fundo do banhado de fluxo subsuperficial foi executado em nível. A altura do leito suporte das raízes das macrófitas foi de 0,6 m, ficando 0,5 m preenchidos permanentemente pela lâmina líquida, durante a operação normal do banhado. O material utilizado no leito suporte do banhado é a brita 1, cuja maior dimensão deve estar compreendida entre 9,5 mm e 19 mm. A área superficial projetada para o banhado foi de 10.000 m², para a qual o TDH da unidade seria igual a 11,3 d. Porém, dado o ineditismo da iniciativa de utilização de banhados construídos no tratamento de lixiviado em escala real no Brasil, optou-se pela execução e operação de um banhado cuja área é igual a 5.000 m², para o qual o TDH resultou igual a 5,6 d. A Figura 4.15 apresenta um corte esquemático do referido banhado.

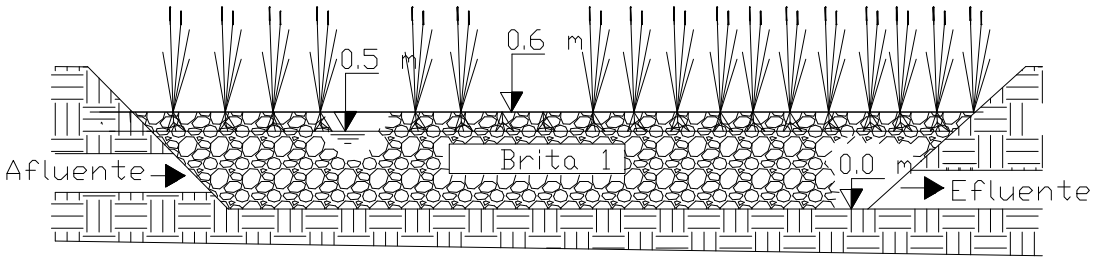


Figura 4.15 – Corte esquemático do banhado de fluxo subsuperficial

4.5.3 Banhado de fluxo superficial

O fundo do banhado de fluxo superficial foi executado em nível. Esse banhado não possui leito suporte de brita para as raízes das macrófitas. As mudas foram plantadas diretamente em uma camada de 0,15 m de argila orgânica, sobre a qual previu-se escoar uma lâmina líquida de 0,5 m. Assim como no caso do banhado de fluxo subsuperficial, a área superficial projetada para o banhado foi de 10.000 m², para a qual o TDH no banhado seria igual a 11,3 d. Optou-se pela execução e operação de um banhado cuja área é igual a 5.000 m², para o qual o TDH resultou igual a 5,6 d. A Figura 4.16 apresenta um corte esquemático do banhado de fluxo superficial.

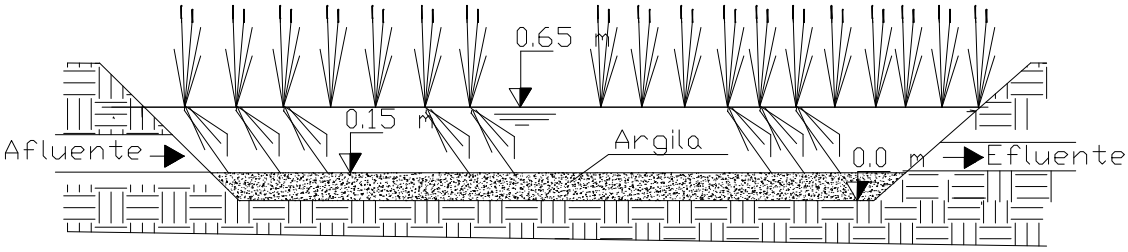


Figura 4.16 – Corte esquemático do banhado de fluxo superficial

4.5.4 Operação dos banhados construídos

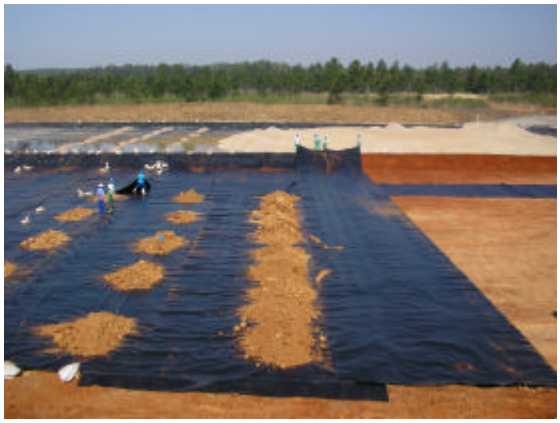
Os banhados seriam operados em paralelo, com o objetivo de estudar-se qual o tipo de fluxo potencialmente mais eficiente na remoção de matéria orgânica e de nitrogênio amoniacal. Por isso, cada um deles receberia metade da vazão do lixiviado efluente dos filtros anaeróbios. A operação do banhado de fluxo superficial não chegou a efetivar-se visto que as macrófitas nele plantadas, da espécie *Scirpus californicus*, não se adaptaram ao local em que foram plantadas. As possíveis razões para a não aclimatação das plantas são citadas no item Resultados e Discussão. Portanto, não aconteceu introdução de lixiviado no banhado de fluxo superficial.

No banhado de fluxo subsuperficial, não ocorreu colheita da parte das plantas que poderia ser removida. Essa atividade teria sido realizada no início do outono de 2007, se as macrófitas houvessem apresentado crescimento uniforme, diferentemente do verificado. Para o seu corte teriam sido utilizadas foices, deixando-se sempre um “toco” acima do material suporte com não menos de 0,10 cm de altura. Não seriam removidos os rizomas e as raízes, os quais permitiriam, com o devido tempo, o restabelecimento da comunidade de macrófitas.

4.5.5 Construção dos banhados

As Figuras 4.17, 4.18, 4.19 e 4.20 apresentam a construção dos banhados.

(a)



(b)

(c)

Figura 4.17 – (a) Vista do terreno onde foram executados os banhados. (b) Impermeabilização da base dos banhados. (c) Finalização do preenchimento com brita do banhado de fluxo subsuperficial.

(a)

(b)

(c)

(d)

(e)

(f)

Figura 4.18 – (a) Vista das bases dos banhados. (b) Preparação do canal de alimentação do banhado de fluxo superficial. (c) Canal de alimentação do banhado de fluxo superficial concluído. (d) Detalhe da brita 1 utilizada no banhado de fluxo subsuperficial. (e) Coleta de mudas de macrófitas em banhado natural, dentro do próprio aterro. (f) Começo do plantio das macrófitas no banhado de fluxo subsuperficial.

(a)

(b)

(c)

(d)

(e)

Figura 4.19 – (a) Detalhe de uma muda de *Typha subulata*. (b) Mudas plantadas no banhado de fluxo subsuperficial. (c) Vista dos dois banhados em fase de aclimatação. (d) Vista da melhor adaptação das macrófitas no banhado de fluxo subsuperficial (ao fundo). (e) Transcorridos 4 meses desde o plantio, o banhado de fluxo superficial indica a dificuldade de adaptação do *Scirpus californicus*.

(a)

(b)

Figura 4.20 – (a) No banhado de fluxo subsuperficial a boa adaptação da *Typha*, 6 meses após o seu plantio. (b) Entre as duas unidades, o autor deste trabalho, evidenciando a diferença na adaptação das plantas de um banhado com relação ao outro.

4.6. Análises e exames

4.6.1 Ensaios de caracterização

A Fase 1 da pesquisa, filtros anaeróbios operados em série entre agosto de 2004 e setembro de 2006, somente objetivou a avaliação das eficiências obtidas nas unidades na remoção da matéria orgânica presente no lixiviado. Para essa finalidade, bastaram os ensaios que permitiram o "controle" do sistema do ponto de vista da remoção de $DBO_{5,20}$, DQO e COT, conforme mostra a Tabela 4.2, no item 4.6.2. Assim, no referido período não foi realizada a caracterização do lixiviado, que implicaria em vários outros ensaios.

Os ensaios realizados durante a Fase 2 do trabalho tiveram os seguintes objetivos: caracterização do lixiviado gerado no aterro sanitário; avaliação das eficiências dos filtros anaeróbios na remoção de matéria orgânica, quando operados em paralelo; avaliação das eficiências obtidas nos banhados construídos na remoção de N-amoniacal e também na

remoção de matéria orgânica. A Tabela 4.1 apresenta as análises físico-químicas que foram usadas para caracterizar o lixiviado durante a Fase 2 do processo de tratamento. Apresentam-se também a freqüência, os pontos de amostragem e a metodologia dos ensaios. O período de amostragem da Fase 2 estendeu-se de fevereiro de 2007 até dezembro de 2007. A Tabela A1 (em anexo) apresenta as metodologias utilizadas para a realização das análises aqui propostas.

As análises físico-químicas foram realizadas pelo Laboratório de Análises Químicas Laborquímica Ltda., em atendimento ao que estabelece o *Standard Methods for the Examination of Water and Watewater (1999).* Os resultados foram ratificados no Laboratório de Saneamento da EESC.

Tabela 4.1 – Ensaios usados na caracterização do lixiviado durante a Fase 2

Ensaios	Freqüência	Amostra
$DBO_{5,20}$ (mgO_2/L)	Quinzenal	Lixiviado bruto
DQO (mgO_2/L)	Quinzenal	Lixiviado bruto
COT (mgC/L)	Quinzenal	Lixiviado bruto
Série de sólidos (mg/L)	Quinzenal	Lixiviado bruto
pH	Quinzenal	Lixiviado bruto
Temperatura (°C)	Quinzenal	Lixiviado bruto
Ácidos voláteis (mgÁc.acético/L)	Quinzenal	Lixiviado bruto
Alc. total ($mgCaCO_3/L$)	Quinzenal	Lixiviado bruto
N-amoniacal (mgN/L)	Quinzenal	Lixiviado bruto
NTK (mgN/L)	Quinzenal	Lixiviado bruto
Sulfato ($mgSO_4^{2-}/L$)	Mensal	Lixiviado bruto
Sulfeto (mgH_2S/L)	Única	Lixiviado bruto
Fosfato total ($mgPO_4^{3-}/L$)	Quinzenal	Lixiviado bruto
Coliformes fecais (NMP/100mL)	Mensal	Lixiviado bruto
Bactérias heterotróficas (UFC/mL)	Mensal	Lixiviado bruto
Metais pesados (mg/L)	Mensal	Lixiviado bruto

4.6.2 Ensaios de controle

A Tabela 5 apresenta as análises físico-químicas que foram usadas para controlar o líquido durante a Fase 1 do processo de tratamento. O período de amostragem estendeu-se de agosto de 2004 a setembro de 2006. Apresentam-se também a freqüência e os pontos amostrais.

Tabela 4.2 – Ensaios usados no controle do lixiviado durante a Fase 1

Ensaios	Freqüência	Amostra Filtros
$DBO_{5,20}$ (mgO_2/L)	Semanal	Entrada/Saída
DQO (mgO_2/L)	Semanal	Entrada/Saída
COT (mgC/L)	Semanal	Entrada/Saída

A Tabela 4.3 apresenta as análises físico-químicas que forma usadas para controle do lixiviado durante a Fase 2 do processo de tratamento. Esses forma os ensaios que permitiram a avaliação das eficiências obtidas em cada uma das unidades que compõem o sistema de tratamento. Na referida tabela, apresentam-se também a freqüência e os pontos de amostragem.

Tabela 4.3 – Ensaios usados no controle do lixiviado durante a Fase 2

Ensaios	Freqüência	Amostra	
		Filtros	Banhados
$DBO_{5,20}$ (mgO_2/L)	Quinzenal	Entrada/Saída	Entrada/Saída
DQO (mgO_2/L)	Quinzenal	Entrada/Saída	Entrada/Saída
COT (mgC/L)	Quinzenal	Entrada/Saída	Entrada/Saída
N-amoniacal (mgN/L)	Quinzenal	Entrada/Saída	Entrada/Saída
Nitrito ($mgNO_2^-/L$)	Quinzenal	-	Entrada/Saída
Nitrato ($mgNO_3^-/L$)	Quinzenal	-	Entrada/Saída
Ácidos voláteis (mgÁc.acético/L)	Quinzenal	Entrada/Saída	-
Alc. total ($mgCaCO_3/L$)	Quinzenal	Entrada/Saída	-

Todas as imagens apresentadas no corpo deste trabalho pertencem à SIL – Soluções Ambientais LTDA. ou ao autor desta pesquisa.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Fase 1 – Filtros anaeróbios operados em série

Nesta fase da pesquisa, os dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente (FAFAs) foram operados em série. A Tabela 5.1 apresenta uma caracterização expedita do lixiviado no referido período (compreendido entre agosto de 2004 e setembro de 2006). As Tabelas A2 a A7 (em anexo) apresentam os resultados que constituem o conjunto completo de amostras.

Tabela 5.1 – Caracterização expedita do lixiviado bruto (concentração em mg/L)*

Variável	pH	$DBO_{5,20}$	DQO	COT	N-amoniacal	Sólidos totais
Média	8,0	3.955	7.790	3.798	1.439	16.828
Valor Mínimo	7,7	1.660	3.025	810	661	14.377
Valor Máximo	8,5	8.520	20.070	9.425	2.470	18.503

*Exceto pH

Cada um dos filtros operou com TDH = 3,8 d. Os carregamentos orgânicos aplicados no FAFA 01 e no FAFA 02 foram em média iguais a 2,04 e 0,99 kgDQO/(m³.d), respectivamente. A Tabela 5.2 apresenta as concentrações médias afluente e efluente de $DBO_{5,20}$, DQO e COT no primeiro filtro da série (FAFA 01) e as eficiências médias obtidas. A Tabela 5.3 apresenta as concentrações médias afluente e efluente de $DBO_{5,20}$, DQO e COT no segundo filtro (FAFA 02) e as eficiências médias de remoção. A Tabela 5.4 apresenta as eficiências globais médias do sistema na remoção de $DBO_{5,20}$, DQO e COT. A partir da interpretação dos resultados sumarizados nas tabelas, constatou-se que a quase totalidade da remoção de $DBO_{5,20}$, DQO e COT ocorreu no primeiro filtro

da série. Essa avaliação forneceu o seguinte indicativo: para o tratamento do lixiviado em questão, é pouco interessante a operação em série de dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente semelhantes, pois o segundo filtro da série apresentou desempenho pouco significativo em termos de eficiência.

Tabela 5.2 – $DBO_{5,20}$, DQO, COT e eficiência média do primeiro filtro

Variável	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
$DBO_{5,20}$ (mgO_2/L)	3.955	1.734	57
DQO (mgO_2/L)	7.790	3.748	51
COT (mgC/L)	3.798	1.634	49

Tabela 5.3 – $DBO_{5,20}$, DQO, COT e eficiência média do segundo filtro

Variável	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
$DBO_{5,20}$ (mgO_2/L)	1.734	1.620	15
DQO (mgO_2/L)	3.748	3.509	12
COT (mgC/L)	1.634	1.548	12

Tabela 5.4 – Eficiência global média do sistema

Variável	Afluente	Efluente	Eficiência (%)
$DBO_{5,20}$ (mgO_2/L)	3.955	1.620	59
DQO (mgO_2/L)	7.790	3.509	55
COT (mgC/L)	3.798	1.548	53

O aumento do TDH nos filtros certamente determinaria aumento de eficiências. Os filtros anaeróbios em estudo, como já foi exposto, resultaram de uma adequação das duas lagoas anaeróbias propostas quando do início da operação do aterro. Por essa razão, ficaram os volumes dos filtros limitados às condições de espaço que já possuíam as lagoas. Assim, a única possibilidade de aumento do TDH seria a operação dos filtros em paralelo. De qualquer sorte, a eficiência média do FAFA 01 ratificou que filtros anaeróbios de fluxo

ascendente são uma alternativa interessante para a estabilização de pelo menos 50% da matéria orgânica presente em lixiviados.

