

Trabalho Final de Mestrado em Engenharia Ambiental
Modalidade: Dissertação

**USO DE WETLAND SUB-SUPERFICIAL NO TRATAMENTO DE
EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE CHORUME
POR LODOS ATIVADOS**

Autora: Camille Ferreira Mannarino
Orientador: João Alberto Ferreira
Co-orientadora: Juacyara Carbonelli Campos

Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia
Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente

Outubro de 2003

**USO DE *WETLAND* SUB-SUPERFICIAL NO TRATAMENTO DE
EFLUENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE CHORUME POR
LODOS ATIVADOS**

Camille Ferreira Mannarino

Trabalho Final submetido ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada por:

Prof. João Alberto Ferreira, D.Sc.
PEAMB/UERJ

Prof^a. Juacyara Carbonelli Campos, D.Sc.
PEAMB/UERJ

Prof^a. Elisabeth Ritter, D.Sc.
PEAMB/UERJ

Prof. Geraldo Lippel Sant'Anna Jr., Dr. Ing.
COPPE/UFRJ

Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Outubro de 2003

MANNARINO, CAMILLE FERREIRA

Uso de *Wetland* Sub-Superficial no Tratamento de Efluente de Estação de Tratamento de Chorume Por Lodos Ativados [Rio de Janeiro] 2003.

xiv, 91 p. 29,7 cm (FEN/UERJ, Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental - Área de Concentração: Saneamento Ambiental - Controle da Poluição Urbana e Industrial, 2003.)

Dissertação - Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

1. *Wetlands* Construídos
 2. Tratamento de Chorume
 3. Evapotranspiração
 4. Aterro Metropolitano de Gramacho
- I. FEN/UERJ II. Título (série)

Resumo do Trabalho Final apresentado ao PEAMB/UERJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Uso de *Wetland* Sub-Superficial no Tratamento de Efluente de Estação de Tratamento de Chorume Por Lodos Ativados

Camille Ferreira Mannarino

Outubro de 2003

Orientador: João Alberto Ferreira

Co-orientadora: Juacyara Carbonelli Campos

Área de Concentração: Saneamento Ambiental - Controle da Poluição Urbana e Industrial

A destinação final de lixo ainda é um dos principais problemas do saneamento ambiental no Brasil. Mais de 70% de todos os resíduos sólidos urbanos produzidos têm vazadouros a céu aberto como destino. O controle da poluição causada por esses depósitos inadequados passa sobretudo pelo tratamento do chorume, líquido percolado através da massa de lixo. *Wetlands* construídos têm se mostrado como alternativas eficientes na remoção de poluentes de chorumes, com baixos custos de implantação e operação. O tratamento constitui-se de leitos de plantas aquáticas, onde ocorrem simultaneamente processos físicos, químicos e biológicos. O presente trabalho analisa o uso de *wetland* sub-superficial no tratamento do chorume efluente do processo de tratamento por lodos ativados no Aterro Metropolitano de Gramacho. O aterro de Gramacho recebe aproximadamente 8000 toneladas de resíduos urbanos por dia, de toda a região metropolitana do Rio de Janeiro. São apresentados os resultados do monitoramento do efluente do *wetland* num período de seis meses de observação, no sentido de adequá-lo aos padrões de lançamento de efluentes exigidos pelo órgão ambiental e de promover uma comparação com os valores obtidos pelo tratamento terciário em operação, que utiliza sistemas de nanofiltração.

Palavras-Chave: *Wetlands* Construídos, Tratamento de Chorume, Evapotranspiração, Aterro Metropolitano de Gramacho.

Abstract of Final Work presented to PEAMB/UERJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Environmental Engineering.

Use of Subsurface Wetland on Treating Effluent of Activated Sludge Leachate Treatment

Camille Ferreira Mannarino

October 2003

Advisors: João Alberto Ferreira

Juacyara Carbonelli Campos

Area: Environmental Sanitation - Urban and Industrial Pollution Control

The waste disposal is still one of the biggest problems on the environmental sanitation in Brazil. More than 70% of all the municipal solid waste produced has open dumps like destiny. The pollution control of open dumps is directly related to leachate treatment. Constructed wetlands seem to be efficient alternatives on removing leachate pollutants with low implementation and operational costs. The treatment is constituted by aquatic plant beds where physical, chemical and biological processes occur simultaneously. The present study investigated the use of subsurface wetland to treat the effluent of activated sludge leachate treatment plant in Gramachos' Metropolitan Landfill. Gramachos' landfill receives about 8,000 tons of municipal waste per day from all the Rio de Janeiro metropolitan area. The results of monitoring the wetland effluent, in a six months observation period, are presented here in order to fit it to the wastewater discharge requirements of the environmental agency and to draw a comparison with the values obtained by the current tertiary treatment, which uses nanofiltration systems.

Key words: Constructed Wetlands, Leachate Treatment, Evapotranspiration, Gramachos' Metropolitan Landfill.

DEDICATÓRIA

**Aos meus pais, que sempre
acreditaram que eu era capaz.**

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. João Alberto Ferreira, em quem realmente encontrei um Orientador, desde o segundo período da minha graduação em Engenharia Civil. Obrigada por todas as aulas ministradas, desde as de Introdução à Engenharia Ambiental, pela ajuda nos trabalhos de pesquisa, pelo incentivo na escolha da ênfase de Sanitária, pelo convite para participar do grupo de pesquisa SISTRACHO, que me abriu as portas e me despertou a vocação pelo “lixo”, por me guiar no projeto final de graduação, pela insistência para que tomasse a decisão de fazer o mestrado. Obrigada por todos os conselhos, pelas broncas, pela paciência, pelas oportunidades e, principalmente, por todo o imensurável conhecimento transmitido.

À Profa. Dra. Juacyara Carbonelli Campos, pela grande atenção dispensada a esse trabalho, por todos os ensinamentos, também desde a graduação, pelo indispensável respaldo na área de química. Obrigada ainda por acreditar em mim e pela amizade desenvolvida nesses anos de convívio.

A toda a equipe do Grupo Integrado de Pesquisa Educação, Meio Ambiente e Região do Médio Paraíba, da Faculdade de Educação da UERJ, sobretudo aos Mestres Maria Julieta Costa Calazans, Victor Novicki, Maria do Carmo Moreira Martins Maccariello e Elza Maria Neffa Vieira de Castro, que me ensinaram a arte de fazer pesquisa, essencial na minha formação e na conclusão desse mestrado. Foi aí que tudo começou.

Aos amados Profs. Edith Ione dos Santos Frigotto e Gaudêncio Frigotto, a quem busquei sempre seguir o exemplo.

À COMLURB, especialmente à direção do Aterro Metropolitano de Gramacho, por ter permitido a realização dos experimentos de campo e pelos dados fornecidos e a todos os seus funcionários que deram apoio fundamental no desenvolvimento diário do trabalho.

À empresa TECMA, por ter se prontificado a realizar análises laboratoriais necessárias ao estudo e pela confiança ao fornecer dados e informações.

À chefe do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental da Faculdade de Engenharia da UERJ, Elisabeth Ritter, e aos técnicos Ubiratan Amorim da Silva, João Antonio da Costa Pires, Rita de Cássia Pinheiro Fernandes e Grazieli Simões, por terem recebido todas as amostras coletadas e também realizado análises laboratoriais dessas.

A minha família e aos amigos, que me deram força para fazer concessões em favor da realização do mestrado e que entenderam meus períodos de ausência e ansiedade.

SUMÁRIO

RESUMO	iii
ABSTRACT	iv
LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE QUADROS.....	xi
LISTA DE TABELAS.....	xii
LISTA DE ABREVIATURAS e SÍMBOLOS	xiii
1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS.....	1
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 - Impactos Ambientais Decorrentes da Disposição Inadequada de Resíduos Sólidos Urbanos.....	4
2.2 - Chorume	9
2.3 - O Aterro Metropolitano de Gramacho	12
2.4 - Caracterização do Chorume Gerado no Aterro de Gramacho.....	16
2.5 – Legislação	18
2.6 – <i>Wetlands</i>	19
2.6.1 – Características Gerais	19
2.6.2 - Vegetação	21
2.6.3 – Tipos de Operação	22
2.6.4 – Mecanismos Atuantes.....	23
2.6.5 – <i>Wetlands</i> Aplicados ao Tratamento de Chorume	25
3 - METODOLOGIA DE TRABALHO.....	28
3.1 - Detalhamento da Construção dos <i>Wetlands</i>	29
3.1.1 - Implantação dos <i>Wetlands</i>	29
3.1.2 - Sistema de Captação, Transporte, Controle das Vazões e Distribuição do Chorume	35
3.1.3 - Definição das Vazões de Operação e Tempo de Residência	40
3.2 - Metodologia Analítica.....	42
4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
4.1 – Resultados de Balanço Hídrico	43
4.2 – Remoção de Poluentes em Termos de Concentração.....	47
4.3 – Remoção de Poluentes em Termos de Carga Poluidora.....	55
5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	61
6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64

ANEXO 1 - DADOS DE VAZÃO DOS <i>WETLANDS</i>.....	70
ANEXO 2 - DADOS DE PLUVIOMETRIA DO ATERRO METROPOLITANO DE GRAMACHO.....	77
ANEXO 3 - RESULTADOS DAS ANÁLISES LABORATORIAIS DAS AMOSTRAS DO PERCOLADO.....	81
ANEXO 4 - CÁLCULO DA ÁREA NECESSÁRIA PARA UM <i>WETLAND</i> CAPAZ DE TRATAR TODO O CHORUME ENCAMINHADO À UNIDADE TERCIÁRIA DE TRATAMENTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE CHORUME.....	88

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Tratamento primário do chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho.....	14
Figura 2.2 – Tratamento secundário do chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho	15
Figura 2.3 – Tratamento terciário do chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho	15
Figura 2.4 - Esquema geral de um sistema de <i>wetland</i> com plantas emergentes.....	21
Figura 2.5 - Transformações que ocorrem com o nitrogênio em sistemas naturais	24
Figura 3.1 – Tanque com geomembrana de PEAD e argila	30
Figura 3.2 – Rachão espalhado no fundo do tanque.....	30
Figura 3.3 – Enchimento e cubagem de um <i>wetland</i>	31
Figura 3.4 – <i>Wetland</i> plantado com gramínea - agosto de 2002	32
Figura 3.5 – <i>Wetland</i> plantado com gramínea - julho de 2003	32
Figura 3.6 – <i>Wetland</i> plantado com taboa – março de 2003	33
Figura 3.7 – <i>Wetland</i> plantado com taboa – julho de 2003	33
Figura 3.8 – Ilhota de gramínea na margem da lagoa de estabilização	34
Figura 3.9 – Localização da área de coleta da taboa (a seta indica o local de coleta).....	34
Figura 3.10 – Derivação na tubulação após a bomba do filtro de areia	35
Figura 3.11 – Caixas de acumulação de chorume	36
Figura 3.12 – Caixa de passagem para controle da vazão de alimentação de um <i>wetland</i> , precedida de registro de esfera em PVC.....	37
Figura 3.13 – Caixa de passagem para controle da vazão de alimentação de um <i>wetland</i> , precedida de registro de gaveta em metal.....	37
Figura 3.14 – Saídas de uma caixa de passagem em direção ao <i>wetland</i> e ao talude	38
Figura 3.15 – Aferição de vazão utilizando bombona.....	39
Figura 3.16 – Barra aspergidora	40
Figura 4.1 - Valores médios diários das vazões de entrada nos <i>wetlands</i> plantados com gramínea e com taboa	44
Figuras 4.2 – Percentuais de evapotranspiração no <i>wetland</i> com gramínea	46
Figura 4.3 – Variação do pH ao longo do tempo de observação.....	48
Figura 4.4 – Variação de cloretos ao longo do tempo de observação	49
Figura 4.5 – Variação da DQO ao longo do tempo de observação	50
Figura 4.6 – Variação da DBO ao longo do tempo de observação	51
Figura 4.7 – Variação dos sólidos suspensos totais ao longo do tempo de observação	52
Figura 4.8 – Variação do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo de observação.....	53
Figura 4.9 – Implantação da área de irrigação.....	59

Figura 4.10 – Área de irrigação plantada com mamona.....	60
Figura 4.11 – Saída do <i>wetland</i> plantado com gramínea e entrada da área de irrigação.....	60
Figura A1 – Dados de pluviometria do aterro de Gramacho – janeiro 2003.....	78
Figura A2 – Dados de pluviometria do aterro de Gramacho – fevereiro 2003	78
Figura A3 – Dados de pluviometria do aterro de Gramacho – março 2003.....	79
Figura A4 – Dados de pluviometria do aterro de Gramacho – abril 2003	79
Figura A5 – Dados de pluviometria do aterro de Gramacho – maio 2003.....	80
Figura A6 – Dados acumulados de pluviometria do aterro de Gramacho.....	80
Figura A7 - Esquema representativo do espaço ocupado pelo líquido num <i>wetland</i>	89

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 - Íons presentes no chorume e suas possíveis fontes	10
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Principais parâmetros para a caracterização dos poluentes no chorume obtidos por quatro estudos.....	16
Tabela 2.2 - Resultados do tratamento de chorume implantado no Aterro Metropolitano de Gramacho.....	17
Tabela 4.1 – Remoção de poluentes em termos de concentração no <i>wetland</i> plantado com gramínea	54
Tabela 4.2 – Remoção de poluentes em termos de concentração no sistema composto pelo tratamento biológico seguido do <i>wetland</i> plantado com gramínea	54
Tabela 4.3 – Remoção de poluentes em termos de carga poluidora no <i>wetland</i> plantado com gramínea	56
Tabela 4.4 – Remoção de poluentes em termos de carga poluidora no sistema composto pelo tratamento biológico seguido do <i>wetland</i> plantado com gramínea	56
Tabela 4.5 – Remoção de poluentes em termos de carga poluidora na etapa de tratamento terciário da estação de tratamento de chorume.....	58
Tabela A1 - Dados de vazão dos <i>wetlands</i>	71
Tabela A2 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 17/01/ 2003.....	82
Tabela A3 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 24/01/2003.....	82
Tabela A4 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 14 /02/2003.....	83
Tabela A5 - Análises do percolado realizadas pelo LES/UERJ em 20/02/2003.....	83
Tabela A6 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 21/02/2003.....	84
Tabela A7 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 14/03/2003.....	84
Tabela A8 - Análises do percolado realizadas pelo LES/UERJ em 20/03/2003.....	85
Tabela A9 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 21/03/2003.....	85
Tabela A10 - Análises do percolado realizadas pelo LES/UERJ em 03/04/2003.....	86
Tabela A11 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 04/04/2003.....	86
Tabela A12 - Análises do percolado realizadas pelo LES/UERJ em 29/04/2003.....	87
Tabela A13 - Análises do percolado realizadas pelo LES/UERJ em 14/05/2003.....	87

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

Ag⁺ - Íon prata

Al³⁺ - Íon alumínio

As³⁺ - Íon arsênio

AWWA, WPCF & APHA - American Water Works Association, Water Pollution Control Federation & American Public Health Association

Br⁻ - Íon brometo

Ca²⁺ - Íon cálcio

Cd²⁺ - Íon cádmio

CEDAE – Companhia Estadual de Água e Esgotos (RJ)

Cempre – Compromisso Empresarial para Reciclagem

CH₄ - Metano

Cl⁻ - Íon cloreto

CO₂ - Gás carbônico

CO₃²⁻ - Íon carbonato

COMLURB - Companhia Municipal de Limpeza Urbana (Município do Rio de Janeiro)

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental (MG)

COPPE/UFRJ - Coordenação dos Programas de Pós-graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro

Cr^{x+} - Íon cromo (x)

Cu²⁺ - Íon cobre (II)

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DDT - Dicloro Difenil Tricloroetano

DQO - Demanda Química de Oxigênio

DZ - Diretriz (FEEMA- RJ)

Fe²⁺ - Íon ferro (II)

FEEMA - Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (RJ)

H₂O – Molécula de água

H₂S - Gás sulfídrico

Hg²⁺ - Íon mercúrio (II)

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo S.A.

K^+ - Íon potássio

LES - Laboratório de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente da Faculdade de Engenharia da UERJ

Mg^{2+} - Íon magnésio

Mn^{2+} - Íon manganês (II)

N_2 - Molécula de nitrogênio

Na^+ - Íon sódio

NH_4^+ - Íon amônio

NH_3 - Gás amoníaco

Ni^{2+} - Íon níquel

N- NH_4^+ - Nitrogênio amoniacal

NO_2^- - Íon nitrito

NO_3^- - Íon nitrato

NT - Norma Técnica (FEEMA- RJ)

O_2 - Molécula de hidrogênio

Pb^{2+} - Íon chumbo (II)

PEAD - Polietileno de Alta Densidade

pH - Potencial Hidrogeniônico

PO_4^{3-} - Íon fosfato

PVC - Poli(Cloreto de Vinila)

Sb^{3+} - Íon antimônio

SDT - Sólidos Dissolvidos Totais

SDV - Sólidos Dissolvidos Voláteis

Sn^{2+} - Íon estanho (II)

SS - Sólidos Suspensos

SST - Sólidos Suspensos Totais

TECMA - Tecnologia em Meio Ambiente Ltda

UERJ - Universidade do Estado do Rio de Janeiro

1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

A quantidade de lixo gerada pelas sociedades é crescente em todo o mundo, seja pelo aumento da população, seja pelo incremento da produção *per capita* de resíduos. Segundo projeção das Organizações das Nações Unidas (United Nations, 2002), a população mundial deve aumentar, até o ano de 2050, na ordem de 40% em relação aos valores do ano de 2002, atingindo o número de 8,9 bilhões de pessoas. Paralelamente, os padrões de produção e consumo vigentes vêm priorizando os materiais e produtos descartáveis, não considerando a necessidade de manutenção de uma sustentabilidade ambiental. A Agenda 21, da conferência ECO-92, prevê a duplicação da quantidade de resíduos produzidos no mundo até o ano de 2010, em relação aos valores de 1990, e sua quadruplicação até o ano de 2025 (United Nations, 1992).

As características de um modelo de consumo têm impactos diretos no meio ambiente tanto pela forma de utilização de recursos naturais e energia para a produção de bens como pela geração de resíduos, descartes das atividades humanas.

A produção de resíduos domiciliares, no Brasil, varia atualmente entre 0,5 e 1,2 kg/hab.dia. Dessa maneira, estima-se a produção nacional diária de resíduos domiciliares em 120 mil toneladas, a qual devem ser somadas de 30 a 40 mil toneladas de resíduos coletados nos logradouros públicos, para se conhecer o montante de lixo que deve ser tratado e destinado adequadamente a cada dia (Ferreira, 2000).

Muitas técnicas são conhecidas para o tratamento de resíduos. Dentre as mais usuais, destacam-se as de reciclagem de alguns materiais para que voltem como matéria-prima ao ciclo de produção de novos bens, de compostagem de materiais orgânicos e de incineração, visando a destruição térmica dos resíduos. O emprego das técnicas de tratamento, além de ter seu êxito fortemente relacionado à existência prévia de estudos comprometidos com a viabilidade técnica-econômica local, não elimina a necessidade de áreas para a disposição de seus rejeitos e dos demais resíduos não tratados.

A forma tecnicamente correta de disposição final de resíduos mais empregada no mundo é através do seu vazamento no solo, em aterros sanitários. Os aterros sanitários são obras de engenharia e devem seguir as recomendações de normas técnicas específicas.

Entretanto, proporcionalmente ao aumento das aglomerações urbanas e ao crescimento da população, ocorre a diminuição e o encarecimento das áreas disponíveis destinadas à implantação de aterros sanitários.

O problema assume uma magnitude alarmante à medida que as administrações públicas locais, ao longo dos anos, preocupam-se apenas em afastar das zonas urbanas os

resíduos sólidos coletados, depositando-os em locais absolutamente inadequados, como encostas florestadas, manguezais, rios, baías, vales e em terrenos próximos a estradas. De acordo com a última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2000), mais de 70% dos municípios brasileiros vazam seus resíduos em depósitos a céu aberto, muitas vezes em áreas ambientalmente protegidas. Ressalta-se que os dados publicados foram informados diretamente pelas Prefeituras municipais.

No estado do Rio de Janeiro, até o presente (julho de 2003), apenas três vazadouros de resíduos urbanos são licenciados pelo órgão ambiental estadual, os aterros sanitários de Macaé, Nova Iguaçu e Pirai.

A disposição inadequada de resíduos no solo em lixões é uma grande fonte de impactos ao meio ambiente, no meio aquático, atmosférico, terrestre, na saúde pública e no meio social e sob a forma de poluição visual e sonora, como descrito no capítulo seguinte do presente trabalho. Quando a disposição dos resíduos é feita sob a forma de aterros sanitários ou controlados, alguns dispositivos de controle ambiental devem ser adotados para minimizar o impacto dessa atividade no meio.

O tratamento do chorume, líquido percolado através da massa de lixo, mostra-se um desafio nos projetos de aterros sanitários uma vez que suas características são alteradas em função dos tipos de resíduos vazados no aterro e, sobretudo, com a idade deste. A maioria dos aterros brasileiros não possui nenhum tipo de tratamento para o líquido percolado ou o trata de maneira ineficiente. Desta forma, é relevante o desenvolvimento de técnicas de tratamento eficientes na remoção da carga poluidora do chorume e que sejam compatíveis com a realidade técnica e econômica dos municípios.

Este trabalho se propõe a estudar o uso de *wetlands* construídos para o tratamento de chorume de aterros sanitários, através do acompanhamento do sistema piloto implantado no Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ).

Os *wetlands* construídos, simulando sistemas naturais formados por leitos de plantas aquáticas, podem se caracterizar como alternativas de tratamento que viabilizem a redução do impacto ambiental dos resíduos sólidos urbanos. As plantas aquáticas têm relativa resistência a salinidades elevadas, característica de chorumes de aterros sanitários, e, em diversos estudos, apresentam bons resultados de remoção de sólidos em suspensão, amônia e carga orgânica.

Devido às características peculiares do aterro de Gramacho, foi proposta a utilização de *wetlands* para tratamento do efluente da etapa de lodos ativados da estação de tratamento de chorume existente, monitorando-se sua eficiência.

Deve-se destacar a pouca experiência acumulada no Brasil com estes tipos de sistemas, o que torna relevante o acompanhamento, realizado por seis meses, da performance dos mesmos para que se tenha a certeza de que se constituem em alternativas eficazes no tratamento de chorume.

Ainda vale enfatizar o aspecto do baixo custo de implantação de tais sistemas e a pequena demanda técnica para sua operação, sendo bastante adequados às condições da maioria dos municípios brasileiros, de forma geral carentes de recursos e de corpo técnico especializado.

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - Impactos Ambientais Decorrentes da Disposição Inadequada de Resíduos Sólidos Urbanos

Segundo a Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº 01, de 23 de janeiro de 1986, impacto ambiental é qualquer alteração nas propriedades físicas, químicas e biológicas do ambiente causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afete: “a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do ambiente e a qualidade dos recursos ambientais”.

Ao ocorrer um impacto ambiental, duas componentes estão em jogo:

- Alterações na estrutura e no fluxo;
- Fator tempo.

Há impacto ambiental quando as estruturas e os fluxos do sistema ecológico, social ou econômico são alterados profundamente no decorrer de um espaço de tempo muito reduzido. O termo “reduzido” deve ser analisado em função da escala temporal e das dimensões ou grandezas das alterações ocorridas.

A avaliação de impactos ambientais, gerados por qualquer atividade, abrange não apenas aspectos ecológicos, mas também aspectos sociais e econômicos.

Os resíduos sólidos, quando não são tratados adequadamente, constituem uma constante ameaça à saúde pública e ao meio ambiente, limitando as potencialidades econômicas locais.

A seguir são apresentadas as diversas formas de impactos ambientais gerados pela disposição inadequada dos resíduos sólidos no solo.

Impactos no Meio Aquático

A disposição de resíduos em locais sem preparação e de forma descriteriosa pode acarretar frequentemente em poluição dos corpos hídricos no entorno do local de vazamento.

A poluição das águas superficiais pode acontecer pela dissolução ou decomposição de elementos presentes nos resíduos carreados por ação das chuvas e por deslizamentos do

terreno ou da própria massa de lixo mal compactada. Córregos e canais assoreados pelo lixo têm seus regimes hídricos alterados, provocando alagamentos nas áreas adjacentes.

Deve-se considerar ainda a poluição causada pelo líquido percolado proveniente do lixo (chorume) que, ao atingir os cursos d'água, altera suas características originais com comprometimento de seus usos para fins de abastecimento, de irrigação e de recreação e com impactos para a fauna e a flora locais. O percolado dos resíduos pode também contaminar as águas com patógenos e elementos tóxicos que, acima de determinados níveis, são prejudiciais à saúde humana.

Quando o chorume atinge lençóis subterrâneos, acomete toda uma população que se utiliza de poços artesianos para abastecimento, podendo provocar endemias, desencadear surtos epidêmicos ou provocar intoxicações.

Outras formas de contaminação das águas subterrâneas são a sua passagem direta pela massa de lixo, devido à baixa profundidade do lençol de água ou em ocasiões de sua elevação, e a transferência de gases solúveis na água produzidos pela decomposição do lixo (Sisino e Oliveira, 2000).

Impactos no Meio Atmosférico

Fatores meteorológicos podem transportar, difundir ou, em alguns casos, modificar estruturalmente os poluentes. Dentre esses fatores, os mais importantes são: direção dos ventos, velocidade dos ventos, inversão térmica, precipitação pluviométrica e umidade.

A poeira suspensa nas operações de descarregamento dos caminhões de resíduos, de espalhamento e cobertura do lixo pode atingir populações vizinhas aos vazadouros, impulsionada pela ação de fatores meteorológicos. Como consequência, registram-se distúrbios respiratórios e problemas de irritação e inflamação da mucosa ocular (Sisino, 2000).

Outro fator que contribui para o aumento da concentração do material particulado no ar é o fluxo de caminhões de lixo nas vias internas de acesso dos locais de disposição no solo, as quais são construídas sobre a massa de lixo, normalmente com entulho de obras e cobertas com terra.

A queima indiscriminada do lixo objetivando a redução do seu volume constitui-se também numa fonte de contaminação do ar, muitas vezes liberando gases de substâncias tóxicas contidas nos resíduos. Somam-se a isso os problemas de visibilidade e a produção de cinzas, agravando ainda mais a poluição gerada.

É preciso ainda se considerar os efeitos da mistura gasosa, conhecida como biogás, gerada na decomposição dos resíduos no interior da massa de lixo. Microorganismos, sobretudo anaeróbios, fermentam a matéria orgânica, formando compostos orgânicos mais simples e liberando gás carbônico, metano, gás amoníaco e gás sulfídrico, além de calor.

A reação abaixo mostra como se dá o processo de formação do biogás:



Na maioria dos processos de conversão anaeróbia, o metano e o gás carbônico constituem 99% do total de gás produzido.