Os estudos de Young (1991) indicaram que o TDH de filtros anaeróbios de fluxo ascendente tratando lixiviado de aterro sanitário necessariamente deve ser da ordem de vários dias e não de horas. No referido trabalho, o autor cita um filtro cuja operação deu-se com carregamento orgânico aplicado entre 0,2 e 0,7 kgDQO/(m³.d), TDH variando entre 30 e 40 dias, DQO afluente igual a 11.000 mg/L e $DBO_{5,20}$ igual a 8.650 mg/L (relação $DBO_{5,20}$/DQO de aproximadamente 0,79). As eficiências obtidas variaram entre 90 e 96% na remoção de $DBO_{5,20}$. Mesmo sendo a concentração de matéria orgânica citada por Young muito superior à concentração verificada no lixiviado do aterro da CRR, as eficiências obtidas no filtro citado pelo autor são impressionantes. A explicação pode residir em três aspectos (principalmente no primeiro): o TDH citado por Young variou entre 30 e 40 dias, enquanto nos filtros da CRR não ultrapassou 3,8 d; a relação $DBO_{5,20}$/DQO = 0,79 citada por Young é superior àquela verificada em termos médios na CRR, igual a 0,51; além disso, o carregamento orgânico aplicado nos filtros da CRR [em média, 2,05 e 0,99 kgDQO/(m³.d) no FAFA 01 e no FAFA 02, respectivamente] são muito superiores ao carregamento que apresentou Young (entre 0,2 e 0,7 kgDQO/(m³.d).

A equação proposta por Young (Eq. 3.1) expressa o desempenho do processo anaeróbio que se desenvolve em filtros anaeróbios de fluxo ascendente tratando efluentes diversos. Nessa equação o TDH do filtro é dado em horas. A aplicação da referida equação no tratamento de lixiviado somente terá validade se o TDH do filtro for expresso em dias, dadas as grandes concentrações iniciais de matéria orgânica que são comumente

verificadas nesse líquido. Assim, a Figura 5.1 apresenta o desempenho estimado para um filtro anaeróbio de fluxo ascendente cujo TDH é igual a 3,8 d, caso dos FAFAs da CRR.

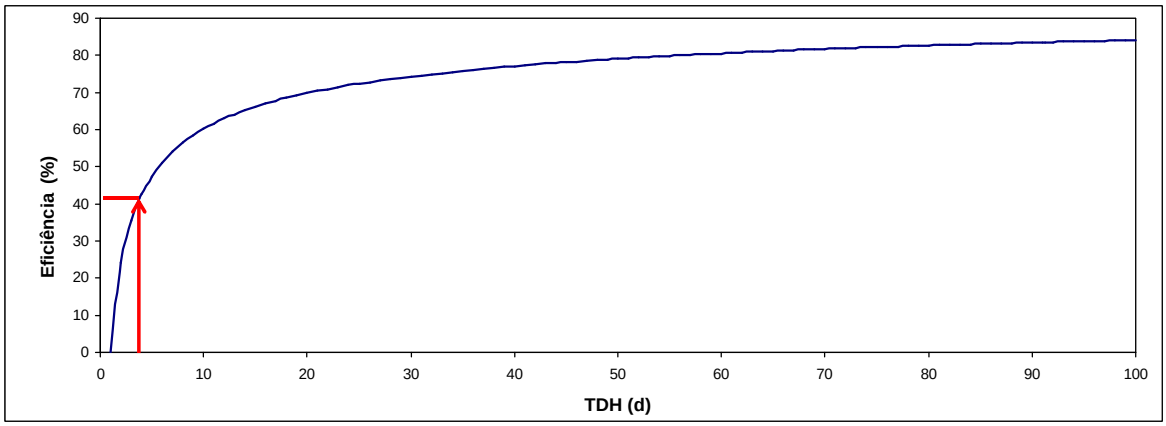


Figura 5.1 – Indicação da eficiência prevista (em vermelho) para filtro anaeróbio de fluxo ascendente com TDH = 3,8 d, na remoção de matéria orgânica de lixiviado

A eficiência estimada pela aplicação de Eq. 3.1 é de aproximadamente 41%, como ratifica a visualização da Figura 5.1. A eficiência média obtida no FAFA 01 na remoção de $DBO_{5,20}$ foi igual a 57%. Em termos de DQO, obteve-se 51%. Para ambas as variáveis, as eficiências obtidas na operação do FAFA 01 superaram a previsão indicada na figura. No FAFA 02, por sua vez, as eficiências verificadas ficaram muito distantes do patamar esperado (15 e 12% na remoção de $DBO_{5,20}$ e DQO, respectivamente). As justificativas mais aceitáveis para essa diferença de desempenho seriam de que a matéria orgânica prontamente biodegradável já foi estabilizada no FAFA 01 e o carregamento orgânico aplicado nesse, para TDH igual a 3,8 d, resulta em eficiências mais elevadas.

As Figuras 5.2, 5.3 e 5.4 apresentam as concentrações de matéria orgânica verificadas ao longo desta fase da pesquisa e as Figuras 5.5, 5.6 e 5.7 apresentam as eficiências médias obtidas, também em termos de remoção de matéria orgânica.