O metano é um gás inflamável que pode se tornar explosivo em contato com o ar, sendo comum a ocorrência de processos de combustão espontânea do lixo nos vazadouros onde não há uma correta drenagem do biogás.

Mesmo após a desativação da área de despejo, o biogás continua a ser produzido lentamente durante um longo período de tempo.

Impactos no Meio Terrestre

Embora a poluição do solo não seja tão visível, seus efeitos podem ser muitos nocivos pois o solo é um compartimento ambiental de pouca mobilidade e de baixa taxa de regeneração se comparado ao ar e à água (Brasil, 1983).

O tempo de permanência das substâncias químicas tóxicas sobre o solo será maior ou menor, dependendo de vários fatores tais como: as características físico-químicas do solo, a sua composição, o seu valor de pH e teor de matéria orgânica, entre outros parâmetros, assim como as propriedades físicas e químicas dos compostos e até mesmo as condições climáticas da região onde está localizado o depósito (Sisinno e Oliveira, 2000).

O avanço de um contaminante através do solo é governado pelos mecanismos de transporte e de interação solo-contaminante envolvidos. O grau de contaminação dos solos depende principalmente da sua porosidade, concentrações de espécies químicas e capacidade de troca de íons (Ritter, 1998).

A percolação de líquidos pelo solo pode levar poluentes além da área de despejo de resíduos. Havendo comprometimento do lençol freático, locais distantes serão contaminados. O problema da contaminação do lençol freático é mais grave quando se trata de solos arenosos ou sedimentares, onde o processo de infiltração é mais rápido.

Quando se dispõem resíduos tóxicos sobre o solo, são ainda atingidos os organismos que vivem em suas camadas mais superficiais, responsáveis pelos sistemas de respiração e de fixação de nutrientes no solo. Além da possibilidade de se ter a esterilidade do solo, os organismos contaminados podem passar a transportar elementos indesejáveis para outros horizontes.

Poluição Visual

O aspecto antiestético causado pelos resíduos expostos, além do mal-estar ocasionado pela presença de vetores, faz com que as áreas de despejo provoquem nojo e repulsa à maioria da população (Sisinno e Oliveira, 2000).

Poluição Sonora

A entrada e saída de caminhões do vazadouro, somadas aos tratores e outras máquinas utilizadas nos processos de espalhamento, compactação e cobertura do lixo podem ser responsáveis pela emissão de ruídos acima dos níveis confortáveis ao organismo humano.

Impactos na Saúde Pública

Várias doenças se relacionam com o manejo e a disposição inadequada do lixo. Inúmeros vetores transmissores de doenças encontram no lixo as condições ideais para proliferarem.

A mosca é um importante vetor na transmissão, entre outras moléstias, da febre tifóide, amebíase, disenteria, giardíase e ascaridíase.

A malária, a dengue, a febre amarela e as leishmanioses são transmitidas pela picada de mosquitos.

Roedores são responsáveis pela transmissão de peste bubônica, tifo murino e leptospirose, entre outras.

Além dessas doenças, que podem atingir inclusive uma população que vive distante das áreas de despejo de resíduos, o homem também pode adquirir enfermidades quando tem contato direto com a massa de lixo, que normalmente contém inúmeros microorganismos patogênicos e que podem sobreviver por vários dias em meio aos resíduos.

Animais e vegetais existentes nas áreas próximas a vazadouros de resíduos podem acumular substâncias químicas persistentes, que alcançarão o homem via cadeia alimentar.

Segundo Braga et al (2002) e Sisino e Oliveira (2000), um dos principais tipos de poluentes presentes nos resíduos sólidos perigosos são os compostos organoclorados. Eles podem ser encontrados em inseticidas orgânicos sintéticos, fabricados em grande escala e a baixo custo, comumente encontrados nos resíduos domiciliares (DDT, Aldrin, Dieldrin, Heptacloro, etc). Esses compostos são perigosos para o homem e o ambiente pois têm elevada meia-vida (tempo necessário para que a concentração do composto seja reduzida à metade da concentração inicial, o qual, no caso em questão, está na ordem de dezenas de anos) e ação bioacumulativa, isto é, acumulam-se nos organismos. Ao longo dos diversos níveis da cadeia alimentar, os compostos são transferidos e sua concentração é magnificada.

Impactos no Meio Social

Além de atrair ratos e moscas, o lixo atrai gente pobre que não tem outra forma de sobreviver. Essas pessoas – adultos e crianças – catam materiais para vender e se alimentam de restos de comida estragada ou contaminada, lidam com cacos de vidro, ferros retorcidos, resíduos químicos e tóxicos, ficando expostas a acidentes e doenças.

Os lixões representam uma situação calamitosa do ponto de vista ambiental e sanitário, sendo socialmente degradantes quando associados às atividades de catação por seres humanos. Os catadores estão sujeitos a enfermidades pelo contato direto com a massa de lixo, assim como à inanição e à desnutrição.

Entretanto, retirar as crianças e suas famílias dos lixões, sem garantir condições para a sua sobrevivência e sem sanear tais depósitos de lixo a céu aberto, não são medidas eficazes. Experiências comprovam que, enquanto persistirem os lixões, ou os catadores removidos voltam a atuar após algum tempo ou outras famílias ocupam seus lugares.

Torna-se necessário, portanto, que os municípios assumam sua responsabilidade em dar destino final adequado aos resíduos sólidos gerados, destinando-os a aterros sanitários com restrição à entrada de catadores. O acesso deve ser permitido apenas a trabalhadores contratados, treinados e com o uso de equipamentos de segurança. Os catadores devem ser estimulados e apoiados pelas Prefeituras a trabalharem em condições dignas, em locais como centrais para a separação de recicláveis, para onde ao menos parte dos resíduos pode ser desviada antes de serem destinados ao aterro.

A capacitação profissional e a organização em cooperativas, inserindo os catadores como parceiros na implantação e operacionalização de um programa de reciclagem, além de contribuir com a redução do lixo a ser disposto no aterro sanitário, proporciona a sua

valorização social. Há que se respeitar, no entanto, a disponibilidade financeira do município para custear tal programa e o mercado potencial para os recicláveis.

O conceito de desenvolvimento sustentável requer a erradicação da pobreza generalizada pois a injustiça social com os seus conflitos e a degradação ambiental interagem de modo complexo e potente. A proteção ambiental e o desenvolvimento devem caminhar juntos de forma integrada e indivisível.

2.2 - Chorume

O chorume gerado em aterros sanitários é decorrente da percolação, através das camadas do aterro, de líquidos de origem externa: águas de chuva, escoamento superficial, águas subterrâneas e fontes, da água gerada no processo de decomposição dos resíduos orgânicos e da umidade inicial do lixo.

A parcela de maior influência no volume de chorume produzido é relativa à infiltração das águas de chuva na parte superior do aterro, mesmo havendo a cobertura dos resíduos com material de baixa permeabilidade e com a existência de sistema de drenagem superficial.

É possível se estimar a produção de chorume através do balanço hídrico do aterro. Nesse cálculo são somadas as parcelas de água que entram e subtraídas as que deixam a célula do aterro mensalmente:

$$\text{Líquido percolado} = \text{Águas de chuva} - \text{Escoamento superficial} - \text{Capacidade de campo} - \text{Evaporação} - \text{Transpiração} \quad (\text{Eq 2.2})$$

Para se avaliar a contribuição das águas de chuva, é preciso conhecer as características pluviométricas da região. O escoamento superficial diz respeito à água que é desviada ao longo da superfície do solo, após as camadas superiores deste estarem saturadas, de maneira que não ocorre mais infiltração de água no local. A capacidade de campo é o limite de água que uma camada do aterro pode reter antes de liberar o líquido para outras camadas. A evaporação direta do percolado e a transpiração dos vegetais estão ligadas principalmente a fatores climáticos.

No processo de percolação de líquidos através das camadas de lixo no aterro, ocorre a solubilização de substâncias orgânicas e inorgânicas, formando um novo líquido de composição bastante variável.

As características do chorume são alteradas em função das características dos resíduos dispostos no aterro (composição, teor de umidade, grau de compactação), de fatores relativos à área de disposição de resíduos (permeabilidade do aterro, escoamento superficial, idade do aterro) e de fatores climáticos (regime de chuvas, temperatura).

Deve-se ressaltar que a composição do chorume é determinada sobretudo pelo estágio de decomposição biológica em que o lixo se encontra. O processo de decomposição dos resíduos acontece em três fases: a primeira, aeróbia, a segunda, acetogênica e a terceira, metanogênica. Em cada fase, a suscetibilidade das substâncias químicas à lixiviação é modificada, alterando a composição do percolado.

Como descrito por Almeida e Vilhena (2000), a decomposição aeróbia ocorre num curto espaço de tempo (aproximadamente um mês), enquanto ainda há oxigênio na região aterrada. Bactérias aeróbias iniciam a decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos, com produção de gás carbônico (CO₂) e grande liberação de calor. Nesta fase, o chorume apresenta altas concentrações de sais de alta solubilidade e sais contendo metais, devido à grande solubilidade de muitos íons em temperaturas elevadas.

No Quadro 2.1, são listados alguns íons presentes no chorume e suas possíveis fontes.

Quadro 2.1 - Íons presentes no chorume e suas possíveis fontes

Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Material orgânico, entulhos de construção e cascas de ovos
PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ , CO ₃ ²⁻	Material orgânico
Cu ²⁺ , Fe ²⁺ , Sn ²⁺	Material eletrônico e tampas de garrafas
Hg ²⁺ , Mn ²⁺	Pilhas comuns e alcalinas e lâmpadas fluorescentes
Ni ²⁺ , Cd ²⁺ , Pb ²⁺	Baterias recarregáveis (telefone celular, telefone sem fio e automóveis)
Al ³⁺	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos e embalagens laminadas em geral
Cl ⁻ , Br ⁻ , Ag ⁺	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios X
As ³⁺ , Sb ³⁺ , Cr ^{x+}	Embalagens com restos de tintas, vernizes e solventes orgânicos

Fonte: IPT/Cempre, 2000

A fase acetogênica começa quando há redução do oxigênio disponível e passam a atuar as bactérias anaeróbias e facultativas. São produzidos compostos orgânicos simples e de

alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis, e nitrogênio amoniacal. Os ácidos reduzem o pH do percolado, liberando assim gases, como o gás sulfídrico (H₂S), causadores de odores desagradáveis.

Esta fase pode durar alguns anos. O chorume apresenta aí, grande quantidade de matéria orgânica, com altos valores de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio).

Na última fase de decomposição, as arqueas metanogênicas, na ausência de oxigênio, consomem os compostos orgânicos simples formados na fase anterior. Há formação de metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂). Devido ao consumo dos ácidos voláteis, o pH se eleva para próximo da neutralidade.

A DBO, na fase metanogênica, é baixa enquanto a DQO continua relativamente elevada, indicando uma menor biodegradabilidade do chorume. Isso explica a alta recalcitrância de chorumes de formação antiga e a pouca eficiência no seu tratamento por meio de processos biológicos.

Durante a vida de um aterro, é usual se ter as três fases de decomposição da matéria orgânica acontecendo simultaneamente, uma vez que coexistem resíduos depositados há muitos anos e outros vazados recentemente.

O potencial poluidor do chorume está ligado aos altos valores de carga orgânica que apresenta, o que leva à redução do oxigênio disponível (utilizado na degradação da matéria orgânica) em cursos d'água com que tenha contato, prejudicando a fauna e a flora nesses meios. Pode ainda haver a incorporação de substâncias tóxicas dissolvidas ou em suspensão cujas características apresentem risco de contaminação para os ecossistemas locais: solo, águas superficiais, subterrâneas, etc. Desta forma, as características do chorume exigem que o mesmo seja tratado antes de ser lançado no meio ambiente.

A variabilidade das características do chorume, de diferentes aterros e de áreas com idades de aterramento diferentes, exige que os métodos de tratamento sejam adaptáveis às variações de qualidade e de volume.

O tratamento do líquido percolado pode se dar no próprio aterro e através da descarga do mesmo em um sistema externo de tratamento. As tecnologias utilizadas são similares às de tratamento de esgotos. As diferenças estão nos valores dos parâmetros envolvidos que, na composição do chorume, têm concentrações significativamente mais altas do que nos esgotos domésticos.

Destacam-se, entre os principais processos, o tratamento biológico, aeróbio e anaeróbio, os de separação com membranas, os oxidativos, o eletroquímico e os sistemas naturais, particularmente, os wetlands. Cabe ressaltar que, em alguns casos, utiliza-se uma

combinação entre processos, em virtude da alta recalcitrância à biodegradação do chorume. Além disso, um tratamento amplamente utilizado em conjunto com os outros processos é a recirculação do chorume no próprio aterro (Ferreira et al, 2001).

2.3 - O Aterro Metropolitano de Gramacho

O Aterro Metropolitano de Gramacho está localizado no Município de Duque de Caxias (RJ), às margens da Baía de Guanabara, sendo grande parte de sua extensão localizada em área aterrada de manguezal.

Foi implantado em 1978, com o objetivo de receber o lixo dos municípios do Rio de Janeiro, Duque de Caxias e Nilópolis. Atualmente, recebe aproximadamente 8000 toneladas de resíduos urbanos por dia, sendo 82% provenientes da cidade do Rio de Janeiro, 10% de Duque de Caxias e o restante dos municípios de São João de Meriti, Nova Iguaçu e Guapimirim (Pires, 2002).

A estimativa de vida útil do Aterro Metropolitano de Gramacho é até o ano de 2004, podendo se estender até 2005.

Do início de sua operação até 1996, uma área de aproximadamente 1,4 milhão de metros quadrados foi utilizada como vazadouro de lixo a céu aberto, sem nenhum tipo de cuidado ou controle. Durante esse período, a área recebeu cerca de 25 milhões de toneladas de resíduos, entre domiciliares, públicos, hospitalares e industriais (Giordano et al, 2002 e Pires, 2002).

Entre os principais problemas existentes à época, podem ser citados:

- Proliferação de vetores transmissores de doenças, como mosquitos, moscas, ratos e urubus;
- Exalação de maus odores;
- Ocorrência de diversos focos de incêndio;
- Elevada produção de chorume;
- Escoamento desordenado das águas pluviais;
- Deterioração das vias internas de acesso;
- Liberação de chorume para a Baía de Guanabara e rios adjacentes;
- Destruição do manguezal remanescente periférico ao aterro;
- Emissão para a atmosfera dos gases gerados no aterro, contribuindo para o efeito estufa e desconsiderando uma possível fonte de energia (Pires, 2002).

Na década de 90, a Prefeitura do Município do Rio de Janeiro, através da Companhia Municipal de Limpeza Urbana (COMLURB), deu início a uma série de intervenções no local. Buscava-se adequar o aterro às diretrizes técnicas e sanitárias do órgão ambiental estadual, a Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA), minimizando a poluição causada pela disposição de resíduos.

A recuperação ambiental da área incluiu medidas como a conformação e cobertura de toda a massa de lixo; drenagem das águas superficiais, do percolado e dos gases produzidos; construção de uma barreira de isolamento de argila orgânica, a fim de impedir a migração de contaminantes para fora da área do aterro; delimitação de uma célula para disposição de resíduos hospitalares; construção de uma estação de tratamento de chorume e recuperação do manguezal (Nascimento, 2002).

Destacando-se o tratamento dado ao chorume produzido no aterro, foram realizados diversos estudos até a definição atual das etapas de operação da estação de tratamento de chorume, de forma a obter melhor eficiência na remoção da matéria orgânica, medida por DBO e DQO, e de materiais tóxicos como, por exemplo, o nitrogênio amoniacal. De acordo com Giordano et al (2002) e Pires (2002), a seqüência final compreende as seguintes etapas, ilustradas nas Figuras 2.1, 2.2 e 2.3:

- *Etapa Primária:* O chorume coletado através da vala de captação em torno do aterro é conduzido ao sistema de tratamento diretamente para a lagoa de equalização, que tem a função de absorver as variações de vazão.

Da lagoa, o chorume é bombeado para o tanque de homogeneização, passando por uma peneira mecânica que remove os materiais sólidos finos.

Após equalizado, peneirado e homogeneizado, o efluente é levado ao tanque de mistura onde ocorre a adição de uma suspensão de cal para auxiliar a clarificação do efluente.

A mistura é então recalçada para o decantador de cal reagida onde o lodo proveniente da coagulação química é sedimentado e removido por descarga de fundo. O efluente clarificado escoar por gravidade para as calhas de pré-sedimentação e em seguida para o decantador primário, onde ocorre a sedimentação do lodo não retido nas etapas anteriores.

- *Etapa Secundária:* O sobrenadante do decantador primário é recalçado para o tanque de aeração passando por uma correção de pH para a neutralização que, na etapa anterior, é fortemente alcalino. No tanque de aeração ocorre o tratamento por via biológica aeróbia, onde os microorganismos em presença de oxigênio e nutrientes degradam a matéria orgânica presente no efluente.

A mistura esco, em seguida, para o decantador secundário onde os flocos biológicos formados são separados da fase líquida, que transborda para a caneleta periférica e daí é conduzida para o poço de sucção.

- *Etapa Terciária:* O efluente do poço de sucção é bombeado para o filtro de areia, que tem a função de proteger as membranas da unidade de nanofiltração. Um tanque pulmão recebe o efluente proveniente do filtro de areia, de onde segue para o sistema de nanofiltração. As membranas utilizadas no sistema de nanofiltração retêm a matéria orgânica ainda presente no chorume e permitem a passagem, predominantemente, de água e sais. O efluente final (chorume tratado) tem aspecto transparente e atende à maior parte das exigências da FEEMA para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

O sistema de tratamento de lodo da estação foi desativado. O lodo gerado no tratamento primário, composto sobretudo por cal reagida, é transportado para o aterro e depositado na célula de resíduos hospitalares. Todo o lodo gerado no decantador secundário é retornado para o tanque de aeração. A quantidade e a qualidade do lodo produzido no aerador são controladas pela dosagem de nutrientes (álcool e ácido fosfórico) em seu interior, de acordo com informações prestadas pelos operadores da estação.

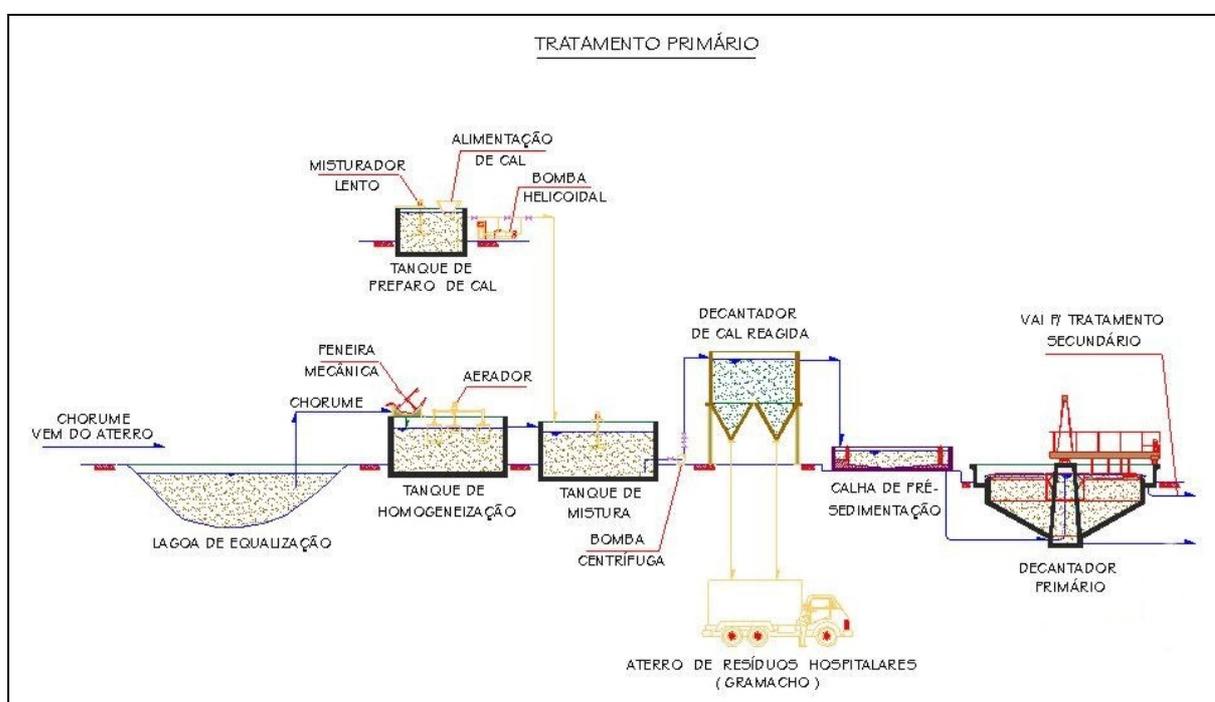


Figura 2.1 – Tratamento primário do chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho

Adaptado de Giordano et al (2002).

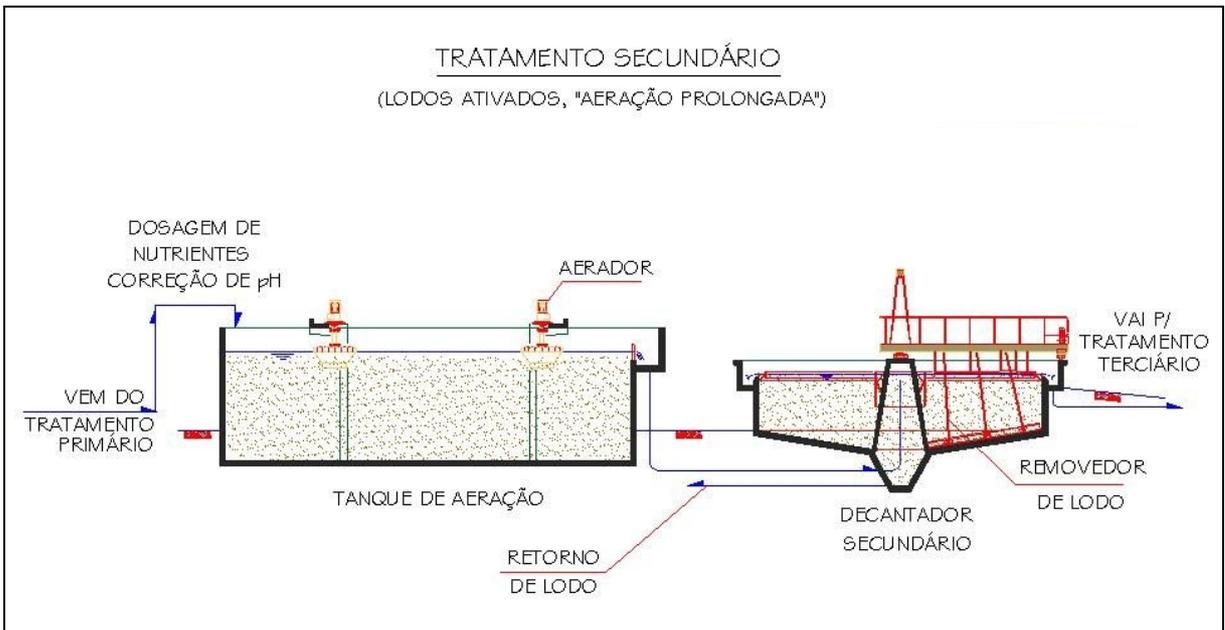


Figura 2.2 – Tratamento secundário do chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho

Fonte: Giordano et al (2002).

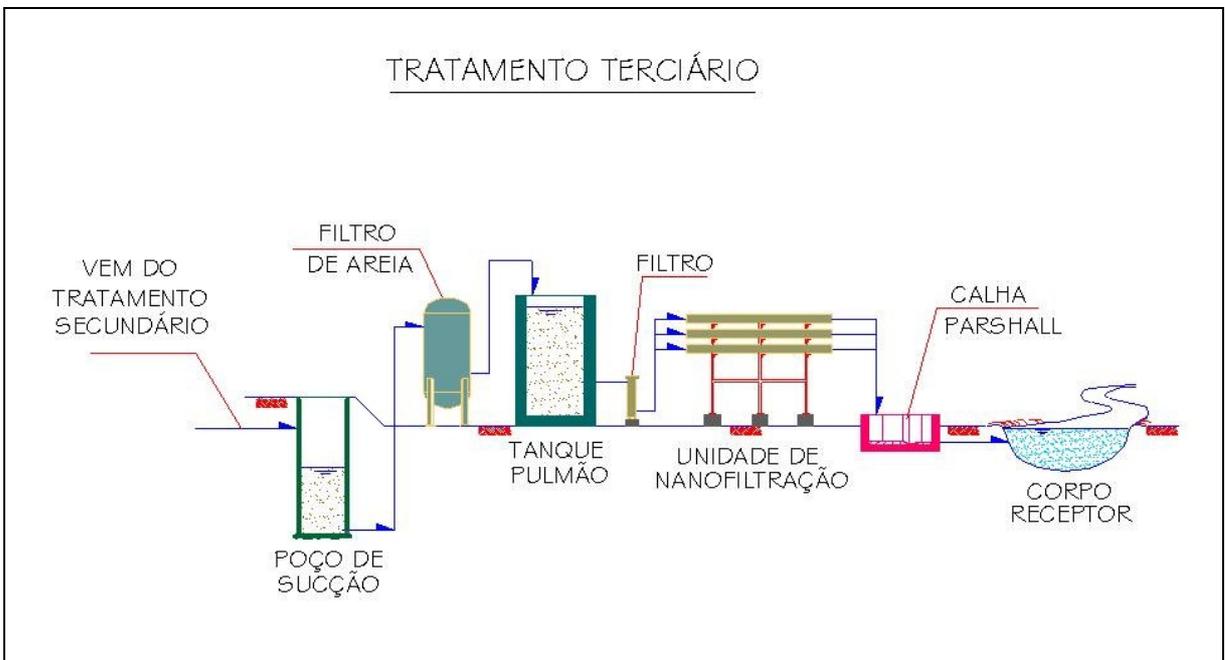


Figura 2.3 – Tratamento terciário do chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho

Fonte: Giordano et al (2002).

2.4 - Caracterização do Chorume Gerado no Aterro de Gramacho

Diversos estudos foram realizados, no período de 1992 a 1998, para caracterização do chorume gerado no aterro de Gramacho, pela COPPE/ UFRJ, em 1992; GEOPROJETOS, em 1995; HIDROQUÍMICA, em 1997 e TECMA, em 1998. A Tabela 2.1 apresenta os principais parâmetros de poluentes de caracterização do chorume, tais como os valores obtidos pelos estudos.