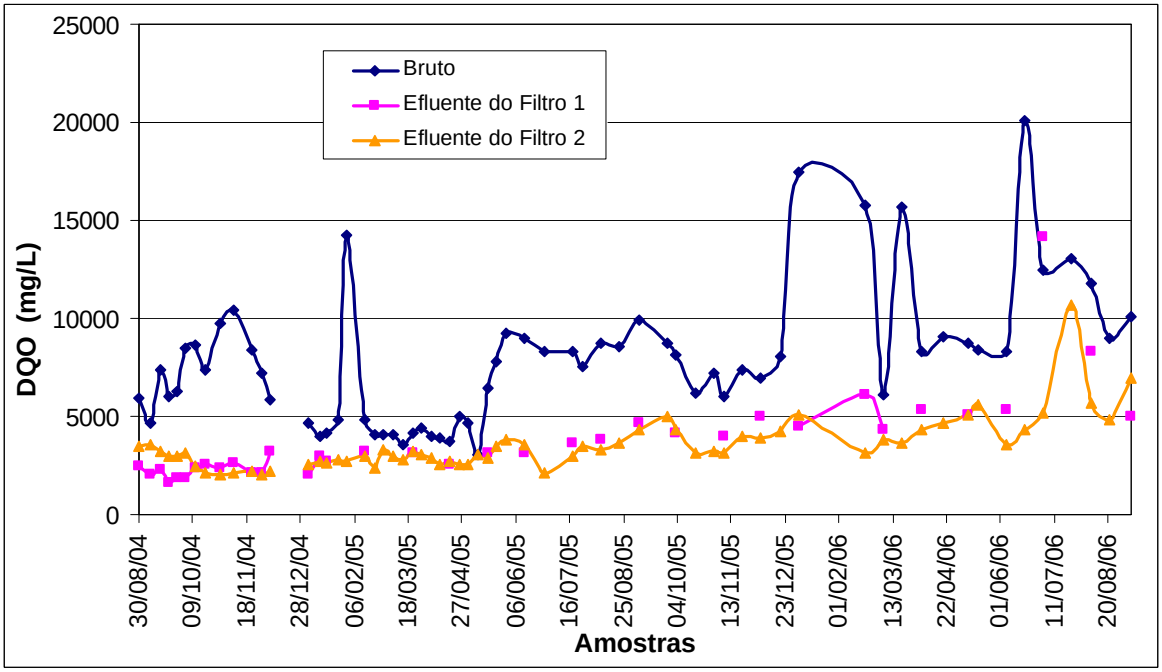


Figura 5.2 – DQO durante a Fase 1

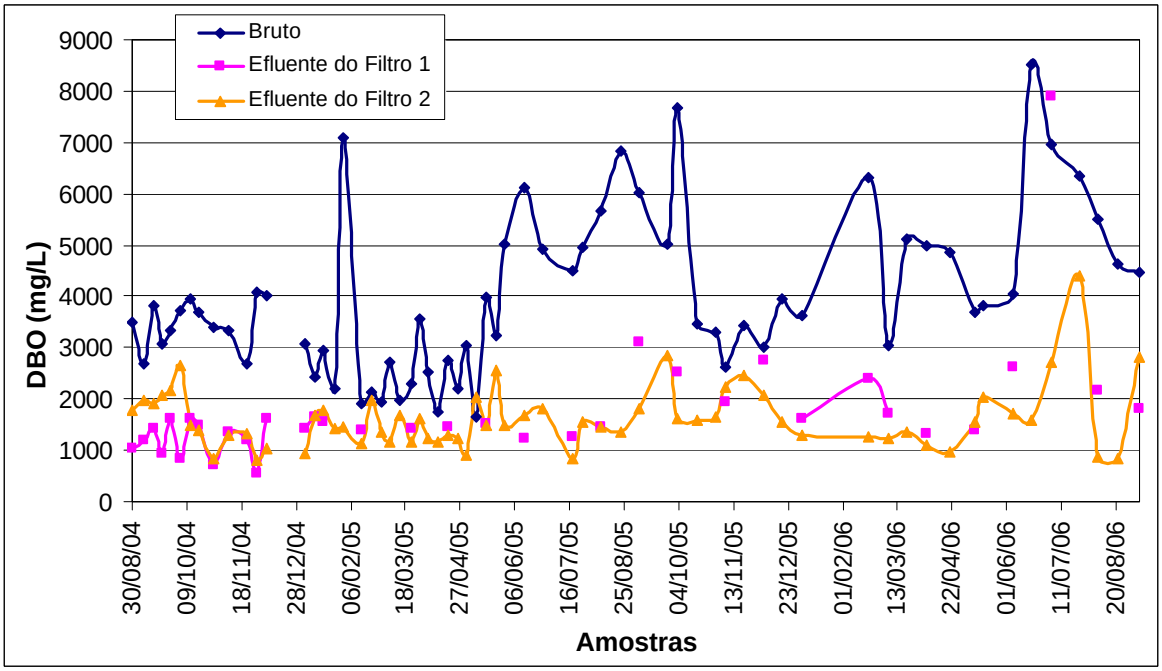


Figura 5.3 – $DBO_{5,20}$ durante a Fase 1

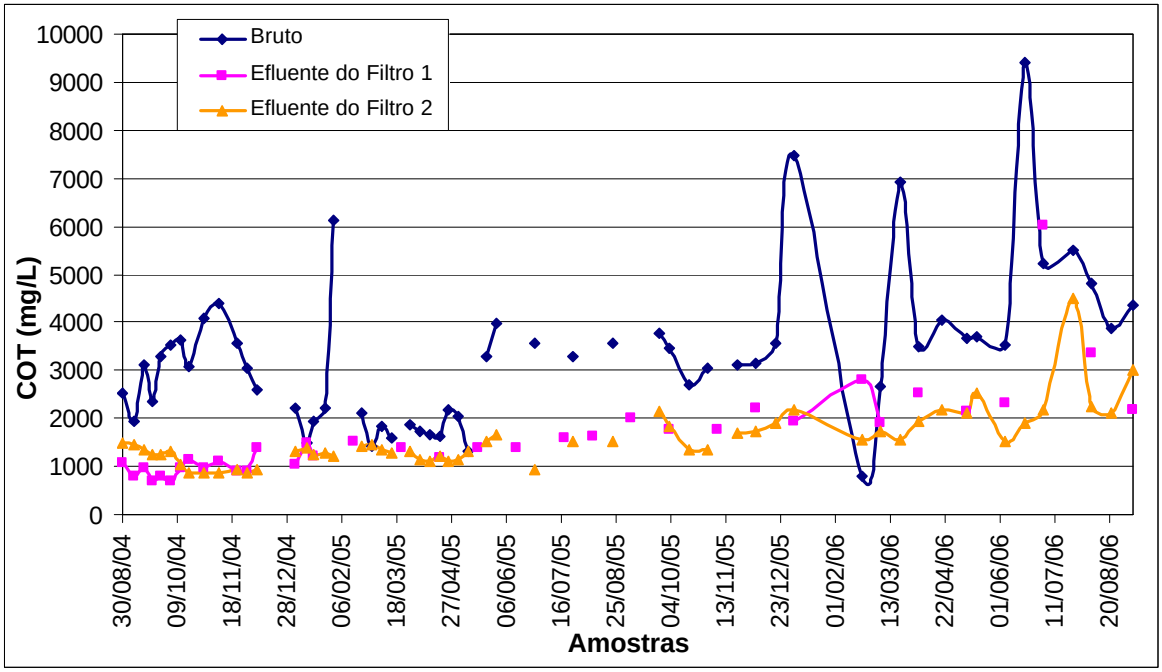


Figura 5.4 – COT durante a Fase 1

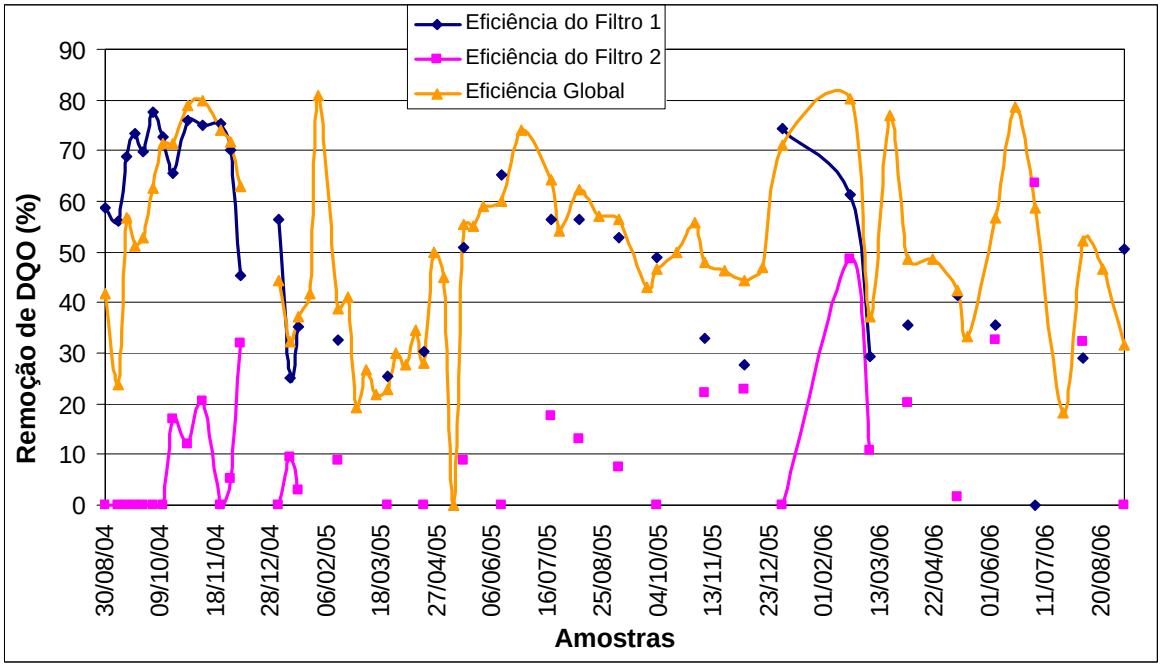


Figura 5.5 – Eficiências médias na remoção de DQO

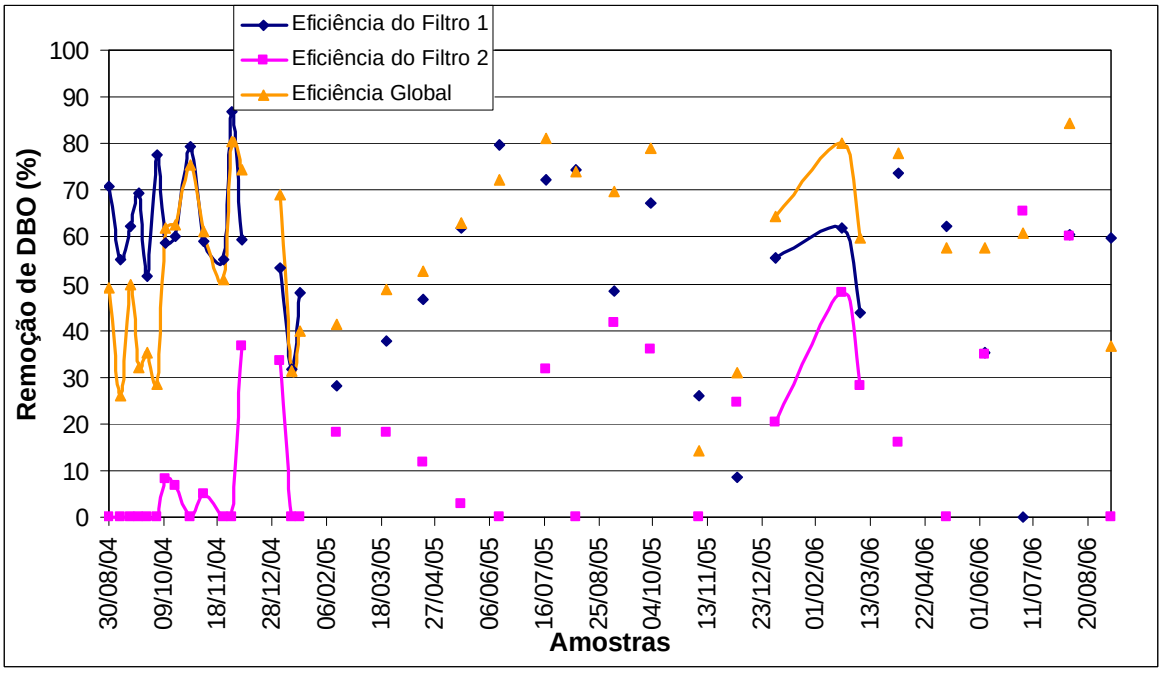


Figura 5.6 – Eficiências médias na remoção de $DBO_{5,20}$

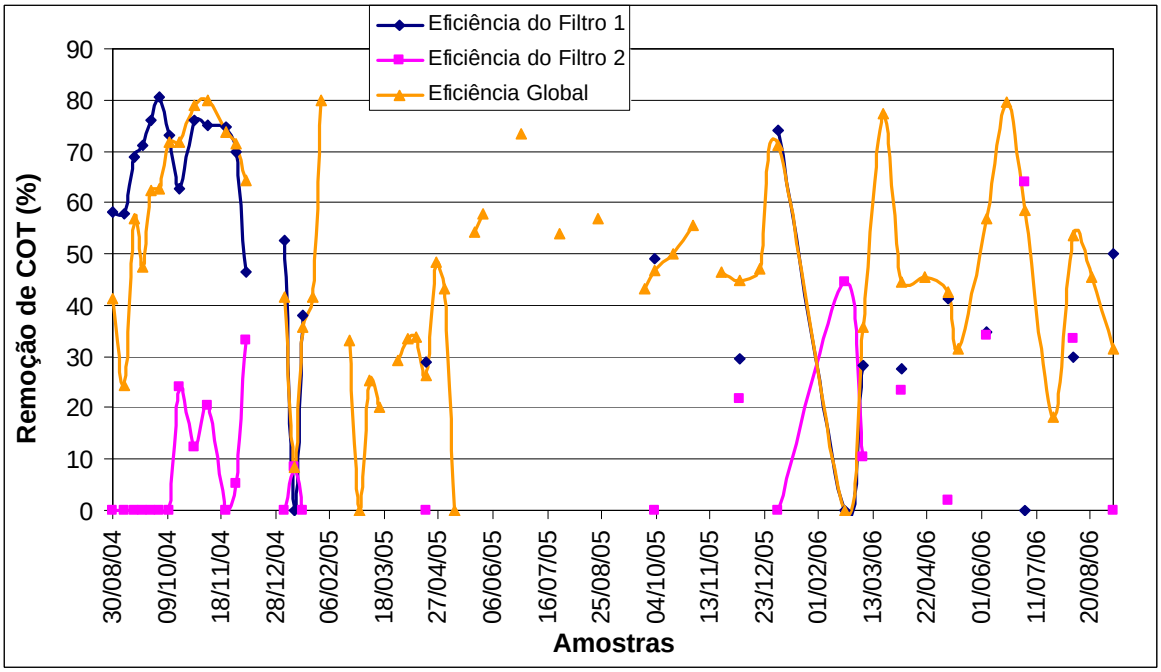


Figura 5.7 – Eficiências médias na remoção de COT

5.2 Fase 2

5.2.1 Caracterização do lixiviado

A caracterização do lixiviado do aterro da CRR, a partir de valores médios, é apresentada Tabela 5.5. As Tabelas A18 a A24 (em anexo) completam os resultados.

Tabela 5.5 – Caracterização do lixiviado do aterro

Ensaios	Início da campanha	N° de ensaios	Freq.	Amostra Resultado
$DBO_{5,20}$ (mgO_2/L)	Fev/2007	19	Quinz.	3.397
DQO (mgO_2/L)	Fev/2007	19	Quinz.	6.997
COT (mgC/L)	Fev/2007	19	Quinz.	3.015
Sólidos totais (mg/L)	Fev/2007	19	Quinz.	15.987
Sólidos totais fixos (mg/L)	Fev/2007	17	Quinz.	11.294
Sólidos totais voláteis (mg/L)	Fev/2007	18	Quinz.	4.647
Sólidos suspensos totais (mg/L)	Fev/2007	18	Quinz.	465
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	Março/2007	17	Quinz.	15.338
pH	Fev/2007	19	Quinz.	8,3
Temperatura (°C)	Março/2007	16	Quinz.	20,2
Ácidos voláteis (mgÁc.acético/L)	Março/2007	17	Quinz.	1.399
Alc. Total ($mgCaCO_3/L$)	Março/2007	18	Quinz.	10.837
N-amoniacal (mgN/L)	Fev/2007	19	Quinz.	1.987
NTK (mgN/L)	Fev/2007	19	Quinz.	2.361
Fosfato total ($mgPO_4^{3-}/L$)	Fev/2007	19	Quinz.	63,2
Sulfato ($mgSO_4^{2-}/L$)	Março/2007	7	Mensal	111,5
Sulfeto (mgH_2S/L)	Nov/2007	Único		0,15
Cádmio (mgCd/L)	Março/2007	9	Mensal	= 0,0041
Chumbo (mgPb/L)	Março/2007	9	Mensal	= 0,030
Cromo (mgCr/L)	Março/2007	9	Mensal	= 0,410
Mercúrio (mgHg/L)	Março/2007	9	Mensal	= 0,0017
Níquel (mgNi/L)	Março/2007	9	Mensal	= 0,1630
Bactérias heterotróficas (UFC/mL)	Março/2007	9	Mensal	2.000 = Leitura = 300.000
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	Março/2007	9	Mensal	2 = Leitura = 8.660

5.2.2 Filtros anaeróbios operados em paralelo

A proposta de operação em paralelo dos filtros anaeróbios é decorrente da necessidade de aumento das eficiências dessas unidades na remoção de matéria orgânica. Como os dois filtros não poderiam ter seus volumes aumentados, a providência empreendida foi a alteração do TDH das unidades. O aumento do TDH necessariamente demandava redução das vazões introduzidas em cada um dos filtros. Assim, iniciou-se a divisão da vazão de lixiviado entre as duas unidades: metade introduzida no FAFA 01 e a outra metade no FAFA 02. A expectativa era de que as eficiências aumentassem, pois o TDH agora seria duplicado em cada um dos filtros e ambos trabalhariam com iguais cargas orgânicas afluentes. Cabe sublinhar que a mudança no sistema de tratamento foi apenas um remanejo operativo, permanecendo a totalidade da vazão sendo introduzida na ETL.

5.2.2.1 $DBO_{5,20}$, DQO, COT

Nesta fase da pesquisa, se mantida a vazão média de projeto (355 m^3/d), os filtros teriam operado cada um com TDH igual a 7,6 d. Nessa condição, as eficiências esperadas em temos de remoção de DQO seriam próximas a 55% em ambas as unidades, conseqüentemente ampliando também as remoções de $DBO_{5,20}$ e COT. No entanto, as médias obtidas foram: remoção de $DBO_{5,20}$ igual a 15% no FAFA 01 e 24% no FAFA 02, para $DBO_{5,20}$ média afluente igual a 3.397 mgO_2/L; remoção de DQO igual a 17% no FAFA 01 e 24% no FAFA 02, para DQO média afluente igual a 6.997 mgO_2/L; remoção de COT igual a 17% no FAFA 01 e 24% no FAFA 02, para COT médio afluente igual a 3.015 mg/L.

A interpretação dos valores referidos mostra que o aumento esperado de eficiências não aconteceu. As possíveis justificativas para o desempenho dos filtros são as seguintes:

(1) A geração de lixiviado no aterro vem aumentando enormemente. Essa é uma decorrência do grande incremento do aporte de resíduos à CRR, razão pela qual a vazão projetada de 355 m³/d tem atingido valores superiores a 500 m³/d. Desse aumento de vazão, resultam TDHs cada vez menores nas unidades, de modo que o sistema de tratamento do líquido não consegue evoluir com a mesma celeridade com que aumenta sua geração. Há um descompasso natural entre o aumento da massa de resíduos disposta e a implementação de medidas de melhoria na ETL. A interferência necessária para garantia de eficiências superiores a 50% na remoção de matéria orgânica é provavelmente a introdução de mais filtros anaeróbios no sistema. A execução das referidas interferências é necessariamente lenta, embora já venha sendo providenciada, pois envolve, entre outras atividades, concepção de alternativas, detalhamento da solução, previsão de investimentos, discussões de ordem técnico-burocrática e execução do projeto.

Os projetos atualmente conduzidos no aterro, que visam a melhoria do tratamento do lixiviado, têm trabalhado com a estimativa de vazão de 600 m³/d. Durante toda a pesquisa, a capacidade instalada de bombeamento de lixiviado foi igual a 15 m³/h. Em dezembro de 2007, a capacidade de adução de lixiviado foi esgotada, surgindo a necessidade improrrogável de instalação de uma segunda bomba no sistema. Com capacidade de adução duplicada, o conjunto composto por duas bombas e duas linhas de recalque já se encontra em operação.

(2) O projeto dos filtros previu a sua operação em série, de tal modo que quando operados em paralelo ficou dificultada e comprometida a perfeita partição da vazão entre as duas unidades. Embora a rede que conduz o lixiviado tenha sofrido adaptação, a sua nova configuração introduziu diferentes perdas de carga entre a entrada do lixiviado na

ETL e a entrada de cada um dos filtros. Assim, ficou o FAFA 02 recebendo menor vazão de líquido durante toda a Fase 2 da pesquisa. Essa é a justificativa para a diferença entre as eficiências médias verificadas. Por ser menor a vazão afluente ao FAFA 02, foi maior o TDH nessa unidade, razão pela qual a mesma apresentou eficiências superiores às verificadas no FAFA 01 [para todas as variáveis controladas ($DBO_{5,20}$, DQO e COT)].

(3) Conforme permite a interpretação das Figuras 5.8 a 5.13, o desempenho dos filtros foi instável, sendo grande a amplitude observada entre as eficiências. As remoções médias de $DBO_{5,20}$, DQO e COT no FAFA 01 foram iguais a 15%, 17% e 17%, respectivamente. No FAFA 02, por sua vez, as eficiências médias na remoção de $DBO_{5,20}$, DQO e COT no FAFA 01 foram iguais a 24%, 24% e 24%, respectivamente.

A observação das Figuras 5.8 e 5.9 indica a alternância de pontos de eficiências máximas e mínimas na remoção de matéria orgânica. As possíveis razões para tais desempenhos são assim sumarizadas: nos pontos em que a concentração afluente de $DBO_{5,20}$ encontra-se próxima da faixa entre 4.000 e 6.000 mg/L e a sua concentração efluente é inferior a 3.000 mg/L, o comportamento do filtro é o esperado; nos pontos em que as concentrações de $DBO_{5,20}$ afluente e efluente pertencem ambas à faixa entre 2.000 e 3.000 mg/L, ou estão muito próximas desses valores, é provável que a matéria orgânica em questão apresente-se já refratária ao tratamento biológico ou tenha havido arraste (desprendimento, perda) de biomassa ativa dos filtros, tendendo a zero a eficiência das unidades; nos pontos em que a concentração afluente de $DBO_{5,20}$ é inferior ou próxima a 2.000 mg/L e a concentração efluente é inferior ou próxima a 1.000 mg/L, é provável que tenha havido diluição do lixiviado bruto, conseqüência de chuvas intensas sobre a célula de disposição de resíduos.

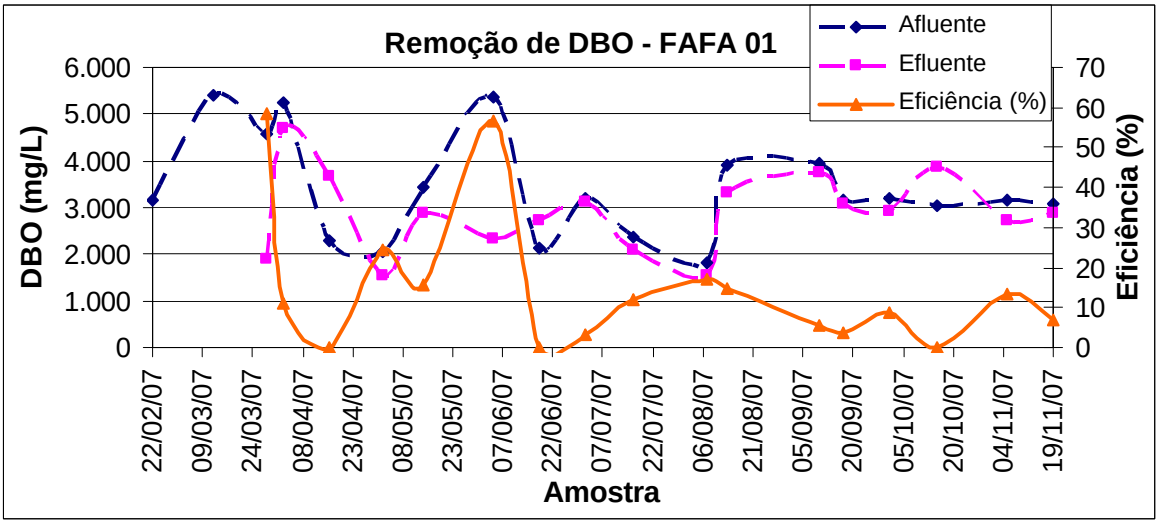


Figura 5.8 – Remoção de DBO no FAFA 01

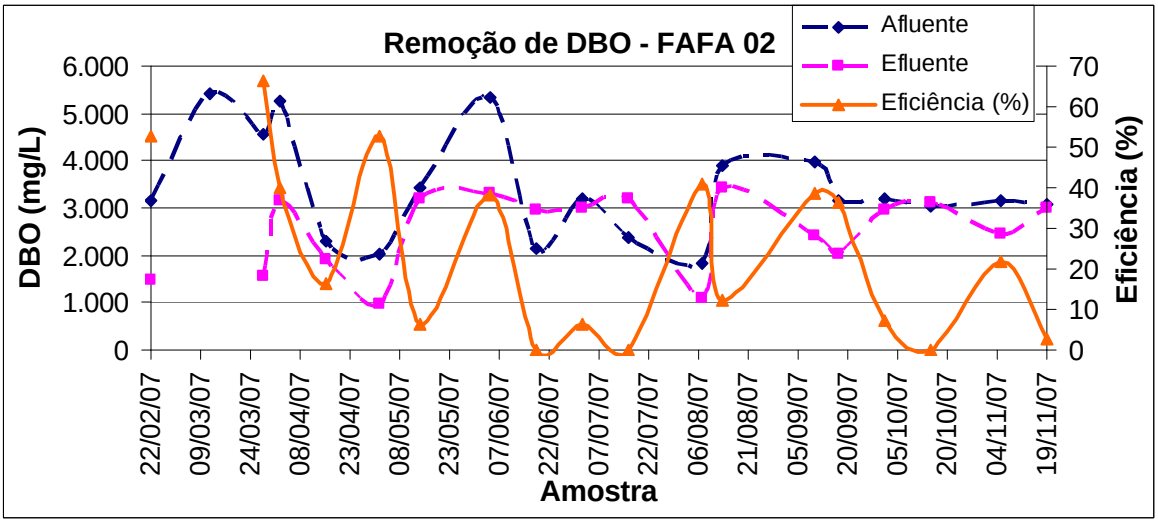


Figura 5.9 – Remoção de DBO no FAFA 02

A interpretação dos resultados relativos à remoção de COT é muito semelhante à avaliação do comportamento da $DBO_{5,20}$, com algumas ressalvas. No FAFA 01, a remoção em nenhum momento foi superior a 31%. No FAFA 02, a remoção máxima não superou 38%. As Figuras 5.10 e 5.11 permitem a verificação de que as eficiências foram sempre baixas, embora tenha havido certa estabilidade em termos de concentrações de COT afluentes e efluentes nos dois filtros.

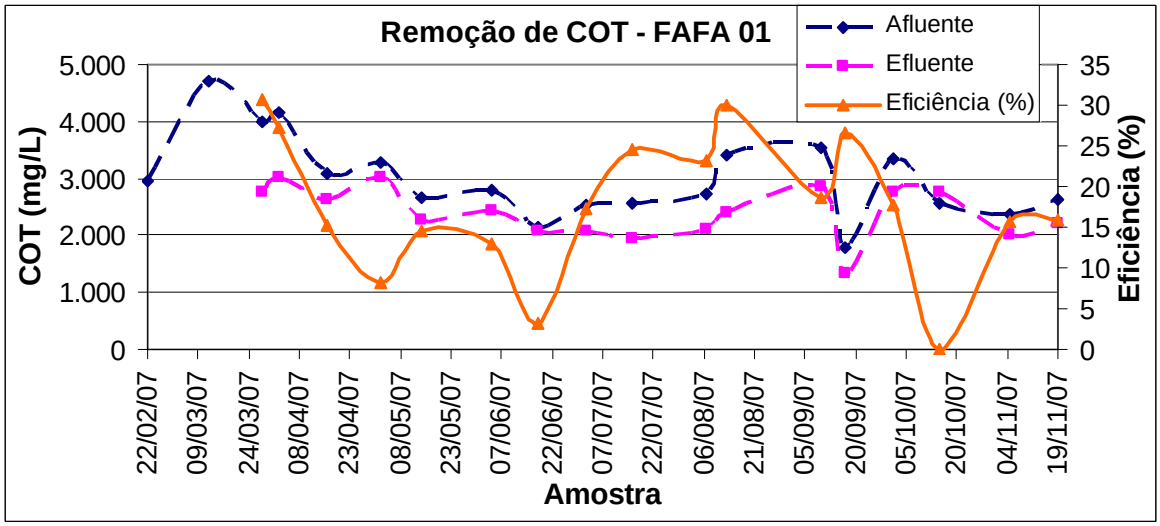


Figura 5.10 – Remoção de COT no FAFA 01

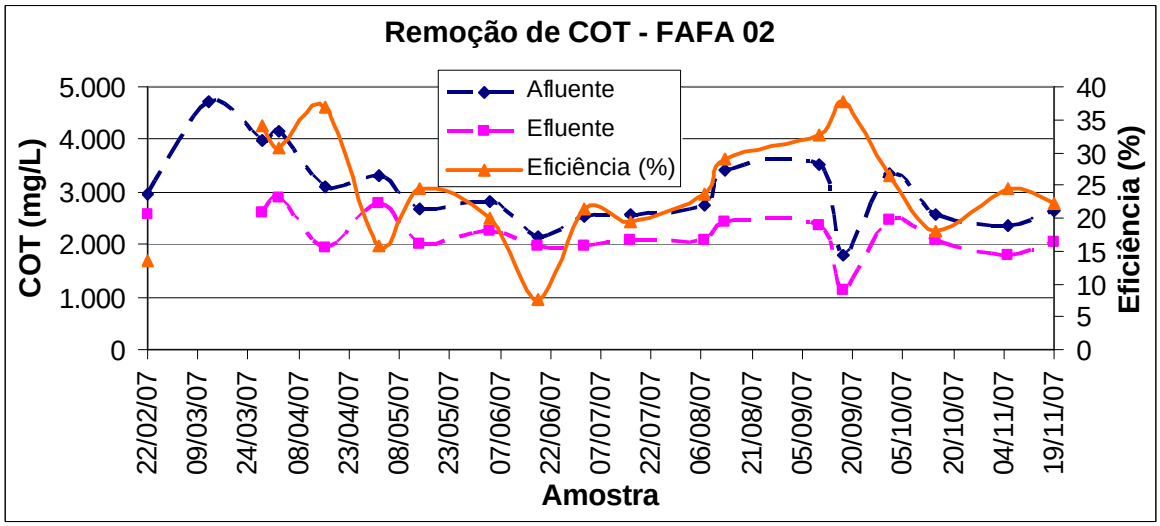


Figura 5.11 – Remoção de COT no FAFA 02

A interpretação das Figuras 5.12 e 5.13 permite a avaliação do comportamento dos filtros em termos de remoção de DQO. Nos dois filtros, as concentrações afluentes e efluentes foram em média muito próximas, como conseqüência da introdução de vazões excessivas de lixiviado nas unidades. Esse comportamento determinou as baixas eficiências das unidades.

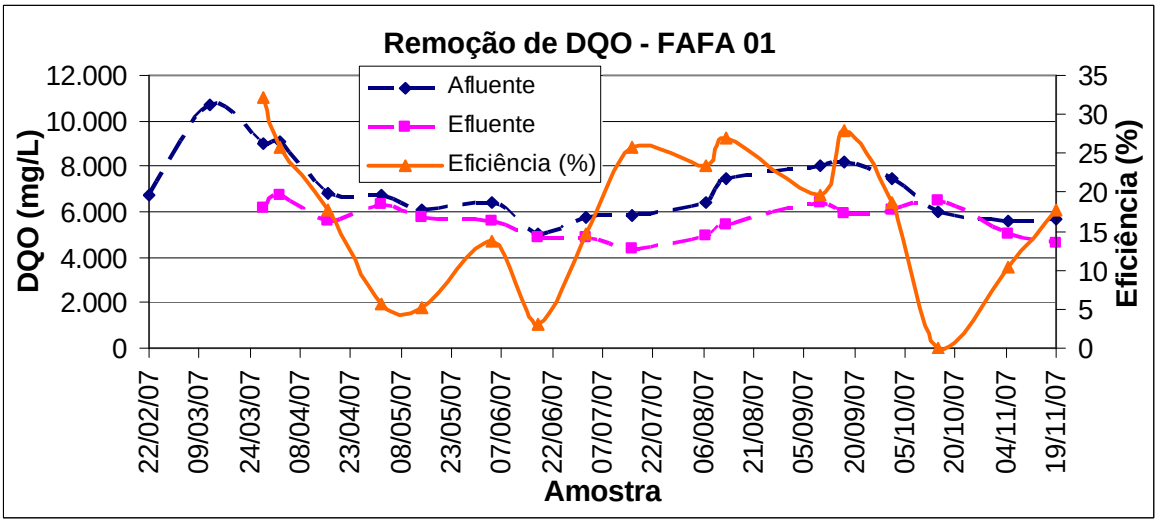


Figura 5.12 – Remoção de DQO no FAFA 01

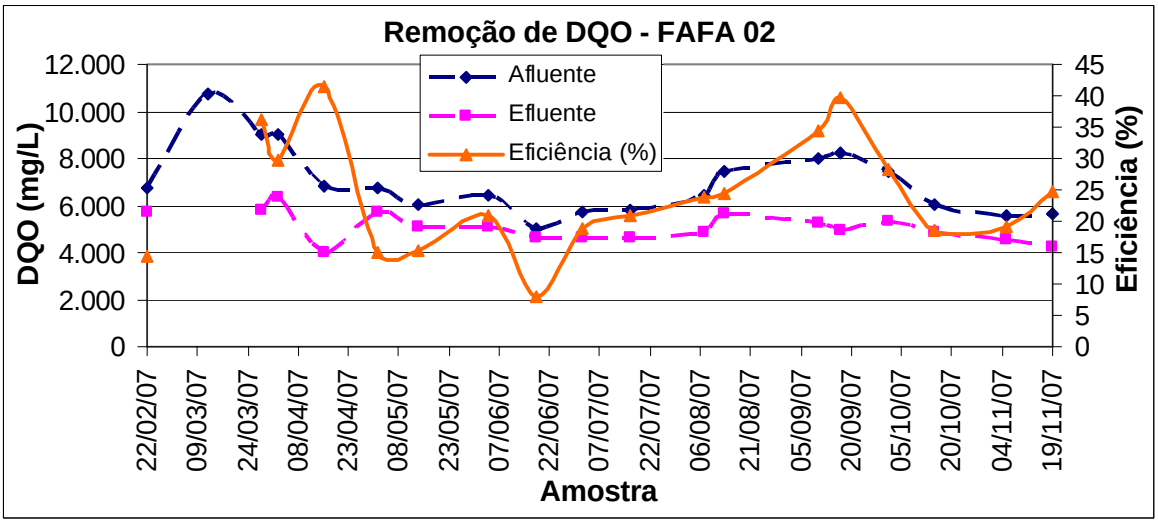


Figura 5.13 – Remoção de DQO no FAFA 02

As Tabelas A8 a A13 (em anexo) apresentam os resultados de todos os ensaios relativos à remoção de matéria orgânica do lixiviado na Fase 2 da pesquisa.

5.2.2.2 N-amoniacal

A redução das concentrações de N-amoniacal verificadas em lixivados brutos é certamente a maior dificuldade enfrentada no tratamento desse líquido. No âmbito da massa de resíduos acontece estabilização anaeróbia da matéria orgânica e um dos subprodutos desse processo é o N-amoniacal. Como esperado, a concentração média de N-amoniacal no lixiviado bruto do aterro foi igual a 1.997 mg/L. Na saída do FAFA 01, o valor verificado foi em média igual a 1.903 mg/L, enquanto na saída do FAFA 02 verificou-se a média de 1.880 mg/L. A avaliação dessas médias indica que houve perda de N-amoniacal ao longo do processo de tratamento. Como o processo de tratamento no âmbito dos filtros é anaeróbio, não é razoável dizer-se que houve remoção de N-amoniacal nessas unidades. Assim, é provável que a redução das concentrações seja uma conseqüência da volatilização ou do *sttriping* de uma parcela de N-amoniacal que se encontrava no meio líquido sob a forma de amônia livre (NH_3).

A Tabela A14 apresenta os resultados de todos os ensaios relativos ao controle do N-amoniacal presente no lixivado na Fase 2 da pesquisa.

5.2.2.3 Ácidos voláteis

Os ácidos voláteis são gerados na fase acidogênica da metanogênese. A geração e o consumo desses subprodutos intermediários da digestão anaeróbia é indispensável para a formação de metano. Normalmente, prevalece no processo a formação dos ácidos acético e propiônico em detrimento da formação dos ácidos valérico, butírico, fórmico, capróico, lático, fúlvico e húmico. No lixiviado bruto da CRR, a concentração média de ácidos voláteis foi igual a 1.399 mgÁc.acético/L. As concentrações médias nos efluentes dos

filtros foram iguais a 890 mgÁc.acético/L no FAFA 01 e 708 mgÁc.acético/L no FAFA 02. Ambas as concentrações efluentes indicam ter havido consumo de ácidos voláteis nos filtros anaeróbios. A partir da interpretação de tais resultados, pode-se inferir que tenha havido geração de gases (metano e gás carbônico) durante a estabilização da matéria orgânica do lixiviado.

A Tabela A15 apresenta os resultados de todos os ensaios relativos ao controle de ácidos voláteis no lixiviado na Fase 2 da pesquisa.

5.2.2.4 Alcalinidade total

A alcalinidade total é uma variável importantíssima no controle da estabilidade do processo anaeróbio. A digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos intermediários, sendo então importante que a alcalinidade do meio seja suficiente para manter o pH dentro da faixa ótima para a atuação dos microrganismos, situada entre 6,6 e 7,4. No lixiviado bruto da CRR, a alcalinidade total média foi verificada igual a 10.837 mg$CaCO_3$/Lbruto. Na saída do FAFA 01, verificou-se média igual 10.815 mg$CaCO_3$/L. Na saída do FAFA 02, verificou-se média igual a 9.975 mg$CaCO_3$/L. A interpretação desses valores mostra que em todos os estágios do tratamento anaeróbio houve alcalinidade suficiente para o tamponamento do meio.

A Tabela A16 apresenta os resultados dos ensaios realizados para o controle da alcalinidade total do lixiviado na Fase 2 da pesquisa.

5.2.2.5 Bactérias heterotróficas

As bactérias heterotróficas são aquelas para as quais as fontes de carbono e de energia são os compostos orgânicos. Em um processo estritamente anaeróbio, como o verificado em filtros anaeróbios, é interessante o controle da concentração desses microrganismos. Se for confirmada a sua existência, pode-se afirmar que, pelo menos do ponto de vista da presença dos microrganismos, a unidade de tratamento está capacitada para a estabilização da matéria orgânica. No lixiviado bruto da CRR, a concentração variou entre 2.000 e 300.000 UFC/mL. No ponto em que os efluentes dos dois FAFAs eram reunidos, a média verificada foi igual a 78.467 UFC/mL. A avaliação dos resultados mostra a presença das bactérias heterotróficas desde o tanque de bombeamento do lixiviado até a saída dos FAFAs. A avaliação dos resultados indica que, desde a geração do lixiviado, no âmbito da massa de resíduos, até a sua saída, nos filtros anaeróbios, os microrganismos responsáveis pela estabilização anaeróbia da matéria orgânica estão presentes.

A Tabela A17 apresenta os resultados dos ensaios realizados para o controle de bactérias heterotróficas no lixiviado na Fase 2 da pesquisa.

5.2.3 Banhados construídos

O desempenho dos banhados construídos merece abordagem especialmente cuidadosa. O primeiro aspecto a ser discutido é a não operação do banhado de fluxo superficial. As macrófitas nele plantadas não se desenvolveram satisfatoriamente. O projeto da unidade previu o plantio de mudas da espécie *Typha subulata*, popularmente conhecida como “tabôa”, por ser o desempenho dessa espécie já consagrado no tratamento de efluentes. Entretanto, foi introduzido na unidade o *Scirpus californicus*, vulgarmente conhecido como “junco de banhado”. A opção pelo *Scirpus californicus*, que aconteceu no momento da execução dos banhados, decorreu de dois motivos principais: essa espécie é muito comum em banhados naturais no Rio Grande do Sul, levando a crer que a sua aclimatação não seria difícil; possibilidade de comparação entre o seu desenvolvimento e o desenvolvimento da *Typha subulata*, do banhado de fluxo subsuperficial. Um mês após o plantio, já era possível verificar-se a o crescimento descompassado das plantas de cada um dos banhados. Enquanto a *Typha subulata* aclimatava-se e desenvolvia-se sem dificuldades aparentes, o *Scirpus californicus* apresentava crescimento inexpressivo. Possivelmente, a não adaptação do “junco de banhado” seja conseqüência dos seguintes fatores: a espécie de macrófita não resistiu às cargas de N-amoniacal presentes no lixiviado, fato verificado quando foram realizadas aplicações de pequenas vazões do líquido no banhado (o objetivo das iniciativas foi estimular, através da introdução de líquido rico em nutrientes, a aclimatação das plantas); a composição do substrato do banhado não foi suficiente para o estabelecimento e desenvolvimento das mudas, pois o plantio das mesmas deu-se diretamente em uma camada de 0,15 m de argila orgânica, não havendo, portanto, o leito suporte de brita para amparar fisicamente o crescimento das raízes das macrófitas.