Tabela 2.1 – Principais parâmetros para a caracterização dos poluentes no chorume obtidos por quatro estudos

Parâmetros	COPPE/UFRJ - 1992			GEOPROJETOS - 1995			HIDROQUÍMICA - 1997			TECMA - 1998		
	Mínimo	Médio	Máximo	Mínimo	Médio	Máximo	Mínimo	Médio	Máximo	Mínimo	Médio	Máximo
Cloreto, mgCl/L	4320	8169	15540	-	-	-	-	-	-	1594	3534	4465
DBO, mgO ₂ /L	358	468	580	-	3232	-	170	857	1920	51	494	1636
DQO, mgO ₂ /L	5710	6924	9590	-	8805	-	740	3792	5220	1344	2694	4200
pH	8,1	8,3	8,5	-	7,9	-	8,0	8,2	8,4	7,7	8,0	8,3
SDT, mg/L	13700	24575	45138	-	-	-	-	-	-	3582	8240	11200
SDV, mg/L	3137	5881	10280	-	-	-	-	-	-	508	1240	1600
Sulfatos, mg SO ₄ /L	1540	1871	2200	-	-	-	-	-	-	70	500	3013

SDT – sólidos dissolvidos totais

SDV – sólidos dissolvidos voláteis

Adaptado de Giordano et al (2002).

De acordo com Giordano et al (2002) e Pires (2002), análises posteriores, realizadas pela empresa responsável pela implantação e o monitoramento da estação de tratamento de chorume do aterro de Gramacho, TECMA – Tecnologia em Meio Ambiente Ltda., ratificaram determinados aspectos transcritos a seguir, que também podem ser observados na Tabela 2.2.

“O chorume contém matéria orgânica tanto dissolvida como em suspensão coloidal. A característica principal é que a matéria orgânica do chorume após percolação em mais de 30 metros de camada do aterro apresenta-se com baixa biodegradabilidade. A DQO do chorume velho tem variado na faixa de 1200 a 2200mg O₂/ L.

O chorume contém sais, principalmente cloretos e bicarbonatos de sódio e potássio, e em menores concentrações bicarbonato de cálcio e magnésio. As concentrações de sólidos totais dissolvidos variaram de 10.000 a 20.000mg/L, com e sem recirculação do chorume pelo aterro respectivamente.

A presença de nitrogênio amoniacal é relevante introduzindo um caráter tóxico ao chorume (tóxico para peixes). A amônia, por sua solubilidade e altas concentrações é um importante traçador da contaminação do chorume nos corpos hídricos. O aumento da taxa de recirculação do chorume é responsável pelo aumento da concentração da amônia.

No chorume de Gramacho foi encontrada concentração de detergente superior ao limite estabelecido pelo órgão ambiental (Surfactantes acima de 2mg/L), possivelmente oriundo do descarte de embalagens de detergentes domésticos no aterro.

O chorume de Gramacho não apresenta concentrações de metais pesados acima dos limites permitidos, nem próximos a estes, bem como apresenta baixa densidade de coliformes”.

Tabela 2.2 - Resultados do tratamento de chorume completo implantado no Aterro Metropolitano de Gramacho

Parâmetros	Chorume Bruto	Efluente Tratado	Eficiência
Cálcio, mg Ca/L	241,3	58	76%
Cloreto, mg Cl/L	5712	5331	-
Cor, mg Pt/L	2000	2,5	>99,9
Condutividade, umhos/cm	14110	12750	-
DBO, mg O ₂ /L	719	18	97%
DQO, mg O ₂ /L	1800	107	94%
Nitrogênio Amoniacal, mg N/L	1104	78	93%
pH	8,3	7,1	-
SDT, mg/L	8240	2344	71%
SDV, mg/L	1240	1236	-
SS, mg/L	95	2	98%
Turbidez, u	-	2	-

Adaptado de Giordano et al (2002).

2.5 – Legislação

O lançamento de chorume em corpos d'água não é regido, de forma geral, por nenhuma legislação específica. Usualmente, confere-se a ele tratamento similar ao dispensado a efluentes de origem industrial, sendo assim, regulado por diplomas legais federais e estaduais.

A Resolução nº20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), de 18 de junho de 1986, “dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas, em todo o Território Nacional, bem como determina os padrões de lançamento”. O artigo 1º da referida Resolução qualifica as águas, segundo seus usos preponderantes, em 9 classes. Os artigos 3º a 11º estabelecem limites e/ou condições a serem mantidas pelos corpos d'água, em correspondência com a sua classe.

O lançamento, direto ou indireto, de efluentes de qualquer fonte poluidora em corpos d'água deve obedecer às condições previstas no artigo 21º da Resolução CONAMA nº20.

Os efluentes, além de atenderem aos limites fixados para substâncias específicas, segundo o artigo 23º, “não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento”. Tal exigência busca prevenir a alteração da classe de um corpo d'água por fontes poluidoras que lancem, isoladamente ou em conjunto, grandes vazões de efluentes, mesmo estando estes dentro dos limites previstos, que confirmam carga poluidora além da capacidade de recuperação do corpo hídrico. A Resolução CONAMA nº20 não permite ainda a diluição de efluentes industriais com águas não poluídas.

Em nível estadual, no Rio de Janeiro, a FEEMA possui Normas Técnicas e Diretrizes que regulam o lançamento de efluentes em corpos d'água.

A NT-202. R-10, publicada em 12 de dezembro de 1986, estabelece critérios e padrões para o lançamento de efluentes líquidos. A Norma Técnica fixa padrões físico-químicos e concentrações máximas para diversas substâncias presentes nos efluentes, independente de sua origem.

No tocante ao lançamento de carga orgânica, a DZ-205. R-5, publicada em 24 de outubro de 1991, é a Diretriz que rege o controle da carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. Estabelece exigências de controle de poluição das águas que resultem na redução de: matéria orgânica biodegradável de origem industrial; matéria orgânica não biodegradável de origem industrial; e compostos orgânicos de origem industrial que interferem nos mecanismos ecológicos dos corpos d'água e na operação de sistemas biológicos de tratamento implantados pelas indústrias, pela CEDAE e pelos Serviços Autônomos de Esgoto dos Municípios.

São considerados efluentes industriais despejos provenientes do estabelecimento industrial, compreendendo efluentes de processo industrial, esgotos sanitários, águas pluviais contaminadas e outras águas contaminadas com matéria orgânica. Por falta de uma legislação estadual específica, considera-se chorumes de aterros sanitários como sendo efluentes de origem industrial.

A DZ-205 diz que “todas as atividades poluidoras industriais que gerem efluentes contendo matéria orgânica biodegradável deverão reduzi-la através das tecnologias de tratamento internacionalmente consagradas e disponíveis. O nível mínimo de eficiência a ser exigido (70% ou 90%) dependerá da carga orgânica total lançada pela atividade poluidora”. E ainda que “todas as atividades poluidoras industriais deverão implantar tecnologias menos poluentes e/ou sistemas de pré-tratamento de controle da matéria orgânica não biodegradável e da carga de poluentes que interferem no metabolismo da flora e fauna aquática e na operação dos sistemas biológicos de tratamento”, sem indicar, entretanto, valor máximo para lançamento de DQO para a atividade específica de aterro sanitário.

Para o Aterro Metropolitano de Gramacho, foi fixado um limite de lançamento de carga orgânica, em termos de DQO, em acordo entre a FEEMA, a TECMA e a COMLURB, no valor de 1000mg O₂/L (informação fornecida pela TECMA).

No estado de Minas Gerais, a deliberação normativa nº46 do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM), de 09 de agosto de 2001, estabelece limites de eficiência de remoção de DBO e DQO para percolados de aterros sanitários municipais. Os valores máximos permitidos para os efluentes são de 60mg/L para DBO e 90mg/L para DQO, podendo ser ultrapassados se o tratamento reduzir a carga poluidora dos efluentes, em termos desses dois parâmetros, em, no mínimo, 60%.

2.6 – *Wetlands*

2.6.1 – Características Gerais

Sistemas de *wetlands* são caracterizados por serem ecossistemas que se encontram parcial ou totalmente inundados durante o ano. Os *wetlands* naturais são facilmente reconhecidos como as várzeas dos rios, os igapós na Amazônia, os banhados, os pântanos, as formações lacustres de baixa profundidade em parte ou no todo, as grandes ou pequenas áreas com lençol freático muito alto, porém, nem sempre com afloramento superficial, os manguezais, entre outros. Os *wetlands* construídos são, pois, ecossistemas artificiais com

diferentes tecnologias, utilizando os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos *wetlands* naturais (Campos, 2002).

As propriedades dos *wetlands* incluem alta produtividade das plantas neles presentes, existência de grandes superfícies de adsorção no solo e nas plantas, interface aeróbica-anaeróbica e população microbiológica ativa (Staubitz et al, 1989; Urbanic-Bercic, 1994). A sedimentação e filtração dos sólidos, a absorção de materiais orgânicos e nutrientes pelas plantas, a adsorção de metais no solo e nas plantas, a oxidação de metais através dos microorganismos e as simultâneas decomposição aeróbia e digestão anaeróbia dos compostos orgânicos são capazes de transformar muitos poluentes em produtos menos danosos e em nutrientes essenciais a serem utilizados pela biota (Kadlec, 1998; Kadlec & Knight, 1996; Staubitz et al, 1989).

A utilização de *wetlands* construídos como uma tecnologia de tratamento de águas residuárias tem sua origem na Europa, nos anos 60, com seu uso para redução de materiais orgânicos em efluentes de origem industrial (Seidel, 1976). Nos Estados Unidos, as experiências começaram em 1975, com projetos em Houghton Lake (MI), Florida e Wisconsin (Kadlec et al, 1979; Kadlec, 1998). Atualmente, os *wetlands* são bastante utilizados nesses países para tratar águas de drenagem de minas ácidas, águas pluviais, efluentes secundários de estações de tratamento de esgotos e, mais recentemente, chorumes de aterros sanitários (Bobberteen & Nickerson, 1991).

As experiências nos países em desenvolvimento, entretanto, ainda não são significativas apesar de as condições naturais de muitos países que se encontram em climas tropicais (temperaturas elevadas, com poucas variações e incidência de luz solar durante todo o ano, por exemplo, contribuindo para o crescimento das plantas e de microorganismos e para a aceleração processos químicos e biológicos que ocorrem em seu interior) serem favoráveis ao uso de *wetlands* (Wynn & Liehr, 2001).

O crescimento microbiológico é limitado, tanto pela presença de substrato em quantidade adequada, como pela temperatura e pelos valores de pH do meio. A temperatura ótima para a população microbiana, varia de 15 a 35°C. Seu crescimento também ocorre fora desta faixa, embora seja mais reduzido. O pH ideal varia de 6 a 9. A manutenção desta faixa de pH não chega a representar um problema pois os *wetlands* tendem a levar o pH do percolado para a neutralidade (Wynn & Liehr, 2001).

2.6.2 - Vegetação

Quanto ao tipo de vegetação empregada, os *wetlands* podem ser classificados como sistemas que utilizam plantas aquáticas flutuantes ou emergentes. As plantas aquáticas flutuantes geralmente são utilizadas em projetos com canais relativamente rasos, podendo conter apenas uma espécie de planta ou uma combinação de espécies. A espécie de planta flutuante mais estudada é a *Eichornia crassipes*, pela suas características de robustez associadas a uma grande capacidade de crescimento vegetativo. Esta planta é comumente conhecida no Brasil por aguapé e sua utilização deve-se à boa capacidade de resistir a águas altamente poluídas com grandes variações de nutrientes, pH, substâncias tóxicas, metais pesados e temperatura (Campos, 2002).

Os sistemas que utilizam plantas aquáticas emergentes têm vegetação desenvolvida de forma que o sistema radicular encontra-se preso ao sedimento e o caule e as folhas parcialmente submersas (Figura 2.4). A profunda penetração do sistema radicular permite atingir vários níveis ao longo da camada de sedimentos, dependendo da espécie considerada (Campos, 2002).

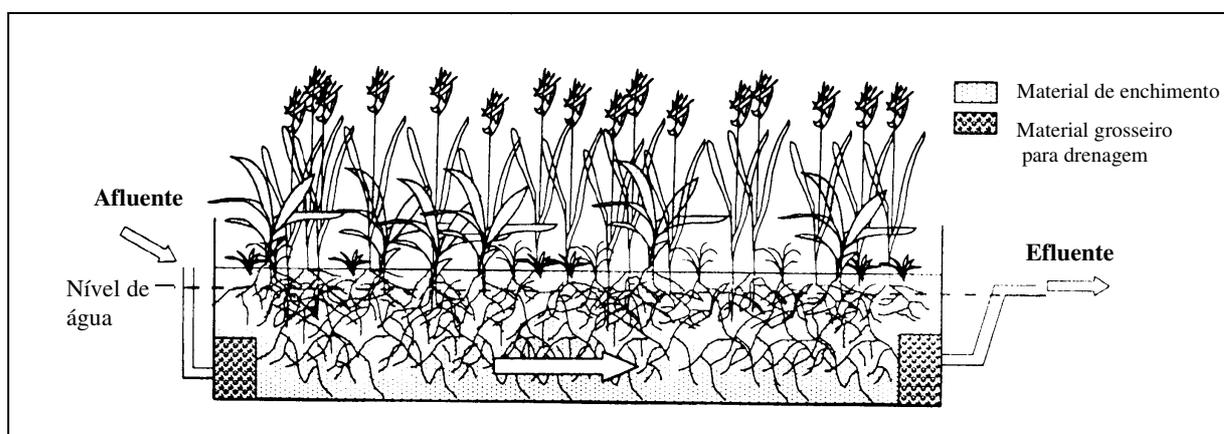


Figura 2.4 - Esquema geral de um sistema de *wetland* com plantas emergentes

Adaptado de Maurice & Lager (1999).