O banhado de fluxo subsuperficial pôde ser operado. As macrófitas nele plantadas desenvolveram-se plenamente. No entanto, as vazões de lixiviado aplicadas no banhado não foram as estabelecidas no projeto, pois verificou-se que possivelmente as plantas não resistiriam às elevadas cargas de N-amoniacal. Com o objetivo de viabilizar a perfeita aclimatação da *Typhas*, iniciou-se, em fevereiro de 2007, a operação do banhado com aplicação de 18 m^3/d de lixiviado mais 18 m^3/d de água, regime operativo que se estendeu até fim do mês de junho de 2007. A partir de então, foi eliminada a introdução de água no banhado, permanecendo somente os 18 m^3/d de lixiviado afluindo à unidade. No início de setembro de 2007, aumentou-se a vazão aplicada no banhado para 50 m^3/d. Nesse estágio da operação, imaginava-se que as macrófitas resistiriam ao tratamento, pois as eficiências obtidas no banhado em termos de remoção de N-amoniacal eram elevadas, ratificando a aclimatação das *Typhas* e a adaptação das mesmas ao tratamento do líquido. A dificuldade então passou a ser o estabelecimento da vazão máxima a ser aplicada no banhado de modo a não haver grande perda de eficiência na unidade ou, ainda, morte das plantas por sobrecarga de nutrientes. Atualmente, a vazão introduzida no banhado permanece sendo aumentada de maneira gradativa com a finalidade de estabelecer-se uma relação interessante entre a vazão afluente ao banhado e a área necessária para o tratamento. O valor de 50 m^3/d representa somente 28% da vazão prevista para a unidade (50 m^3/d sobre os 177 m^3/d). Em função dessas várias interferências operativas, entende-se que a avaliação das concentrações de entrada e de saída do banhado não pode prescindir da avaliação conjunta das vazões aplicadas nas unidades.

5.2.3.1 $DBO_{5,20}$, DQO e COT

As eficiências na remoção da matéria orgânica no banhado de fluxo subsuperficial estão apresentadas na Tabela 5.6.

Tabela 5.6 – Remoção de $DBO_{5,20}$ no banhado de fluxo subsuperficial

Data	Vazão (m^3/d)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
13/03/07	18*	1.815	55	97
28/03/07	18*	2.385	35	99
02/04/07	18*	3.200	115	96
16/04/07	18*	3.960	180	95
02/05/07	18*	2.120	30	99
14/05/07	18*	3.480	100	97
04/06/07	18*	2.850	260	91
18/06/07	18*	2.435	100	96
02/07/07	18	700	10	99
16/07/07	18	2.040	40	98
01/08/07	18	1.505	75	95
13/08/07	50	3.310	1.065	68
10/09/07	50	2.140	1.570	27
17/09/07	50	3.020	2.595	14
01/10/07	50	3.430	1.700	50
15/10/07	50	2.730	485	82
05/11/07	50	1.935	165	91
19/11/07	50	3.360	190	94

* Vazão total introduzida no banhado = 18 m^3/d de lixiviado mais 18 m^3/d de água

A interpretação dos resultados apresentados na Tabela 5.6 permite as seguintes constatações: (1) enquanto a vazão de lixiviado introduzida no banhado foi igual a 18 m^3/d (com e sem diluição do lixiviado em 18 m^3/d de água), a eficiência na remoção de $DBO_{5,20}$ foi estável, apresentado valores superiores a 90%; (2) a partir do aumento da vazão aplicada de lixiviado para 50 m^3/d, houve inicialmente queda de eficiência, com posterior recuperação de desempenho positivo. Frente ao exposto, a conclusão relativa ao funcionamento do banhado de fluxo subsuperficial para remoção de $DBO_{5,20}$ é a seguinte: o banhado foi eficiente na redução das concentrações de $DBO_{5,20}$ do lixiviado, quando a vazão aplicada do líquido foi igual ou inferior a 50 m^3/d. Possivelmente, as interessantes eficiências obtidas na operação do banhado deveram-se ao largo TDH sob o qual operou a

unidade. A vazão projetada para a operação (177 m³/d) não foi, em nenhum momento, aplicada no banhado, pois provavelmente as macrófitas não resistiriam à enorme carga de nutrientes às quais seriam submetidas. Ainda, o desempenho dos filtros anaeróbios que antecediam o banhado comprometeu a avaliação dessa unidade, pois as concentrações afluentes previstas foram muito inferiores às concentrações verificadas em termos práticos. A introdução no sistema de tratamento de um processo aeróbio, a jusante dos filtros e a montante do banhado, resultaria em provável melhoria do desempenho da unidade, pois essa receberia assim um afluente mais estabilizado em termos de compostos orgânicos.

A verificação das eficiências na remoção de DQO e de COT indica que essas variáveis apresentaram comportamento análogo ao da $DBO_{5,20}$, como pode ser verificado nas Tabelas 5.7 e 5.8, que apresentam os resultados dos ensaios realizados para controle dessas duas variáveis.

Tabela 5.7 – Remoção de DQO no banhado de fluxo subsuperficial

Data	Vazão (m³/d)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
12/03/07	18*	6.165	160	97
28/03/07	18*	5.770	115	98
02/04/07	18*	6.705	370	94
16/04/07	18*	6.030	485	92
02/05/07	18*	5.730	340	94
14/05/07	18*	5.580	255	95
04/06/07	18*	5.240	315	94
18/06/07	18*	4.570	130	97
02/07/07	18	5.120	95	98
16/07/07	18	4.380	120	97
07/08/07	18	4.980	120	98
13/08/07	50	5.670	2.175	62
10/09/07	50	6.195	3.985	36
17/09/07	50	5.935	4.260	28
01/10/07	50	5.910	5.055	14
15/10/07	50	5.535	950	83
05/11/07	50	4.225	370	91
19/11/07	50	4.495	280	94

* Vazão total introduzida no banhado = 18 m³/d de lixiviado mais 18 m³/d de água

Tabela 5.8 – Remoção de COT no banhado de fluxo subsuperficial

Data	Vazão (m^3/d)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
12/03/07	18*	2.820	75	97
28/03/07	18*	2.620	810	69
02/04/07	18*	3.025	175	94
16/04/07	18*	2.820	335	88
02/05/07	18*	2.820	160	94
14/05/07	18*	2.475	115	95
04/06/07	18*	2.300	185	92
18/06/07	18*	2.080	60	97
02/07/07	18	2.185	45	98
16/07/07	18	1.975	55	97
07/08/07	18	2.190	55	97
13/08/07	50	2.495	1.025	59
10/09/07	50	2.705	1.740	36
17/09/07	50	130	98	25
01/10/07	50	2.685	2.325	13
15/10/07	50	2.360	435	82
05/11/07	50	1.805	150	92
19/11/07	50	2.150	130	94

* Vazão total introduzida no banhado = 18 m^3/d de lixiviado mais 18 m^3/d de água

5.2.3.2 N-amoniacal

A Tabela 5.9 refere-se à remoção, verificada no banhado construído, do N-amoniacal do lixiviado. A iniciativa de implementação do banhado objetivou principalmente: o consumo da amônia solúvel por parte das macrófitas; e, a transformação de parte da concentração de N-amoniacal em nitrato (nitrificação). Assim, como as concentrações afluentes ao banhado eram próximas a 2.000 mg/L, esperava-se que os valores efluentes sofressem grandes reduções. A partir da avaliação do que está exposto na Tabela 5.9, é possível afirmar-se que foi verificado o esperado. A particularidade dos dados mostrados na referida tabela reside na queda de eficiência de remoção e transformação, determinada pelo aumento da vazão introduzida no banhado. A eficiência

foi posteriormente recuperada, ratificando a capacidade da unidade de reduzir concentrações de N-amoniacal.

Tabela 5.9 – Remoção de N-amoniacal no banhado

Data	Vazão (m^3/d)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiência (%)
12/03/07	18*	1.270	2	100
28/03/07	18*	1.864	2	100
02/04/07	18*	1.753	100	94
16/04/07	18*	2.726	185	93
02/05/07	18*	2.121	185	91
14/05/07	18*	2.283	178	92
04/06/07	18*	2.439	197	92
18/06/07	18*	1.590	74	95
02/07/07	18	1.837	93	95
16/07/07	18	1.157	90	92
01/08/07	18	1.920	153	92
13/08/07	50	1.698	751	56
10/09/07	50	2.070	1.160	44
17/09/07	50	2.170	1.460	33
01/10/07	50	1.750	1.660	5
15/10/07	50	2.240	274	88
05/11/07	50	1.729	196	89
19/11/07	50	1.875	97	95

* Vazão total introduzida no banhado = 18 m^3/d de lixiviado mais 18 m^3/d de água

5.2.3.3 NTK

O desempenho do banhado na remoção de NTK é muito semelhante ao seu desempenho na remoção de N-amoniacal. Esse comportamento era esperado, pois o N-amoniacal é uma das parcelas que compõem o NTK. Promovida a redução da concentração de N-amoniacal, esperava-se que fosse proporcionalmente reduzida a concentração de NTK.

Talvez, a conclusão mais interessante a partir do controle do NTK seja a seguinte: as concentrações do NTK do lixiviado da CRR praticamente confundem-se com as

concentrações de N-amoniacal do líquido, conforme mostra a Figura 5.14. Essa conclusão ratifica que o objetivo do tratamento deve ser a remoção do N-amoniacal.

Tabela 5.10 – Remoção de NTK no banhado

Data	Vazão (m^3/d)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiência (%)
12/03/07	18*	1.716	4	100
28/03/07	18*	2.324	9	100
02/04/07	18*	1.922	110	94
16/04/07	18*	2.949	253	91
02/05/07	18*	2.315	199	91
14/05/07	18*	2.404	178	93
04/06/07	18*	2.790	228	92
18/06/07	18*	1.635	88	95
02/07/07	18	2.130	101	95
16/07/07	18	1.393	108	92
01/08/07	18	2.128	161	92
13/08/07	50	1.733	804	54
10/09/07	50	2.230	1.500	33
17/09/07	50	2.340	1.700	27
01/10/07	50	2.050	1.930	6
15/10/07	50	2.410	357	85
05/11/07	50	1.790	198	89
19/11/07	50	2.035	104	95

* Vazão total introduzida no banhado = 18 m^3/d de lixiviado mais 18 m^3/d de água

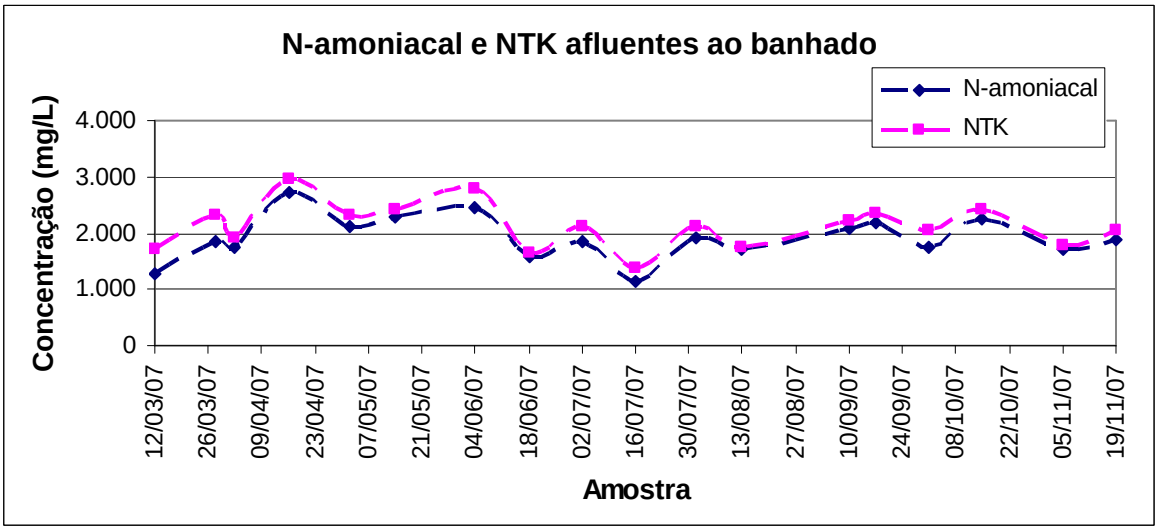


Figura 5.14 – Concentrações de N-amoniacal e de NTK no lixiviado

5.2.3.4 Nitrito

A Tabela 5.11 apresenta as concentrações de nitritos verificadas durante a pesquisa. Os nitritos são uma forma intermediária no nitrogênio no processo de nitrificação, razão pela qual, do ponto de vista da geração de nitratos, o seu controle é menos importante. Além disso, a conversão de nitritos para nitratos, em condições favoráveis de oxigenação, acontece rapidamente, fazendo com que seja muito instável a concentração de nitritos no meio líquido. De qualquer modo, esperava-se que houvesse geração de nitritos durante a passagem do lixiviado pelo banhado. O esperado foi verificado.

Tabela 5.11 – Geração de nitrito no banhado

Data	Vazão (m^3/d)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)
13/03/07	18*	0,05	0,3
28/03/07	18*	1,5	0,3
02/04/07	18*	N.D.	0,7
16/04/07	18*	1,7	0,2
02/05/07	18*	1,8	3,1
14/05/07	18*	1,8	9,1
04/06/07	18*	0,0	4,0
18/06/07	18*	0,0	1,4
02/07/07	18	N.D.	3,4
16/07/07	18	N.D.	1,7
01/08/07	18	N.D.	1,0
13/08/07	50	N.D.	N.D.
10/09/07	50	N.D.	N.D.
17/09/07	50	209,0	124,0
01/10/07	50	1,3	13,2
15/10/07	50	N.D.	10,8
05/11/07	50	N.D.	28,6
19/11/07	50	N.D.	2,3

* Vazão total introduzida no banhado = 18 m^3/d de lixiviado mais 18 m^3/d de água

5.2.3.5 Nitrato

A geração de nitratos é o último estágio da nitrificação. O nitrogênio orgânico, o nitrogênio amoniacal e o nitrito são transformados em nitrato, que será a forma mais estável do nitrogênio no meio líquido. Com base nas elevadas concentrações de N-amoniacal geradas na digestão anaeróbia dos resíduos, propôs-se o banhado construído com os seguintes objetivos: promover a nitrificação de grande parcela do nitrogênio presente no lixiviado; oferecer nitratos como fonte de nutrientes para a assimilação das macrófitas; promover a transformação de uma parcela do nitrato em nitrogênio gasoso (desnitrificação). O principal mecanismo do processo de nitrificação seria a introdução do oxigênio no meio líquido, por parte das macrófitas aquáticas. Com relação a desnitrificação, a ocorrência de regiões anóxicas no banhado estabeleceria as condições favoráveis para o processo. A interpretação dos resultados apresentados na Tabela 5.12 permite algumas conclusões: (1) nos pontos em que a concentração de nitratos afluente ao banhado é inferior à concentração efluente, é provável que tenha havido nitrificação do lixiviado; (2) nos pontos em que a concentração de nitratos afluente ao banhado é, por sua vez, superior à concentração efluente, é possível que tenha havido desnitrificação ou consumo de nitratos por parte das macrófitas.

Tabela 5.12 – Remoção ou geração de nitrato no banhado

Data	Vazão (m^3/d)	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)
13/03/07	18*	0,81	1,6
28/03/07	18*	N.D.	1,4
02/04/07	18*	11	12,2
16/04/07	18*	89	N.D.
02/05/07	18*	276	27,6
14/05/07	18*	29	33,7
04/06/07	18*	12	0,1
18/06/07	18*	7	10,4
02/07/07	18	184	33,5
16/07/07	18	N.D.	14,2
01/08/07	18	21	15,6
13/08/07	50	142	2,5
10/09/07	50	0	N.D.
17/09/07	50	N.D.	N.D.
01/10/07	50	1	0,1
15/10/07	50	0	0,0
05/11/07	50	N.D.	1,8
19/11/07	50	0	1,7

* Vazão total introduzida no banhado = 18 m^3/d de lixiviado mais 18 m^3/d de água

5.2.3.6 Registro fotográfico complementar

A Figura 5.15 apresenta algumas vistas dos banhados de fluxo superficial e de fluxo subsuperficial. Em primeiro plano, podem ser vistas as condições do banhado de fluxo superficial (que não foi operado), em agosto de 2007. Em segundo plano, é possível verificar-se a reação das macrófitas do banhado de fluxo subsuperficial às baixas temperaturas do inverno no Rio Grande do Sul. O aparente prejuízo das macrófitas refletiu-se parcialmente no desempenho do banhado de fluxo subsuperficial, pois a unidade apresentou queda de eficiências apenas quando do aumento da vazão para 50 m^3/d de

lixiviado aplicado. A Figura 5.16 mostra uma vista do aspecto das macrófitas do banhado de fluxo subsuperficial durante o mês de agosto.

Figura 5.15 – Vistas dos banhados, em agosto de 2007

Figura 5.16 – Vista das macrófitas do banhado de fluxo subsuperficial durante o inverno

As Figuras 5.17 e 5.18 apresentam algumas amostras do lixiviado da CRR coletadas em diferentes pontos do sistema de tratamento.

Figura 5.17 – Quatro amostras de lixiviado analisadas no Laboratório de Saneamento da EESC, em julho de 2007

Figura 5.18 – Amostra de lixiviado coletada na saída do banhado de fluxo subsuperficial

A Figura 5.19 apresenta a característica visual do lixiviado coletado em três pontos amostrais diferentes do banhado, em agosto de 2007. A interpretação da referida figura ratifica a capacidade de clarificação do lixiviado por parte do sistema.

(a)

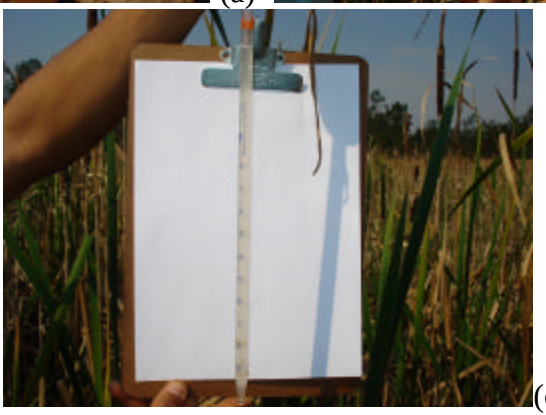
(b)

(c)

Figura 5.19 – (a) Lixiviado coletado na parte inicial do banhado; (b) Lixiviado coletado na parte central do banhado; (c) Lixiviado coletado na saída do banhado.

5.3 Investimento e custo operacional da CRR no tratamento

O sistema de tratamento de lixiviado avaliado ao longo desta pesquisa exigiu o investimento por parte da Central de Resíduos do Recreio, em valores atuais, de aproximadamente R$ 1.400.000,00. Na execução de cada um dos filtros anaeróbios foram aplicados R$ 400.000,00. Na construção dos banhados, por sua vez, foram gastos R$ 300.000,00, em cada uma das unidades.

Com relação aos filtros anaeróbios, conseqüência da sua característica de passividade energética (nenhuma demanda externa de energia, com fluxo da massa líquida sendo regulado hidraulicamente), poucas são as atividades que poderiam incrementar o custo da operação. Basicamente podem ser previstas as seguintes interferências durante o

funcionamento das unidades: lavagem do leito filtrante, a cada quatro meses (por exemplo), e desentupimento das tubulações de introdução e de retirada do lixiviado de cada um dos filtros.

Relativamente ao banhado, embora houvesse decorrido uma variação sazonal completa, não houve, até o final da pesquisa, a efetivação de corte, poda e demais providências de manutenção. Entretanto, as seguintes atividades podem ser demandadas durante a operação da unidade: varrição das bordas e reparos de maciços; regularização da brita de superfície; retirada de elementos vegetais daninhos; substituição eventual de macrófitas; manutenção de tubulações, vertedores, caixas de entrada e saída de líquido, entre outros.

Frente ao exposto e dada a simplicidade de manutenção do sistema de tratamento da CRR, é possível a estimativa de alguns valores. Prevendo-se que dois serventes, durante um ano, fiquem responsáveis pela execução das tarefas anteriormente referidas (tanto nos filtros quanto no banhado) e que cada um deles seja remunerado mensalmente com R$ 1.200,00 (incluídos encargos sociais), obter-se-ía o total de R$ 28.800,00. Assim, se a vazão média de projeto da ETL (355 m³/d ou 129.575 m³/ano) fosse a vazão efetivamente tratada, o custo/m³ de operação do tratamento de lixiviado, no horizonte de um ano, seria de aproximadamente R$ 0,22. Admitindo-se, ainda, que sejam necessárias as compras de novos materiais ou equipamentos para realização das tarefas, compra de mudas de macrófitas, interferências imprevistas, entre outros, é admissível a previsão de que o custo/m³ do tratamento de lixiviado, em um ano, não deva ultrapassar os R$ 0,50. No que diz respeito ao investimento na construção e implantação do sistema de tratamento, dividindo-se o montante de R$ 1.400.000,00 por 355 m³/d, obter-se-ía o valor aproximado de R$ 3.945,00 por m³ de lixiviado, de modo a ser atendida a capacidade de tratamento

projetada. Cumpre lembrar: as estimativas apresentadas não incluem os valores relativos à compra de área e gastos decorrentes do provimento para a estação elevatória de lixiviado.

5.4 Intervenções estruturais já em execução no sistema de tratamento

Algumas intervenções no sistema de tratamento de lixiviado vêm sendo empreendidas por parte da Central de Resíduos do Recreio. Essas iniciativas são decorrentes de duas necessidades principais: aumento da capacidade de tratamento do líquido e melhoria da qualidade do efluente final tratado. As medidas (já executadas, ainda em execução ou de execução futura) adotadas podem ser assim listadas:

(1) Aumento da capacidade de bombeamento do lixivado até a ETL, conseqüência do ingresso de mais uma bomba no sistema de adução e execução de nova linha de recalque. Medida já executada;

(2) Introdução de um “filtro biológico aerado submerso” no sistema de tratamento. A unidade será executada a jusante dos filtros anaeróbios e a montante dos banhados. O filtro foi projetado para operar sob a vazão de fim de plano de 600 m^3/d. A potência do sistema de aeração é de 100 cv e será distribuída por cinco aeradores de 20 cv cada um. A iniciativa resultará em transformação do N-amoniacal em nitratos, forma nitrogenada mais utilizável por parte das macrófitas. Além disso, a medida resultará em oxidação complementar da matéria orgânica solúvel efluente dos filtros anaeróbios e transformação do N-amoniacal em nitratos. A medida já está em execução;

(3) Introdução de mais dois banhados construídos de fluxo subsuperficial no sistema de tratamento. O objetivo é capacitar ainda mais o sistema para promover a remoção de N-amoniacal e de nitratos. Medida já executada;

(4) Introdução de mais dois filtros anaeróbios de fluxo ascendente no sistema de tratamento. O objetivo dessa iniciativa é o aumento dos TDHs das unidades, haja vista a condição de “sacrifício” sob a qual estão os filtros operando atualmente. Medida em fase de discussão.

No cenário apresentado, de reestruturação e de melhoria do sistema de tratamento do lixiviado da CRR, acontecerá a continuidade da pesquisa sobre o tema “tratamento de lixiviado de aterro sanitário”. Pretende-se que as medidas relacionadas anteriormente permitam a abordagem, em nível de doutorado, principalmente no que se refere às nitrificação/desnitrificação, com o estabelecimento de coeficientes cinéticos que conduzam a modelos matemáticos viabilizadores de dimensionamentos de unidades de tratamento de lixiviado em escala real.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A avaliação dos resultados obtidos na pesquisa permitiu as seguintes conclusões e recomendações:

(1) Filtros anaeróbios de fluxo ascendente, quando bem projetados e operados, são alternativa muito interessante para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. A eficiência obtida no tratamento na remoção de matéria orgânica pode superar facilmente 50%, em termos de $DBO_{5,20}$, DQO e COT. O principal parâmetro de projeto dos filtros deve ser o TDH, que no tratamento de lixiviado contendo $DBO_{5,20}$ variando entre 1.000 e 5.000 mgO_2/L e DQO a partir de 3.000 mgO_2/L, não deve ser inferior a 20 d. Sugere-se que o carregamento orgânico aplicado aos filtros não exceda 1,0 kgDQO/(m³.d);

(2) Não se mostrou interessante a utilização de filtros anaeróbios de fluxo ascendente de mesmo TDH em série, quando o lixiviado bruto apresentar $DBO_{5,20}$ variando entre 1.000 e 5.000 mgO_2/L e DQO a partir de 3.000 mgO_2/L. As eficiências obtidas na remoção de matéria orgânica no segundo filtro são mínimas. Por essa razão, sugere-se a operação dos filtros em paralelo;

(3) Banhados construídos de fluxo subsuperficial são interessantes instrumentos para o a remoção de N-amoniacal de lixiviado de aterro sanitário. Sugere-se que o líquido seja previamente submetido a um processo de tratamento anaeróbio seguido de um processo aeróbio (“nitrificador”). Assim, a remoção de N-amoniacal poderá alcançar 90%;

(4) O cálculo da área de banhados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário deve acontecer com base na remoção de N-amoniacal. Banhados calculados estritamente para remoção de matéria orgânica resultarão em áreas pequenas, nas quais não se dará a remoção de nitrogênio;

(5) As macrófitas aquáticas, sobretudo na sua fase de adaptação ao tratamento, não resistem às elevadas concentrações de nitrogênio usualmente verificadas no lixiviado. Por essa razão, sugere-se a diluição do lixiviado em água, quando das primeiras aplicações do líquido no banhado. A aparência “amarelada” das macrófitas utilizadas não indicou necessariamente morte das plantas, possivelmente representando apenas a reação desses organismos às baixas temperaturas e ao regime chuvoso de determinada estação do ano;

(6) A utilização de banhados de fluxo superficial exige cuidado adicional com o plantio das mudas de macrófitas. Sugere-se que, nos locais onde serão implantadas as mudas, haja colocação de quantidades suficientes de brita para amparar e suportar fisicamente o crescimento das raízes das plantas. Sem tal iniciativa, mesmo a utilização de mudas de macrófitas nativas não garante o estabelecimento pleno do banhado. Além disso, é recomendável a seleção de mudas jovens (menores), em detrimento de mudas adultas (maiores). Os indivíduos mais jovens não somente apresentarão decaimento mais tardio, como também sofrerão menor efeito do vento sobre sua superfície;

(7) O plantio e a adaptação ao tratamento são provavelmente as etapas mais importantes para o ciclo de vida das macrófitas no banhado. Somente a partir do sucesso dessas duas fases, a manutenção da unidade (corte e poda das plantas), que completa o ciclo referido, poderá ser efetivada. Nesse sentido, é recomendável a preparação e a execução de um “Plano de operação do banhado”, de modo a garantir-se o controle de cada estágio do ciclo. O documento poderá estabelecer: prazos e metas para o desenvolvimento da comunidade de macrófitas; regime de aumento gradativo de vazões; previsão de eventuais medidas corretivas nas fases de plantio e adaptação; regime de manutenção (corte, poda e possíveis replantios) dos vegetais;

(8) Os efeitos de evaporação e de evapotranspiração, no âmbito de um banhado construído, provavelmente determinam que a vazão efluente da unidade seja inferior a sua

vazão afluente. Os largos TDHs normalmente empregados no tratamento e a pequena altura da lâmina líquida são certamente os aspectos que mais favorecem a efetivação desses fenômenos. Assim, sugere-se o controle da vazão na entrada e na saída da unidade, possibilitando a avaliação ou a estimativa dos efeitos referidos.

7. SUGESTÕES

As pesquisas relativas ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário apresentam ainda muitas lacunas. Nesse cenário, para a realização de trabalhos futuros sobre o tema, é sugerida a abordagem dos seguintes tópicos:

(1) Avaliação bioquímica do processo de tratamento de lixiviado por macrófitas aquáticas: estudo da demanda e do suprimento da demanda nutricional das plantas;

(2) Avaliação da produção de biomassa (macrófitas aquáticas) em banhados construídos tratando lixiviado de aterro sanitário;

(3) Avaliação da importância do tamanho e da distribuição de tamanhos de partículas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário;

(4) Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em filtro biológico aerado submerso: contribuição para o estudo das cinéticas de nitrificação e desnitrificação.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT (1982). *NBR 7229 – Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição dos Efluentes Finais*. 37 p.

ABNT (1992). *NBR 12209 – Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário*. 12 p.

APHA, AWWA, WPFC (1999). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 20ª Ed. Washington, DC.

BASTIAN, R.K. & HAMMER, D.A. (1993). The Use of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Recycling In: MOSHIRI, A. (Ed) *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Boca Raton: Lewish Publishers. Cap.5, p. 59-68.

BELTRÃO, K.G.Q.B. (2006). *Sistema de barreira bioquímica como alternativa para o tratamento de percolado.* Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. 168 p.

BERTAZZOLI, R. & MORAES, P. B. (2006). Tratamento fotoeletroquímico de chorume. *Revista Limpeza Pública*. Nº 65. p. 28 a 31.

BIDONE, F.R.A. (2004). Projeto Executivo da Estação de Tratamento de Lixiviado do Aterro Sanitário da Central de Resíduos do Recreio. Minas do Leão/RS.

BIDONE, F.R.A. & POVINELLI, J. (1999). *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos.* São Carlos: EESC-USP. Projeto REENGE.

BOYLE, W.C. & HAM, R.K. (1974). Treatability of leachate from sanitary landfills. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46, p.860-872.

BRIX, H. (1993). Wastewater Treatment in Constructed Wetlands System: Design, Removal Processes and Treatment Performance. In: MOSHIRI, A. (Ed) *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Boca Raton**:** Lewish Publishers. Cap.2, p.9-22.

CASTRO, M. C. A. A. (2001) *Avaliação de um sistema australiano de lagoas no tratamento de líquidos percolados gerados em aterro sanitário*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 248 p.

CARDILLO, L. (2006). Os processos de tratamento de efluentes. *Revista Limpeza Pública*. Nº 62. p. 26 e 27.

CHERNICHARO, C. A. L. (1997). *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 246 p.

CHIAN, E.S.K. & DeWALLE, F.B. (1977). Sanitary landfill leachates and their treatment. *Journal of the Environmental Engineering Division*, ASCE, 102, p.411-431.

CUNHA, C.A.G. (2006). *Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas*. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 157 p.

DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT – DoE (1995). Waste Management Paper 26B. *Landfill Design, Construction and Operational Practice*. London, HMSO.

FLECK, E. (2003). *Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Hidráulica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 176 p.

GONÇALVES, M. C. (2006). Tipos de tratamento de chorume. *Revista Limpeza Pública*. Nº 62. p. 28 e 29.