Diversas plantas vêm sendo utilizadas em *wetlands* construídos para tratamento de chorume: *Bolbolschoenus maritimus*, *Gyneria maxima*, *Iris pseudacorus*, *Juncus gerardii* spp., *Leymus arenarius*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Puccinellia capilaris*, *Schenoplectus lacustris*, *Schenoplectus tabernaemontani*, *Thypha latifolia*, *Triglochin maritimum*, entre outras (Bernard, 1998; Johnson et al, 1998; Maurice & Lager, 1999).

Bernard (1998) destaca a taboa (*Thypha* sp.) como própria para utilização em *wetlands* por sua estrutura interna ser formada por tecidos que contém espaços abertos denominados *aerenchyma* que, nas folhas e nas raízes, são maiores enquanto que, nos rizomas, possuem aparência esponjosa. Esses espaços abertos são importantes pois permitem o transporte do oxigênio da atmosfera para as folhas e daí para as raízes e rizomas. Parte do oxigênio pode ainda sair do sistema radicular para a área em torno da rizosfera criando condições de oxidação para os sedimentos, para decomposição aeróbia da matéria orgânica, bem como para crescimento de bactérias nitrificantes (Bernard, 1998; Brix, 1997; Campos, 2002; Wynn & Liehr, 2001).

A vegetação do *wetland* é usualmente fixada em um meio filtrante, podendo este ser formado por areia, pedras, argila, silte, turfa e agregados leves manufaturados, entre os mais empregados. Meios com alta condutividade hidráulica, como pedras e agregados leves, apresentam a vantagem de prevenir problemas de entupimento (Mæhlum, 1998).

2.6.3 – Tipos de Operação

O balanço hídrico nos sistemas de *wetlands* é função da variação entre a quantidade de efluente que entra no sistema, somada à água da chuva incidente sobre ele, e a quantidade de água que sai do sistema, somada às perdas de líquido por evaporação e pela transpiração dos vegetais.

Quanto ao tipo de fluxo hidráulico, os *wetlands* podem ser de fluxo superficial ou de fluxo sub-superficial. Nos *wetlands* de fluxo superficial, o efluente flui acima da superfície do meio filtrante, por entre os caules e as folhas da vegetação. Nos *wetlands* de fluxo sub-superficial, a percolação ao longo da extensão do *wetland* se dá por entre o meio filtrante.

O meio filtrante nos *wetlands* sub-superficiais provêm uma superfície de contato adicional para o crescimento do biofilme, aumentando seu potencial de degradação dos contaminantes, o que pode significar na necessidade de menores áreas para sua implantação (Kinsley & Crolla, 2001).

Wetlands sub-superficiais têm um regime térmico mais complexo porque a superfície do efluente não fica exposta à atmosfera e sim abaixo da camada filtrante e da vegetação, apresentando portanto menores variações de temperatura interna, condição importante sobretudo nos países de clima frio. Mesmo os *wetlands* de fluxo superficial são mais termicamente estáveis do que lagoas de tratamento de mesmos tamanho e profundidade pela simples presença da vegetação, que protege a superfície do efluente da radiação solar direta e dos efeitos do vento (Kinsley & Crolla, 2001; Mæhlum, 1998).

O tempo de detenção hidráulica do efluente em um *wetland*, ou tempo de residência, corresponde ao tempo de permanência do efluente no sistema. Varia com a vazão de efluente encaminhada ao *wetland* e com o volume deste. Vários trabalhos publicados em Mulamootil (1998) descrevem sistemas de *wetlands* construídos operando com tempos de residências variando de 3 a 74 dias, mas nota-se que maiores remoções de poluentes são obtidas em sistemas com maiores tempos de detenção. Kadlec (1998) estima que aproximadamente 90% da matéria orgânica do efluente, em termos de DQO, pode ser removida com tempo de residência de 7 dias em um *wetland* de fluxo superficial, enquanto que para a remoção do mesmo percentual dos nutrientes fósforo e nitrogênio, são necessários 14 dias de residência no mesmo tipo de *wetland*.

2.6.4 – Mecanismos Atuantes

A remoção de poluentes nos *wetlands* envolve uma complexidade de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem simultaneamente. Os processos de tratamento incluem sedimentação, filtração, precipitação, sorção, decomposição microbiológica, nitrificação e desnitrificação (Kadlec, 1998; Wynn & Liehr, 2001).

A redução dos valores de sólidos em suspensão se dá por sedimentação e filtração. Nos sistemas de fluxo superficial, os sólidos são removidos em parte por sedimentação e em parte por filtração através da vegetação. Em sistemas sub-superficiais, a remoção ocorre principalmente pela filtração no solo ou no substrato utilizado (Ferreira et al, 2003).

Uma significativa parcela da DBO presente no percolado é removida pela sedimentação dos materiais orgânicos em suspensão. Parte dos compostos orgânicos em suspensão remanescentes e dos que se encontram em solução são degradados, via oxidação ou digestão anaeróbia, pela ação do biofilme bacteriano aderido ao meio filtrante e às raízes da vegetação, que utiliza a matéria orgânica como fonte de energia. Uma outra parcela orgânica do efluente ainda é removida pelas plantas, que a utiliza como nutriente (Ferreira et al, 2003; Kinsley & Crolla, 2001; Mæhlum, 1998; Wynn & Liehr, 2001).

A remoção de nitrogênio através dos *wetlands* envolve uma série de processos descritos por Barbosa (2002), Ferreira et al (2003), Kinsley & Crolla (2001), Mæhlum (1998), Wynn & Liehr (2001) e que podem ser visualizados na Figura 2.5.

O nitrogênio amoniacal está presente usualmente em elevadas quantidades nos chorumes de aterros sanitários devido ao processo de amonificação (degradação por microorganismos decompositores) sofrido pelo nitrogênio orgânico encontrado na massa de lixo. A remoção do nitrogênio amoniacal acontece sobretudo pela ação de microorganismos

nitrificantes que, em condições aeróbias, o convertem em íons nitrito (NO_2^-) e posteriormente nitrato (NO_3^-), por sua assimilação pelas plantas e por adsorção através de reações de troca iônica no solo. Uma pequena parcela da amônia é perdida por volatilização sob a forma de amônia molecular (NH_3), isto é, não ionizada.

A volatilização da amônia não atinge valores significativos pois o pH no interior dos *wetlands* se mantém na faixa da neutralidade, não favorecendo tal processo, que ocorre predominantemente em meios básicos.

Os íons nitrato são absorvidos pelos vegetais como nutrientes e, sob a ação de bactérias desnitrificantes, em sítios anóxicos no interior dos *wetlands*, são transformados novamente em nitrogênio molecular, possibilitando seu retorno para a atmosfera.

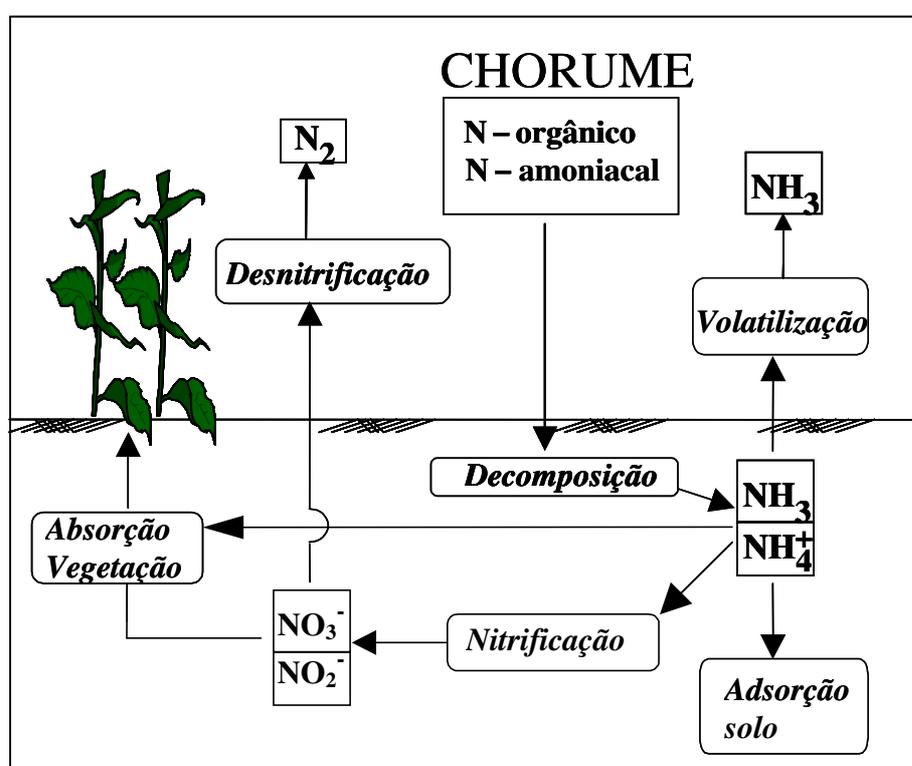


Figura 2.5 - Transformações que ocorrem com o nitrogênio em sistemas naturais

Fonte: Ferreira et al (2003).

O fósforo apresenta-se nos chorumes predominantemente sobre a forma de ortofosfatos, que é a sua forma mais estável em meio aquoso. Sua remoção está ligada à adsorção em argilas minerais e em certas frações orgânicas do solo e à precipitação química com metais como cálcio, ferro e alumínio (Barbosa, 2002; Ferreira et al, 2003; Kinsley & Crolla, 2001; Mæhlum, 1998).

A remoção de metais pesados se dá principalmente por sorção, precipitação como sulfetos e, em menor proporção, por captura pelas plantas (Ferreira et al 2003; Kadlec, 1998). A capacidade de retenção no solo e nos sedimentos da maioria dos metais é geralmente muito alta, especialmente a pH acima de 6,5. Em menor pH e em condições anaeróbias, alguns metais são solúveis em água e podem ficar presentes em solução (Barbosa, 2001; Ferreira et al 2003).

2.6.5 – *Wetlands Aplicados ao Tratamento de Chorume*

Muitos estudos relatam a eficiência de *wetlands* na remoção de poluentes de esgotos domésticos e efluentes industriais. A avaliação desse tipo de tratamento para chorumes de aterros sanitários, entretanto, ainda não é amplamente explorada, havendo na literatura poucos dados a esse respeito. Ainda assim, é possível notar uma tendência na obtenção de significativas taxas de remoção para sólidos suspensos, matéria orgânica, em termos de DBO e DQO, e amônia.

Johnson et al (1998), Mæhlum et al (1998) e DeBusk (1998) apresentam resultados de remoção, em termos de concentração, de sólidos suspensos totais por *wetlands*, com tempo de residência do chorume entre 9 e 30 dias, variando de 45 a 97%.

Valores alcançados para redução de DBO nos *wetlands*, em concentração, variam de 14% em DeBusk (1998), com 9 dias de detenção, a 41% em Mæhlum et al (1998), com 30 dias de detenção. Considerando-se os efeitos da perda de líquido por evapotranspiração (que leva a menores vazões na saída dos *wetlands* do que em sua entrada e a uma possível concentração dos poluentes), em termos de remoção de carga poluente no chorume bruto, os percentuais obtidos por Schawartz et al (1998), DeBusk (1998) e Eckhardt et al (1998) estão entre 61%, com 25 dias de residência e 95%, com 74 dias de residência.

Quando o efluente submetido ao *wetland* já passou por algum tipo de tratamento biológico, como por exemplo um tanque de aeração seguido de decantador ou um filtro biológico, a eficiência de remoção de poluentes apresenta melhores resultados. Para DBO, encontram-se valores de remoção em concentração entre 45%, com 5 dias (Sartaj et al, 1998), e 85%, com 30 dias de residência (Mæhlum et al, 1998), considerando o sistema biológico mais *wetlands*.

Analisando o tratamento promovido apenas pelos *wetlands*, Johnson et al (1998) chegaram a 90% de remoção em concentração de DQO, em 15 dias de passagem do percolado pelo sistema, enquanto que Mæhlum et al (1998) obtiveram 4% de remoção, em 30 dias. Neste último estudo, considerando o tratamento prévio do chorume em um tanque de aeração

seguido de um decantador, o valor global de remoção de DQO, em concentração, sobe para 61%.

A redução na carga de amônia nos sistemas de *wetlands* mostra-se bastante elevada. Schawartz et al (1998) encontraram, em 25 dias de residência do chorume, 83% de redução em carga e Eckhardt et al (1998), em 74 dias de residência, 91% de redução. A eficiência total de tratamento em sistemas biológicos seguidos de *wetlands*, para amônia, é apresentada em Mæhlum et al (1998) como sendo de 46% (30 dias de detenção) e em Sartaj et al (1998), de 95% (5 dias de detenção), ambas em termos de concentração, isto é, sem considerar os efeitos das perdas de líquido.

Além das significativas eficiências na remoção de poluentes obtidas nos estudos realizados, os *wetlands* construídos apresentam outras características que os tornam vantajosos no tratamento de chorume de aterros sanitários, tais como as citadas em Campos et al (2002) e em Kadlec (1998):

- Baixos custos e simplicidade de implantação, operação e manutenção. O investimento na instalação de um *wetland* é basicamente relativo aos custos do terreno onde ele será implantado, que normalmente é reduzido por já se tratar de área destinada à disposição final de resíduos; de aquisição de material de impermeabilização de fundo para os tanques, de meio filtrante para fixação da vegetação, das próprias espécies vegetais (que podem ser obtidas em manguezais ou áreas próximas ao aterro) e de eventuais sistemas de bombeamento para condução do percolado até a entrada dos tanques.