JORDÃO, E. P. & PESSÔA, C. A. (2005). Tratamento de esgotos domésticos. 4ª Ed. Rio de Janeiro. 932 p.

JUCÁ, J. F. T. (2003). Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. *Anais do V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*. Porto Alegre, RS.

KADLEC, R. H; KNIGHT, R. L; VYMAZAL, J; BRIX, H; COOPER, P; HABERL, R. (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control: process, performance, design and operation - Scientific and Technical Report, London: IWA Publishing, n. 8, 156p.

LIEHR, S. K., KOZUB D. D., RASH J. K., SLOOP G. M., DOLL, B., RUBIN, A. R., HOUSE, C. H., HAWES, S., BURKS, D. (2000). Constructed Wetlands Treatment of High Nitrogen Landfill Leachate. *Water Environment Research Foundation*, Final Report.

MÁXIMO, V. A. & CASTILHOS JR, A. B. de (2007). Estudo do tratamento por coagulação-floculação de lixiviados gerados em aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis. *Anais do XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Belo Horizonte, MG.

MCARDLE, J. L.; AROZARENA, M. M.; GALLAGHER, W. E. (1988). *Treatment of Hazardous Waste Leachate*. Noyes Data Corporation. Park Ridge, New Jersey, USA.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (2005). *Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e estabelecimento das condições e padrões de lançamento de efluentes*. Resolução N° 357, de 17 de março de 2005, CONAMA, Brasília, Brasil.

METCALF & EDDY (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse.* 3ª ed (Edição Internacional). Cingapura: McGraw-Hill.

QASIM, S.R. & CHIANG, W. (1994). *Sanitary landfill leachate: Generation, Control and Treatment*. Lancaster, PA: Technomic Publishing Co., Inc.

SCHNEIDER & TSUTIYA (2001). *Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso*. 1ª Ed. São Paulo: ABES. 234 p.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE – CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (2006). *Fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul*. Resolução N° 128, de 24 de novembro de 2006, CONSEMA, Porto alegre, Rio Grande do Sul, Brasil.

SILVA, S. M. C. P.; HOSSAKA, A. L.; FERNANDES, F.; SOBRINHO, P. A. (2007) Remoção prévia de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário visando posterior tratamento biológico. *Anais do XXIV Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.* Belo Horizonte, MG.

YOUNG, J.C. (1991). Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filters. *Water Science and Technology*, 24, p.133-155.

YOUNG, J.C. & McCARTY, P.L. (1969). The anaerobic filter for waste treatment. *Journal Water Pollution Control Federation*, 41, p.160-173.

9 ANEXOS

Tabela A1 – Variáveis e metodologia analítica utilizada

Ensaios	Metodologia Analítica
$DBO_{5,20}$ (mgO_2/L)	Potenciometria com eletrodo de membrana
DQO (mgO_2/L)	Dicromatometria com refluxo aberto
COT (mgC/L)	Titulometria - permanganimetria
Sólidos totais (mg/L)	Gravimetria
Sólidos totais fixos (mg/L)	Gravimetria
Sólidos totais voláteis (mg/L)	Gravimetria
Sólidos suspensos totais (mg/L)	Gravimetria
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	Gravimetria
pH	Potenciometria direta
Temperatura (°C)	Termometria
Ácidos voláteis (mgÁc.acético/L)	Titulometria de neutralização
Alc. Total ($mgCaCO_3/L$)	Titulometria de neutralização
N-amoniacal (mgN/L)	Titulometria com destilação prévia
NTK (mgN/L)	Titulometria com destilação prévia
Nitrito ($mgNO_2^-/L$)	Espectroscopia de absorção molecular
Nitrato ($mgNO_3^-/L$)	Espectroscopia de absorção molecular
Sulfato ($mgSO_4^{2-}/L$)	Espectroscopia de absorção molecular
Sulfeto (mgH_2S/L)	Espectroscopia de absorção molecular
Fosfato total ($mgPO_4^{3-}/L$)	Espectroscopia de absorção molecular
Chumbo (mgPb/L)	Espectrofotometria de absorção atômica
Cádmio (mgCd/L)	Espectrofotometria de absorção atômica
Níquel (mgNi/L)	Espectrofotometria de absorção atômica
Mercúrio (mgHg/L)	Espectrofotometria de absorção atômica
Cromo (mgCr/L)	Espectrofotometria de absorção atômica
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	Tubos múltiplos
Bactérias heterotróficas (UFC/mL)	Contagem em placas – Pour plate

Tabela A2 – Remoção de DBO na FASE 1 da pesquisa

DATA	Afluente (mg/L)	Efluente FAFA 01 (mg/L)	Efluente FAFA 02 (mg/L)	Eficiência FAFA 01 (%)	Eficiência FAFA 02 (%)
30/08/04	3.505	1.025	1.780	71	0
08/09/04	2.680	1.200	1.990	55	0
15/09/04	3.815	1.435	1.915	62	0
21/09/04	3.065	935	2.085	69	0
27/09/04	3.330	1.610	2.155	52	0
04/10/04	3.725	840	2.670	77	0
11/10/04	3.945	1.630	1.495	59	8
18/10/04	3.700	1.480	1.380	60	7
29/10/04	3.400	700	840	79	0
08/11/04	3.350	1.365	1.300	59	5
22/11/04	2.670	1.195	1.310	55	0
29/11/04	4.075	535	800	87	0
06/12/04	4.005	1.620	1.025	60	37
13/12/04		960	1.395		0
03/01/05	3.070	1.430	955	53	33
11/01/05	2.430	1.665	1.675	31	0
17/01/05	2.960	1.540	1.780	48	0
25/01/05	2.210		1.415		
31/01/05	7.080		1.465		
14/02/05	1.910	1.375	1.125	28	18
21/02/05	2.120		1.965		
28/02/05	1.930		1.370		
07/03/05	2.710		1.155		
14/03/05	1.965		1.690		
22/03/05	2.285	1.425	1.170	38	18
28/03/05	3.570		1.625		
04/04/05	2.525		1.225		
11/04/05	1.750		1.180		
18/04/05	2.740	1.465	1.290	47	12
25/04/05	2.205		1.215		
02/05/05	3.050		915		
09/05/05	1.660		2.050		
16/05/05	3.995	1.525	1.480	62	3
23/05/05	3.235		2.555		
30/05/05	5.030		1.475		
13/06/05	6.110	1.240	1.695	80	0
27/06/05	4.920		1.810		
18/07/05	4.510	1.250	850	72	32
25/07/05	4.950		1.560		

Continua na próxima página

Continuação da Tabela A2 – Remoção de DBO na FASE 1 da pesquisa

DATA	Afluente (mg/L)	Efluente FAFA 01 (mg/L)	Efluente FAFA 02 (mg/L)	Eficiência FAFA 01 (%)	Eficiência FAFA 02 (%)
08/08/05	5.680	1.450	1.470	74	0
22/08/05	6.830		1.345		
05/09/05	6.020	3.115	1.820	48	42
26/09/05	5.010		2.845		
03/10/05	7.680	2.530	1.620	67	36
17/10/05	3.465		1.600		
31/10/05	3.295		1.660		
07/11/05	2.620	1.940	2.250	26	0
21/11/05	3.430		2.450		
05/12/05	3.005	2.750	2.070	8	25
19/12/05	3.960		1.570		
02/01/06	3.620	1.615	1.290	55	20
20/02/06	6.300	2.400	1.250	62	48
06/03/06	3.050	1.710	1.230	44	28
20/03/06	5.120		1.350		
03/04/06	5.000	1.320	1.110	74	16
20/04/06	4.840		975		
08/05/06	3.700	1.400	1.570	62	0
15/05/06	3.815		2.050		
05/06/06	4.050	2.620	1.710	35	35
19/06/06	8.520		1.580		
03/07/06	6.970	7.900	2.730		65
24/07/06	6.330		4.400		
07/08/06	5.500	2.170	865	61	60
21/08/06	4.640		830		
06/09/06	4.460	1.800	2.820	60	0
Médias	**3.955**	**1.734**	**1.620**	**57**	**15**

Tabela A3 – Remoção de DQO na FASE 1 da pesquisa

DATA	Afluente (mg/L)	Efluente FAFA 01 (mg/L)	Efluente FAFA 02 (mg/L)	Eficiência FAFA 01 (%)	Eficiência FAFA 02 (%)
30/08/04	5.920	2.440	3.450	59	0
08/09/04	4.700	2.055	3.580	56	0
15/09/04	7.400	2.300	3.200	69	0
21/09/04	6.025	1.605	2.935	73	0
27/09/04	6.310	1.905	2.980	70	0
04/10/04	8.440	1.880	3.145	78	0
11/10/04	8.680	2.370	2.480	73	0
18/10/04	7.365	2.540	2.110	66	17
29/10/04	9.765	2.350	2.065	76	12
08/11/04	10.440	2.620	2.085	75	20
22/11/04	8.405	2.085	2.195	75	0
29/11/04	7.174	2.145	2.030	70	5
06/12/04	5.855	3.195	2.170	45	32
13/12/04		2.760	2.400		13
03/01/05	4.625	2.015	2.570	56	0
11/01/05	3.960	2.960	2.680	25	9
17/01/05	4.185	2.710	2.630	35	3
25/01/05	4.860		2.830		
31/01/05	14.200		2.720		
14/02/05	4.835	3.255	2.965	33	9
21/02/05	4.065		2.395		
28/02/05	4.075		3.295		
07/03/05	4.090		3.000		
14/03/05	3.530		2.765		
22/03/05	4.190	3.130	3.235	25	0
28/03/05	4.405		3.085		
04/04/05	3.990		2.885		
11/04/05	3.920		2.570		
18/04/05	3.710	2.580	2.670	30	0
25/04/05	5.045		2.520		
02/05/05	4.650		2.555		
09/05/05	3.025		3.070		
16/05/05	6.435	3.155	2.875	51	9
23/05/05	7.765		3.490		
30/05/05	9.270		3.795		
13/06/05	9.000	3.120	3.595	65	0
27/06/05	8.305		2.150		
18/07/05	8.300	3.615	2.980	56	18
25/07/05	7.525		3.450		

Continua na próxima página

Continuação da Tabela A3 – Remoção de DQO na FASE 1 da pesquisa

DATA	Afluente (mg/L)	Efluente FAFA 01 (mg/L)	Efluente FAFA 02 (mg/L)	Eficiência FAFA 01 (%)	Eficiência FAFA 02 (%)
08/08/05	8.695	3.790	3.295	56	13
22/08/05	8.555		3.685		
05/09/05	9.895	4.665	4.310	53	8
26/09/05	8.710		4.960		
03/10/05	8.165	4.160	4.350	49	0
17/10/05	6.190		3.100		
31/10/05	7.210		3.190		
07/11/05	6.005	4.015	3.125	33	22
21/11/05	7.385		3.965		
05/12/05	6.965	5.025	3.875	28	23
19/12/05	8.045		4.260		
02/01/06	17.500	4.515	5.080	74	
20/02/06	15.745	6.105	3.130	61	49
06/03/06	6.115	4.320	3.850	29	11
20/03/06	15.715		3.630		
03/04/06	8.330	5.365	4.280	36	20
20/04/06	9.030		4.650		
08/05/06	8.745	5.125	5.045	41	2
15/05/06	8.365		5.595		
05/06/06	8.270	5.335	3.590	35	33
19/06/06	20.070		4.325		
03/07/06	12.435	14.130	5.140	0	64
24/07/06	13.080		10.695		
07/08/06	11.760	8.330	5.640	29	32
21/08/06	9.020		4.810		
06/09/06	10.115	5.000	6.925	51	0
Médias	**7.790**	**3.748**	**3.509**	**51**	**12**

Tabela A4 – Remoção de COT na FASE 1 da pesquisa

DATA	Afluente (mg/L)	Efluente FAFA 01 (mg/L)	Efluente FAFA 02 (mg/L)	Eficiência FAFA 01 (%)	Eficiência FAFA 02 (%)
30/08/04	2.520	1.060	1.480	58	0
08/09/04	1.925	815	1.450	58	0
15/09/04	3.110	965	1.345	69	0
21/09/04	2.350	675	1.235	71	0
27/09/04	3.295	785	1.235	76	0
04/10/04	3.545	690	1.320	81	0
11/10/04	3.645	980	1.030	73	0
18/10/04	3.075	1.145	870	63	24
29/10/04	4.070	970	850	76	12
08/11/04	4.385	1.100	875	75	20
22/11/04	3.580	905	940	75	0
29/11/04	3.030	915	870	70	5
06/12/04	2.585	1.385	925	46	33
13/12/04		1.260	1.100		13
03/01/05	2.225	1.050	1.300	53	0
11/01/05	1.495	1.495	1.370	0	8
17/01/05	1.955	1.210	1.255	38	0
25/01/05	2.205		1.290		
31/01/05	6.130		1.225		
14/02/05		1.530			
21/02/05	2.115		1.415		
28/02/05	1.420		1.455		
07/03/05	1.820		1.360		
14/03/05	1.605		1.280		
22/03/05		1.385			
28/03/05	1.885		1.330		
04/04/05	1.720		1.145		
11/04/05	1.660		1.100		
18/04/05	1.630	1.160	1.200	29	0
25/04/05	2.180		1.125		
02/05/05	2.035		1.155		
09/05/05	1.310		1.330		
16/05/05		1.390			
23/05/05	3.300		1.515		
30/05/05	3.975		1.675		
13/06/05		1.395			
27/06/05	3.565		945		
18/07/05		1.580			
25/07/05	3.275		1.505		

Continua na próxima página

Continuação da Tabela A4 – Remoção de COT na FASE 1 da pesquisa

DATA	Afluente (mg/L)	Efluente FAFA 01 (mg/L)	Efluente FAFA 02 (mg/L)	Eficiência FAFA 01 (%)	Eficiência FAFA 02 (%)
08/08/05		1.640			
22/08/05	3.570		1.540		
05/09/05		2.025			
26/09/05	3.760		2.135		
03/10/05	3.470	1.770	1.850	49	0
17/10/05	2.685		1.345		
31/10/05	3.060		1.355		
07/11/05		1.755			
21/11/05	31.301		1.680		
05/12/05	3.150	2.225	1.740	29	22
19/12/05	3.575		1.885		
02/01/06	7.470	1.925	2.165	74	0
20/02/06	810	2.800	1.550	0	45
06/03/06	2.670	1.915	1.715	28	10
20/03/06	6.935		1.575		
03/04/06	3.480	2.525	1.935	27	23
20/04/06	4.035		2.195		
08/05/06	3.660	2.145	2.105	41	2
15/05/06	3.700		2.535		
05/06/06	3.535	2.305	1.520	35	34
19/06/06	9.425		1.915		
03/07/06	5.240	6.025	2.175	0	64
24/07/06	5.500		4.500		
07/08/06	4.805	3.365	2.235	30	34
21/08/06	3.885		2.115		
06/09/06	4.365	2.185	2.995	50	0
Médias	**3.798**	**1.634**	**1.548**	**49**	**12**

Tabela A5 – pH na FASE 1 da pesquisa

DATA	Leitura (mg/L)	DATA	Leitura (mg/L)
17/01/05	8,5	26/09/05	8,2
14/02/05	8,2	03/10/05	8,3
21/02/05	8,2	17/10/05	8,1
28/02/05	8,4	31/10/05	8,1
07/03/05	8,2	07/11/05	8,2
14/03/05	8,3	21/11/05	8,1
22/03/05	8.2	05/12/05	8,2
28/03/05	8,2	19/12/05	8,1
04/04/05	8,2	02/01/06	8,2
11/04/05	8,1	20/02/06	8,1
18/04/05	8,2	06/03/06	8,2
25/04/05	8,1	20/03/06	8,2
02/05/05	8,2	03/04/06	8,3
09/05/05	8,1	20/04/06	8,4
16/05/05	7,8	08/05/06	8,0
23/05/05	7,7	15/05/06	8,2
30/05/05	8,0	05/06/06	7,8
13/06/05	8,1	19/06/06	7,8
27/06/05	8,0	03/07/06	8,6
18/07/05	8,2	24/07/06	8,0
25/07/05	8,2	07/08/06	8,4
08/08/05	8,2	21/08/06	8,2
22/08/05	8,7	06/09/06	8,1
05/09/05	8,0	**Média**	**8,0**