A operação dos *wetlands* dispensa o uso de produtos químicos e grande consumo de energia elétrica (restrito a eventuais sistemas prévios de bombeamento), o qual pode ser até inexistente. Adicionalmente, não requer pessoal especializado para seu funcionamento. A manutenção do sistema é relativa a possíveis colheitas de vegetação, desentupimento e reparo de tubulações.

- Garantem segurança no tratamento de poluentes inesperados. Devido à característica de grande variabilidade dos chorumes, durante a vida útil do aterro ou após o seu fechamento podem aparecer componentes não usuais em determinado percolado. Os sistemas de *wetlands* têm a capacidade de tratar simultaneamente uma grande variedade de substâncias. Por exemplo, processos de *stripping* (arraste com ar) podem ser eficientes na eliminação de amônia e outros compostos voláteis mas são incapazes de tratar metais. Se, em determinado momento, o percolado apresentar concentrações de metais o *wetland* é capaz de tratar esse novo poluente.

- Possibilidade de tratar o chorume no próprio aterro, sem a necessidade de transportá-lo para estações de tratamento em locais distantes.
- Não há grande produção de lodo no sistema, eliminando a necessidade de uma etapa posterior de tratamento e destinação final desse material.
- Atenuação do aspecto visual desagradável do vazadouro de resíduos.
- Longa vida útil, estimada em de 15 a 20 anos (Vrhovšek et al, 1996).
- Produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizantes (reciclagem de nutrientes), desde que comprovada sua qualidade para o fim determinado.

Os aspectos negativos relativos aos *wetlands* dizem respeito sobretudo à necessidade de grandes áreas quando do tratamento de volumes elevados de chorume (problema que em regiões com altas temperaturas é minimizado pelos efeitos da evapotranspiração) e à dificuldade em produzir um efluente totalmente livre de poluentes. Segundo Kadlec (1998), a presença inevitável de pequenos caminhos preferenciais no interior do wetland não impede que se obtenha percentuais de remoção de poluentes entre 90 e 95% mas dificulta a obtenção de valores próximos a 99% ou mais. Além disso, fatores de natureza biológica, como ataques de insetos e variações sazonais, e de natureza ambiental, como períodos de seca e de grandes chuvas influenciam na qualidade do efluente do wetland. Como exemplo, altas taxas de evapotranspiração podem levar à concentração do efluente devido à perda de água, mesmo com grandes reduções em carga de determinados poluentes (Kladlec, 1998).

O manejo da vegetação também pode ser um fator desfavorável ao uso de *wetlands* uma vez que é preciso se proceder ao corte e à destinação dessa biomassa, quando do crescimento das plantas além dos níveis operacionais ou de sua morte. Caso a vegetação apresente características que inviabilizem sua reutilização com o aproveitamento dos nutrientes nela contidos, a mesma deve ter fim adequado, podendo até ser necessária a sua destruição através de processos térmicos.

Quanto à transferência de poluentes promovida pelos *wetlands* entre meios ainda há muitas incertezas. Alega-se que a volatilização de determinados compostos orgânicos e amônia transformaria uma contaminação da água em contaminação do ar e que alguns poluentes, como metais, são removidos por processos que os acumulam nos sedimentos do solo. Entretanto, ainda não há estudos conclusivos a esse respeito.

3 - METODOLOGIA DE TRABALHO

A metodologia do trabalho foi baseada na análise da eficiência na remoção de poluentes e de percentuais de evapotranspiração em dois *wetlands* experimentais construídos para o tratamento de uma pequena parte do chorume produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho.

O projeto original, iniciado em janeiro de 2002 e apresentado por Pires (2002) em dissertação de mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, previa a realização de experiências utilizando o chorume bruto e o efluente do tratamento biológico da estação de tratamento de chorume existente no aterro. A vegetação utilizada em ambos os *wetlands* foi uma gramínea encontrada na lagoa de equalização da estação de tratamento. Buscou-se comparar a eficiência desses sistemas na remoção de poluentes das duas qualidades de chorume utilizadas.

Após alguns meses de observações, concluiu-se que a gramínea alimentada com chorume bruto não estava resistindo à carga poluidora a que vinha sendo submetida e apresentava sinais de morte. Decidiu-se então, em novembro de 2002, pela substituição da vegetação desse *wetland* pela taboa, encontrada próxima ao aterro, e ainda por algumas mudanças no sistema de alimentação dos tanques, permitindo que ambos passassem a ser alimentados com o efluente do tratamento biológico por lodos ativados da estação de tratamento de chorume.

Os estudos para a elaboração do presente trabalho foram baseados na configuração em que dois *wetlands* são alimentados com chorume tratado, até a etapa secundária da estação existente do Aterro de Gramacho, sendo um plantado com gramínea e outro com taboa. Tal configuração teve sua execução concluída em 04 de novembro de 2002.

Em 12 de novembro do mesmo ano, decidiu-se pela alimentação do *wetland* recém-plantado com taboa utilizando o efluente da etapa de tratamento terciário da estação de tratamento de chorume, a fim de promover uma aclimação e desenvolvimento da vegetação.

Seguindo um calendário operacional, a estação de tratamento paralisou seu funcionamento contínuo de 22 de novembro de 2002 até 08 de janeiro de 2003 para reforma de suas unidades. Buscando evitar a morte por ressecamento das vegetações, os *wetlands* foram temporariamente alimentados com água.

É preciso ressaltar que o *wetland* plantado com taboa continuou a apresentar problemas. As plantas cresceram pouco e aparentemente não se ambientaram às condições do *wetland*.

O efetivo monitoramento do sistema proposto teve início em 09 de janeiro de 2003, quando ambos os *wetlands* voltaram a ser alimentados com o efluente da etapa secundária de tratamento do chorume na estação.

Como todo o sistema de tratamento existente é monitorado, é possível se estabelecer comparações entre os resultados obtidos nos efluentes dos *wetlands* e nas diversas etapas daquele sistema, bem como o atendimento dos parâmetros exigidos pela FEEMA para lançamento do efluente no corpo hídrico receptor.

3.1 - Detalhamento da Construção dos *Wetlands*

*3.1.1 - Implantação dos *Wetlands**

Os *wetlands* foram implantados em um espaço reservado, de acordo com o projeto inicial da Estação de Tratamento de Chorume, para duas lagoas de polimento após o decantador secundário, as quais tiveram seus usos suspensos por não demonstrarem a eficiência esperada.

Desta maneira, os espaços ocupados previamente pelas lagoas, com volumes de 83m³ e 116m³, foram preparados para a implantação dos *wetlands*, como descrito detalhadamente na dissertação apresentada por Pires (2002). Os tanques têm formato de troncos de pirâmides com bases retangulares. Na menor lagoa, as dimensões das bases medidas foram de 13x7m e 10x4m e a altura medida de 1,30m. Na maior lagoa, as bases têm 13x8m e 10x5,5m e a altura, 1,50m, de acordo com as medições realizadas no local.

Os tanques foram inicialmente impermeabilizados com geomembranas de PEAD de 2mm de espessura. Em função da profundidade inadequada para esse experimento, os tanques foram preenchidos com argila e pedras, que formam também um leito para a fixação da vegetação. A argila tem ainda o objetivo de proteger a geomembrana e as pedras, de facilitar a drenagem do percolado, uma vez que se adotou o uso de sistemas onde a lâmina d'água não fica exposta, isto é, *wetlands* sub-superficiais.

Foi definida a colocação de uma camada de argila compactada com 0,50m de espessura para o tanque de menor volume e uma de 0,60m para o de maior volume. Os volumes utilizados de argila foram de 41,0m³ e 58,0m³, respectivamente (Figura 3.1).

A camada de pedras deveria atingir o extravasor de cada tanque. Foi distribuído, então, rachão (pedras com diâmetros variando entre 15 e 30cm) numa altura de 0,50m no tanque menor e de 0,60m no tanque maior, ocupando volumes de 31m³ e 38m³ (Figura 3.2).



Figura 3.1 – Tanque com geomembrana de PEAD e argila



Figura 3.2 – Rachão espalhado no fundo do tanque

A cubagem dos volumes de argila e rachão foi feita adotando-se a medição dos volumes dos caminhões transportadores dos respectivos materiais, sendo admitida assim precisão de $\pm 0,10\text{m}^3$. Para ambos os materiais foram utilizados caminhões basculantes de 15m^3 .

A nova cubagem dos tanques foi feita quando do seu enchimento com chorume, a partir de caminhões pipa com volume de 12000L (Figura 3.3). Encontraram-se como volumes úteis, isto é, volumes de líquido nos tanques, 11m^3 e 20m^3 .



Figura 3.3 – Enchimento e cubagem de um *wetland*

No tocante à vegetação empregada nos *wetlands*, optou-se pelo uso de uma gramínea, em um dos tanques, e da *Typha spp.* (taboa), em outro (Figuras 3.4 a 3.7). O objetivo de usá-la na experiência é a obtenção de dados para a comparação com os resultados alcançados com a gramínea tipicamente encontrada na região do aterro, já que a taboa é uma planta consagrada na literatura em tratamento de efluentes utilizando-se *wetlands*.

A gramínea foi retirada, com o auxílio de uma retro-escavadeira, de ilhotas próximas às margens da lagoa de equalização (Figura 3.8). Trabalhadores as transportaram através de cestos de tela para dentro do *wetland* de maior volume, de forma a não soltar os resíduos de terra agregados às raízes. Esta operação foi realizada até que toda a superfície do *wetland* estivesse totalmente tomada pela vegetação. A taboa foi coletada em um canal afluente ao rio Sarapuí, próximo ao aterro, e replantada no *wetland* de menor volume (Figura 3.9).



Figura 3.4 – *Wetland* plantado com gramínea - agosto de 2002



Figura 3.5 – *Wetland* plantado com gramínea - julho de 2003



Figura 3.6 – *Wetland* plantado com taboa – março de 2003



Figura 3.7 – *Wetland* plantado com taboa – julho de 2003



Figura 3.8 – Ilhota de gramínea na margem da lagoa de estabilização



Figura 3.9 – Localização da área de coleta da taboa (a seta indica o local de coleta)

3.1.2 - Sistema de Captação, Transporte, Controle das Vazões e Distribuição do Chorume

O chorume utilizado na alimentação dos *wetlands* é o efluente do decantador secundário, que passou pelos processos de homogeneização, adição de cal para clarificação do percolado, decantação de cal, calhas de pré-sedimentação, decantação primária, aeração para desenvolvimento do processo biológico e decantação secundária.

A partir da saída do decantador secundário, o efluente é conduzido para um poço de sucção e bombeado para o filtro de areia, a uma pressão de 10bar, onde começa o tratamento terciário.

Após a saída da bomba e antes da entrada do filtro de areia, foi feita uma derivação na tubulação de PVC para a implantação de um ramal de 3/4 de polegada, que leva o chorume até os *wetlands* (Figura 3.10).



Figura 3.10 – Derivação na tubulação após a bomba do filtro de areia

Como a bomba de alimentação do filtro de areia tem funcionamento intermitente, em função da necessidade do tanque pulmão, foram instaladas 2 caixas de PVC de 2000 litros, ligadas entre si, a fim de permitir constância nas vazões de alimentação dos *wetlands* (Figura 3.11).



Figura 3.11 – Caixas de acumulação de chorume

Para o desenvolvimento da experiência, o controle das vazões é de grande importância, garantindo o tempo de residência, estabelecido em projeto, do percolado nos *wetlands*. Nesse sentido, foi definida a existência, antes de cada *wetland*, de uma caixa de passagem precedida por um registro para regulagem das vazões de alimentação.

Durante alguns meses, ainda no período de desenvolvimento da vegetação, foi observada dificuldade na manutenção da constância nas vazões de alimentação definidas. Os registros de esfera em PVC, então utilizados, vinham retendo parte do material sólido encontrado no percolado, mostrando-se pouco eficientes no controle das vazões (Figura 3.12). Decidiu-se assim por substituí-los por registros de gaveta de metal, os quais oferecem maior precisão, como pode ser visto na Figura 3.13.

As caixas de passagem foram construídas em concreto, medindo 66x34x25cm, com a tubulação de entrada na parte inferior da parede, de modo a minimizar as turbulências na lâmina do líquido. O projeto inicial previa a medição direta das vazões através de um vertedor triangular com ângulo de abertura de 90°, instalado em cada caixa de passagem. Entretanto, as vazões de alimentação, definidas após algumas experiências, mostraram-se diminutas o suficiente para inviabilizar a leitura das cargas hidráulicas nos vertedores.



Figura 3.12 – Caixa de passagem para controle da vazão de alimentação de um *wetland*, precedida de registro de esfera em PVC



Figura 3.13 – Caixa de passagem para controle da vazão de alimentação de um *wetland*, precedida de registro de gaveta em metal

A saída das caixas de passagem é feita com um pequeno tubo de PVC de 3/4 de polegada, ligado a um tê, com duas derivações de mesmo diâmetro, ambas providas de um registro de esfera em PVC. Uma conduz o chorume até os *wetlands*. A outra segue em direção oposta até o talude existente próximo aos tanques e destina-se à medição das vazões de entrada nos mesmos (Figura 3.14).



Figura 3.14 – Saídas de uma caixa de passagem em direção ao *wetland* e ao talude

Diante das pequenas vazões determinadas em projeto, cujos cálculos encontram-se detalhados no item 3.1.3, o processo de aferição mais eficiente, com menores erros associados e de simples operação, foi definido pela medição do tempo necessário para o preenchimento de um recipiente de volume conhecido. Assim procedeu-se a cubagem de uma bombona, utilizando uma proveta graduada, obtendo-se um valor de 22,5 litros. Quando da aferição das vazões, um operador da estação posiciona a bombona na parte mais baixa do talude, fecha o registro da linha que sai da caixa de passagem para alimentar o *wetland* e abre o da linha que segue para o talude, liberando o chorume para a bombona (Figura 3.15).



Figura 3.15 – Aferição de vazão utilizando bombona

As vazões de saída são medidas pelo mesmo processo, na ponta das tubulações que saem dos poços de visita ligados ao extravasor de cada wetland.

Definiu-se uma frequência de aferição das vazões de entrada e saída dos wetlands de duas vezes ao dia, uma na parte da manhã e outra na parte da tarde.

Para a distribuição do chorume, foram utilizados tubos de PVC de 3/4 de polegada, conectados a um tê em suas extremidades, de onde derivam duas barras aspergidoras, com furos de 1/8 de polegada, que distribuem o chorume ao longo das células (Figura 3.16).



Figura 3.16 – Barra aspergidora

3.1.3 - Definição das Vazões de Operação e Tempo de Residência

Para definição das vazões de projeto foi estimado, inicialmente, um tempo de residência do percolado, em ambos os *wetlands*, de 9 dias.

De acordo com os cálculos a seguir, definiu-se, para o *wetland* plantado com taboa, vazão de entrada de 2,0L/mim e, para o *wetland* plantado com a gramínea, vazão de entrada de 3,7L/mim.

$$Q = \frac{V}{Tr} \quad (Eq\ 3.1)$$

Onde:

$$Tr = D \times H \times 60 \text{ min/h} \quad (Eq\ 3.2)$$

Sendo:

Q = vazão [L/min]

V = volume útil (de líquido) do *wetland* [L]

Tr = tempo de residência [min]

D = número de dias de residência [d]

H = número de horas de alimentação do *wetland* por dia [h/dia]

Considerando os *wetlands* sendo alimentado durante 10h por dia:

$$\text{Wetland taboa} \Rightarrow Q = \frac{11000L}{9\text{dias} \times 10\text{h}/\text{dia} \times 60\text{min}/\text{h}} = 2,0L/\text{min} \quad (\text{Eq 3.3})$$

$$\text{Wetland gramínea} \Rightarrow Q = \frac{20000L}{9\text{dias} \times 10\text{h}/\text{dia} \times 60\text{min}/\text{h}} = 3,7L/\text{min} \quad (\text{Eq 3.4})$$

Dessa forma, a vazão total consumida (Q_t) pelos dois *wetlands*, em 1h, seria:

$$Q_t = (2,0L/\text{min} + 3,7L/\text{min}) \times 60\text{min}/\text{h} = 342L/\text{h} \quad (\text{Eq 3.5})$$

Como o fator condicionante do tempo em que *wetlands* serão alimentados, em 1 dia, é o volume das caixas d'água de acumulação, isto é, $2000 + 2000 = 4000L$, o tempo real (H') de alimentação dos *wetlands* é:

$$H' = \frac{4000L}{342L/\text{h}} = 11,7\text{h} \quad (\text{Eq 3.6})$$

Assim, é preciso se corrigir o tempo de residência estimado, recalculando-se o tempo de residência real (Tr'), em dias. Mantendo-se as vazões anteriormente encontradas, nas Equações 3.2 e 3.3, têm-se:

$$Tr' = D \times H \times 60\text{min}/\text{h} = \frac{V}{Q} \Rightarrow D' = \frac{V}{Q \times H' \times 60\text{min}/\text{h}} \quad (\text{Eq 3.7})$$

$$\text{Wetland taboa} \Rightarrow D' = \frac{11000L}{2,0L/\text{min} \times 11,7\text{h}/\text{dia} \times 60\text{min}/\text{h}} = 7,83\text{dias} \quad (\text{Eq 3.8})$$

$$\text{Wetland gramínea} \Rightarrow D' = \frac{20000L}{3,7L/\text{min} \times 11,7\text{h}/\text{dia} \times 60\text{min}/\text{h}} = 7,70\text{dias} \quad (\text{Eq 3.9})$$

Mas é preciso se considerar que a estação de tratamento não opera aos domingos, de modo que os *wetlands* não são alimentados nesse dia. Então, na realidade, deve ser somado 1 dia a cada valor encontrado para os tempos de residência do percolado nos tanques.

Resumidamente, o *wetland* plantado com taboa foi projetado para operar com vazão de alimentação de 2,0L/min e tempo de residência médio de 8,8 dias e o *wetland* plantado com gramínea, para operar com vazão de alimentação de 3,7L/min e tempo de residência médio de 8,7 dias. Por se tratar de um experimento de campo, e levando-se em conta as variações de vazão ocorridas dentro do período operacional, pode-se considerar o tempo de residência dos dois *wetlands* como sendo de 9 dias.

3.2 - Metodologia Analítica

As análises das amostras coletadas na entrada e na saída dos *wetlands* foram realizadas no Laboratório de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente (LES), da Faculdade de Engenharia da UERJ e na empresa responsável pelo monitoramento da estação de tratamento de chorume do aterro de Gramacho, TECMA – Tecnologia em Meio Ambiente Ltda.

Os parâmetros analisados foram pH, Alcalinidade Total, Condutividade, Cloreto, DQO (Demanda Química de Oxigênio), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Dissolvidos Totais e Nitrogênio Amoniacal. As análises foram realizadas de acordo com os métodos da FEEMA, complementados pelos métodos de análise previstos na 20ª edição de Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, publicado em conjunto por AWWA, WPCF e APHA (1998).

4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados trabalhados nesse estudo referem-se, essencialmente, ao *wetland* plantado com gramínea e alimentado com efluente da estação de tratamento de chorume por lodos ativados.

O *wetland* plantado com taboa, alimentado com o mesmo efluente, apresentou problemas contínuos ao longo dos meses de observação, não podendo ser considerado como parte de um sistema de tratamento para o chorume. A vegetação utilizada não demonstrou sinais significativos de desenvolvimento, mesmo após o seu replantio. Os dados utilizados relativos a esse *wetland* limitam-se ao acompanhamento de suas vazões de entrada.

4.1 – Resultados de Balanço Hídrico

No período de janeiro a junho de 2003, foram realizadas duas aferições diárias das vazões de entrada e de saída do chorume nos *wetlands*. O processo de obtenção das vazões, já descrito anteriormente no item 3.1.2, consistiu-se na medição do tempo necessário para encher um recipiente de volume conhecido.

Os valores de tempo medidos em cada ponto foram tabulados em uma planilha eletrônica a fim de se encontrar as vazões respectivas. A tabela com as datas e horários de todas as medições realizadas, bem como com os valores de tempo e com as vazões de entrada de cada *wetland* e de saída do *wetland* contendo gramínea, encontra-se no Anexo 1.

Deve-se atentar que as medições registradas no período de 1º a 12 de maio foram desconsideradas por se haver constatado entupimento das tubulações extravasoras dos *wetlands*. Tal entupimento deu-se pela acumulação de fragmentos de vegetação e lodo carregados de dentro dos *wetlands* para os extravasores. O problema foi solucionado injetando-se água, com auxílio de uma mangueira, no sentido contrário ao fluxo corrente.

A Figura 4.1 mostra os valores médios diários aferidos para as vazões de entrada no *wetland* plantado com gramínea e no plantado com taboa. A regularidade das vazões de alimentação dos *wetlands* e a consonância das mesmas com os valores estabelecidos em projeto são fundamentais para a garantia do tempo de residência fixado para o percolado nos tanques, como foi explicitado na Equação 3.7, aqui reproduzida:

$$D = \frac{V}{Q \times H \times 60 \text{ min}} \quad (\text{Eq 4.1})$$

Sendo:

Q = vazão [L/min]

V = volume útil do *wetland* [L]

D = número de dias de residência [d]

H = número de horas de alimentação do *wetland* por dia [h/dia]

Dessa forma, mesmo o *wetland* plantado com taboa apresentando problemas, não se interrompeu o monitoramento e controle de suas vazões de alimentação. Supondo uma redução significativa em sua vazão de entrada, sendo mantida inalterada a vazão de entrada do *wetland* plantado com gramínea, o tempo de alimentação diário de ambos os *wetlands* aumentará pois é regido pelo volume das caixas de acumulação de chorume. O aumento no número de horas de alimentação causará uma redução no tempo de residência no *wetland* com gramínea.

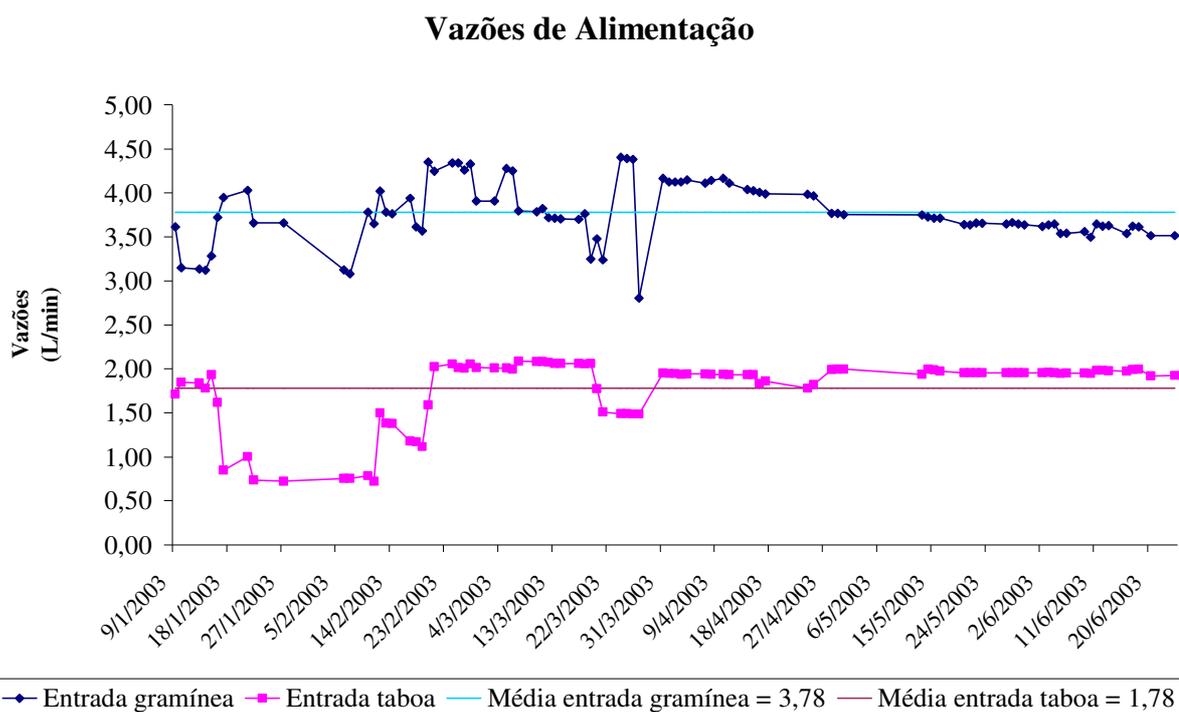


Figura 4.1 - Valores médios diários das vazões de entrada nos *wetlands* plantados com gramínea e com taboa

Para ambos os *wetlands*, os valores médios de alimentação de 3,78L/min, naquele contendo gramínea, e 1,78L/min, naquele contendo taboa, estão bastante próximos dos valores definidos em projeto, 3,70L/min e 2,0L/min, respectivamente.

As variações diárias, ao longo do período de observação, não ultrapassaram 25% para mais e 20% para menos, no *wetland* com gramínea, e 5% para mais e um pico pontual de 44% para menos, no *wetland* com taboa.

Considerando-se a qualidade do percolado, o qual ainda contém razoável quantidade de material em suspensão, podendo provocar entupimentos momentâneos e incrustações junto às linhas de alimentação e aos registros, e a suscetibilidade a interferências externas dos próprios registros responsáveis pela regulação das vazões, podem-se assumir as variações diárias dentro de limites aceitáveis de modo a não comprometer as experiências.

No período de 17 de janeiro a 11 de fevereiro, a alimentação do *wetland* contendo taboa foi alterada no sentido de se tentar promover o desenvolvimento da vegetação. A vazão de entrada de chorume foi reduzida à metade, ou seja, 1L/min e completada pela adição de água, em vazão também próxima a 1L/min.

Promovendo uma comparação das vazões obtidas na entrada e na saída do *wetland* plantado com gramínea, se faz notável a redução entre seus valores. Tal redução é devido essencialmente à evaporação da água interceptada pelas folhas dos vegetais e diretamente a partir da superfície mineral do solo, função da ação da incidência solar, a qual fornece energia para manter o processo de evaporação líquida (Soares, 2000). Deve ser lembrado que a parcela de evaporação que ocorre nas superfícies livres de água não é significativa no *wetland* trabalhado uma vez em que ele é operado com fluxo sub-superficial. A transpiração realizada pela vegetação ali existente, ou seja, a evaporação d'água das células vivas dos tecidos vegetais, através dos estômatos (poros de respiração das plantas) também contribui para a perda de líquido no *wetland* (Soares, 2000).

Os percentuais de redução das vazões por esses dois mecanismos ocorrendo simultaneamente, a evapotranspiração, são mostrados na Figura 4.2, para o *wetland* com gramínea.

Os pontos plotados na curva representam as médias diárias dos percentuais de evapotranspiração calculados, os quais encontram-se na tabela do Anexo 1. Os valores médios relativos a todo o período de observação, ao primeiro e ao segundo trimestres do estudo são apresentados nas três retas da figura.