Tabela A6 – Nitrogênio amoniacal na FASE 1 da pesquisa

DATA	Leitura (mg/L)	DATA	Leitura (mg/L)
30/08/04	1.010	23/05/205	1.106
08/09/04	700	30/05/205	980
15/09/04	809	13/06/205	1.498
21/09/04	661	27/06/205	1.313
27/09/04	696	18/07/05	1.705
04/10/04	1.130	25/07/05	1.687
11/10/04	1.360	08/08/05	1.674
18/10/04	860	22/08/05	1.212
29/10/04	1.165	05/09/05	1.404
08/11/04	1.240	26/09/05	1.862
22/11/04	1.400	03/10/05	1.922
29/11/04	1.115	17/10/05	1.412
06/12/04	1.152	31/10/05	1.817
03/01/05	1.244	07/11/05	1.694
11/01/05	1.066	21/11/05	1.557
17/01/05	1.242	05/12/05	1.666
25/01/05	1.310	19/12/05	1.820
31/01/05	1.670	02/01/06	1.449
14/02/05	1.491	20/02/06	1.388
21/02/05	1.603	06/03/06	1.757
28/02/05	1.380	20/03/06	2.040
07/03/05	1.536	03/04/06	2.263
14/03/05	1.140	08/05/06	1.175
22/03/05	1.347	15/05/06	1.930
28/03/05	1.634	05/06/06	1.515
04/04/05	1.334	19/06/06	1.904
11/04/05	1.538	03/07/06	2.025
18/04/05	1.282	24/07/06	2.470
25/04/05	1.523	07/08/06	1.471
02/05/05	1.515	21/08/06	1.950
09/05/05	773	06/09/06	2293,0
16/05/05	780	**Média**	**1.439**

Tabela A7 – Sólidos totais na FASE 1 da pesquisa

DATA	Leitura (mg/L)
02/01/06	15.284
20/02/06	16.959
06/03/06	15.022
20/03/06	16.466
03/04/06	17.440
20/04/06	17.244
08/05/06	17.015
15/05/06	17.038
05/06/06	14.377
19/06/06	18.131
03/07/06	18.503
24/07/06	18.438
07/08/06	17.542
21/08/06	16.135
Média	**16.828**

Tabela A8 - Remoção de DBO no FAFA 01 na Fase 2 da pesquisa

Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
22/02/07	3.175		
12/03/07	5.420		
28/03/07	4.575	1.895	59
02/04/07	5.260	4.680	11
16/04/07	2.280	3.680	0
02/05/07	2.040	1.540	25
14/05/07	3.420	2.880	16
04/06/07	5.355	2.310	57
18/06/07	2.135	2.740	0
02/07/07	3.200	3.100	3
16/07/07	2.360	2.080	12
07/08/07	1.830	1.520	17
13/08/07	3.900	3.320	15
10/09/07	3.960	3.740	6
17/09/07	3.175	3.060	4
01/10/07	3.190	2.910	9
15/10/07	3.040	3.860	0
05/11/07	3.140	2.720	13
19/11/07	3.090	2.870	7
Médias	**3.397**	**2.877**	**15**

Tabela A9 - Remoção de DBO no FAFA 02 na Fase 2 da pesquisa

Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
22/02/07	3.175	1.495	53
12/03/07	5.420		
28/03/07	4.575	1.540	66
02/04/07	5.260	3.160	40
16/04/07	2.280	1.910	16
02/05/07	2.040	960	53
14/05/07	3.420	3.200	6
04/06/07	5.355	3.300	38
18/06/07	2.135	2.960	0
02/07/07	3.200	3.000	6
16/07/07	2.360	3.200	0
07/08/07	1.830	1.085	41
13/08/07	3.900	3.420	12
10/09/07	3.960	2.425	39
17/09/07	3.175	2.020	36
01/10/07	3.190	2.960	7
15/10/07	3.040	3.130	0
05/11/07	3.140	2.460	22
19/11/07	3.090	3.010	3
Médias	**3.397**	**2.513**	**24**

Tabela A10 - Remoção de DQO no FAFA 01 na Fase 2 da pesquisa

Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
22/02/07	6.725		
12/03/07	10.740		
28/03/07	9.035	6.125	32
02/04/07	9.050	6.720	26
16/04/07	6.790	5.590	18
02/05/07	6.710	6.330	6
14/05/07	6.047	5.735	5
04/06/07	6.430	5.555	14
18/06/07	5.040	4.880	3
02/07/07	5.720	4.880	15
16/07/07	5.840	4.340	26
07/08/07	6.430	4.930	23
13/08/07	7.455	5.440	27
10/09/07	7.995	6.430	20
17/09/07	8.220	5.935	28
01/10/07	7.465	6.065	19
15/10/07	6.005	6.480	0
05/11/07	5.580	5.000	10
19/11/07	5.660	4.650	18
Médias	**6.997**	**5.593**	**17**

Tabela A11 - Remoção de DQO no FAFA 02 na Fase 2 da pesquisa

Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
22/02/07	6.725	5.760	14
12/03/07	10.740		
28/03/07	9.035	5.770	36
02/04/07	9.050	6.350	30
16/04/07	6.790	3.970	42
02/05/07	6.710	5.710	15
14/05/07	6.047	5.115	15
04/06/07	6.430	5.080	21
18/06/07	5.040	4.645	8
02/07/07	5.720	4.640	19
16/07/07	5.840	4.615	21
07/08/07	6.430	4.895	24
13/08/07	7.455	5.630	24
10/09/07	7.995	5.255	34
17/09/07	8.220	4.945	40
01/10/07	7.465	5.365	28
15/10/07	6.005	4.900	18
05/11/07	5.580	4.515	19
19/11/07	5.660	4.265	25
Médias	**6.997**	**5.079**	**24**

Tabela A12 - Remoção de COT no FAFA 01 na Fase 2 da pesquisa

Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
22/02/07	2.955		
12/03/07	4.705		
28/03/07	3.980	2.755	31
02/04/07	4.165	3.025	27
16/04/07	3.090	2.620	15
02/05/07	3.295	3.025	8
14/05/07	2.670	2.280	15
04/06/07	2.800	2.440	13
18/06/07	2.150	2.080	3
02/07/07	2.520	2.085	17
16/07/07	2.570	1.940	25
07/08/07	2.730	2.100	23
13/08/07	3.425	2.395	30
10/09/07	3.525	2.870	19
17/09/07	1.800	1.320	27
01/10/07	3.340	2.750	18
15/10/07	2.555	2.755	0
05/11/07	2.375	2.000	16
19/11/07	2.635	2.215	16
Médias	**3.015**	**2.391**	**18**

Tabela A13 - Remoção de COT no FAFA 02 na Fase 2 da pesquisa

Data	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Ef. (%)
22/02/07	2.955	2.555	14
12/03/07	4.705		
28/03/07	3.980	2.620	34
02/04/07	4.165	2.890	31
16/04/07	3.090	1.950	37
02/05/07	3.295	2.775	16
14/05/07	2.670	2.015	25
04/06/07	2.800	2.240	20
18/06/07	2.150	1.985	8
02/07/07	2.520	1.980	21
16/07/07	2.570	2.070	19
07/08/07	2.730	2.085	24
13/08/07	3.425	2.430	29
10/09/07	3.525	2.375	33
17/09/07	1.800	1.120	38
01/10/07	3.340	2.455	26
15/10/07	2.555	2.095	18
05/11/07	2.375	1.795	24
19/11/07	2.635	2.050	22
Médias	**3.015**	**2.194**	**24**

Tabela A14 - Concentração de N-amoniacal nos FAFAs na Fase 2 da pesquisa

Data	Bruto	Saída do FAFA 01 (mg/L)	Saída do FAFA 02 (mg/L)
22/02/07	2.220		1.840
12/03/07	2.055	1.270	1.270
28/03/07	1.675	1.695	1.325
02/04/07	2.210	1.945	1.580
16/04/07	2.050	1.920	1.690
02/05/07	2.380	2.225	1.870
14/05/07	2.620	2.470	1.935
04/06/07	1.230	2.060	1.675
18/06/07	1.610	1.545	1.670
02/07/07	2.035	1.885	1.735
16/07/07	1.735	1.560	1.775
01/08/07	2.200	2.035	2.000
13/08/07	1.920	1.775	1.845
10/09/07	1.750	2.000	1.870
17/09/07	2.200	2.300	2.305
01/10/07	1.980	1.760	1.790
15/10/07	2.180	2.270	2.200
05/11/07	1.970	1.580	1.690
19/11/07	1.730	1.955	1.770
Médias	**1.987**	**1.903**	**1.781**

Tabela A15 - Ácidos voláteis nos FAFAs na Fase 2 da pesquisa

Data	Bruto	Saída do FAFA 01 (mg/L)	Saída do FAFA 02 (mg/L)
12/03/07			
28/03/07	2.795	1.290	1.126
02/04/07	2.669	1.644	1.809
16/04/07	1.202	784	481
02/05/07	1.012	759	569
14/05/07	1.011	759	506
04/06/07	1.075	696	575
18/06/07	885	759	696
02/07/07	853	569	600
16/07/07	1.137	916	853
01/08/07	1.611	1.232	1.042
13/08/07	2.275	1.295	1.327
10/09/07	1.769	1.011	567
17/09/07	505	758	885
01/10/07	884	884	758
15/10/07	554	499	444
05/11/07	2.772	610	499
19/11/07	776	665	832
Médias	**1.399**	**890**	**798**

Tabela A16 - Alcalinidade total nos FAFAs na Fase 2 da pesquisa

Data	Bruto	Saída do FAFA 01 (mg/L)	Saída do FAFA 02 (mg/L)
12/03/07	9.310	10.470	10.660
28/03/07	10.103	10.584	7.812
02/04/07	11.939	11.362	7.176
16/04/07	12.589	12.012	10.417
02/05/07	11.676	11.340	10.330
14/05/07	10.186	10.811	9.369
04/06/07	12.253	11.772	10.235
18/06/07	9.322	8.745	9.129
02/07/07	12.617	12.726	12.726
16/07/07	9.575	9.757	10.878
01/08/07	11.696	11.514	10.605
13/08/07	11.575	9.454	10.514
10/09/07	11.652	10.358	10.063
17/09/07	11.005	11.358	11.240
01/10/07	9.298	9.946	9.534
15/10/07	9.593	11.535	10.122
05/11/07	10.924	10.196	10.196
19/11/07	9.759	10.730	8.545
Médias	**10.837**	**10.815**	**9.975**

Tabela A17 – Bactérias heterotróficas nos FAFAs na Fase 2 da pesquisa

Data	Bruto (UFC/mL)	Saída dos FAFAs (UFC/mL)
12/03/07	100.000	30.000
02/04/07	2.000	80.000
02/05/07	34.000	35.000
04/06/07	34.000	19.000
02/07/07	65.000	25.200
01/08/07	160.000	200.000
10/09/07	39.900	29.000
01/10/07	300.000	260.000
05/11/07	30.000	28.000

Tabela A18 - Série de sólidos na Fase 2 da pesquisa

Data	ST*	STF*	STV*	SST*	SDT*
22/02/07	17.398	12.310	5.088	605	
12/03/07	17.840				
28/03/07	17.852	11.940	5.912	620	17.232
02/04/07	18.164	12.468	5.696	775	17.389
16/04/07	17.162	12.528	4.634	376	16.786
02/05/07	16.396	11.904	4.492	330	16.066
14/05/07	16.538	12.066	4.472	320	16.218
04/06/07	16.476	13.328	3.148	397	16.079
18/06/07	12.652	8.714	3.938	392	12.260
02/07/07	14.608	11.178	3.430	400	14.208
16/07/07	13.885	9.996	3.889	185	13.700
01/08/07	15.450	11.136	4.314	720	14.730
13/08/07	15.068	10.680	4.388	480	14.588
10/09/07	16.974	11.614	5.360	470	16.504
17/09/07	17.866	12.390	5.476	750	17.116
01/10/07	15.946		5.676	420	15.526
15/10/07	16.340	10.784	5.556	615	15.725
05/11/07	13.924	9.800	4.124	140	13.784
19/11/07	13.220	9.165	4.055	380	12.840
Médias	**15.987**	**11.294**	**4.647**	**465**	**15.338**

*mg/L

Tabela A19 - pH na Fase 2 da pesquisa

Data	Leitura
22/02/07	8,2
12/03/07	8,2
28/03/07	8,3
02/04/07	8,3
16/04/07	8,4
02/05/07	8,4
14/05/07	8,5
04/06/07	8,4
18/06/07	8,3
02/07/07	8,5
16/07/07	8,3
01/08/07	8,1
13/08/07	8,0
10/09/07	8,1
17/09/07	8,2
01/10/07	7,9
15/10/07	8,2
05/11/07	8,4
19/11/07	8,2
Média	**8,3**

Tabela A20 – Temperatura do ar na Fase 2 da pesquisa

Data	Temperatura (^oC)
28/03/07	28,0
02/04/07	28,0
16/04/07	30,0
02/05/07	19,0
14/05/07	19,0
04/06/07	15,0
18/06/07	16,0
02/07/07	17,0
16/07/07	12,0
01/08/07	17,0
13/08/07	16,0
10/09/07	26,0
01/10/07	24,0
15/10/07	18,0
05/11/07	17,3
19/11/07	21,0
Médias	**20,2**

Tabela A21 – Fosfato total na Fase 2 da pesquisa

Data	Fosfato (mg/L)
22/02/07	47,1
12/03/07	77,1
28/03/07	64,8
02/04/07	50,5
16/04/07	59,8
02/05/07	62,0
14/05/07	33,2
04/06/07	57,1
18/06/07	65,3
02/07/07	8,6
16/07/07	47,6
01/08/07	41,7
13/08/07	58,0
10/09/07	70,7
17/09/07	47,7
01/10/07	46,6
15/10/07	246,0
05/11/07	63,9
19/11/07	54,0
Média	**63,2**

Tabela A22 – Sulfato na Fase 2 da pesquisa

Data	Sulfato (mg/L)
12/03/07	49,4
02/04/07	46,4
02/05/07	191,0
04/06/07	361,0
02/07/07	33,5
01/08/07	77,6
01/10/07	21,9

Tabela A23 – Metais pesados na Fase 2 da pesquisa

Data	Chumbo*	Cromo Total*	Cádmio*	Mercúrio*	Níquel*
12/03/07	N.D.	0,683	N.D.	N.D.	0,3090
02/04/07	0,028	0,706	N.D.	0,0009	0,3280
02/05/07	0,010	0,621	N.D.	0,0009	0,3000
04/06/07	0,025	0,579	N.D.	0,0012	0,2890
02/07/07	0,020	0,569	0,00	0,0012	0,2650
01/08/07	N.D.	0,559	0,00	0,0017	0,3070
10/09/07	N.D.	0,521	N.D.	0,0006	0,1630
01/10/07	0,029	0,410	0,0041	0,0011	0,2060
05/11/07	0,030	0,442	0,0021	0,0009	0,2140

* mg/L

Tabela A24 – Coliformes fecais na Fase 2 da pesquisa

Data	Coliformes fecais (NMP/100 mL)
12/03/07	2
02/04/07	224
02/05/07	170
04/06/07	200
02/07/07	126
01/08/07	8.660
10/09/07	60
01/10/07	910
05/11/07	976

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo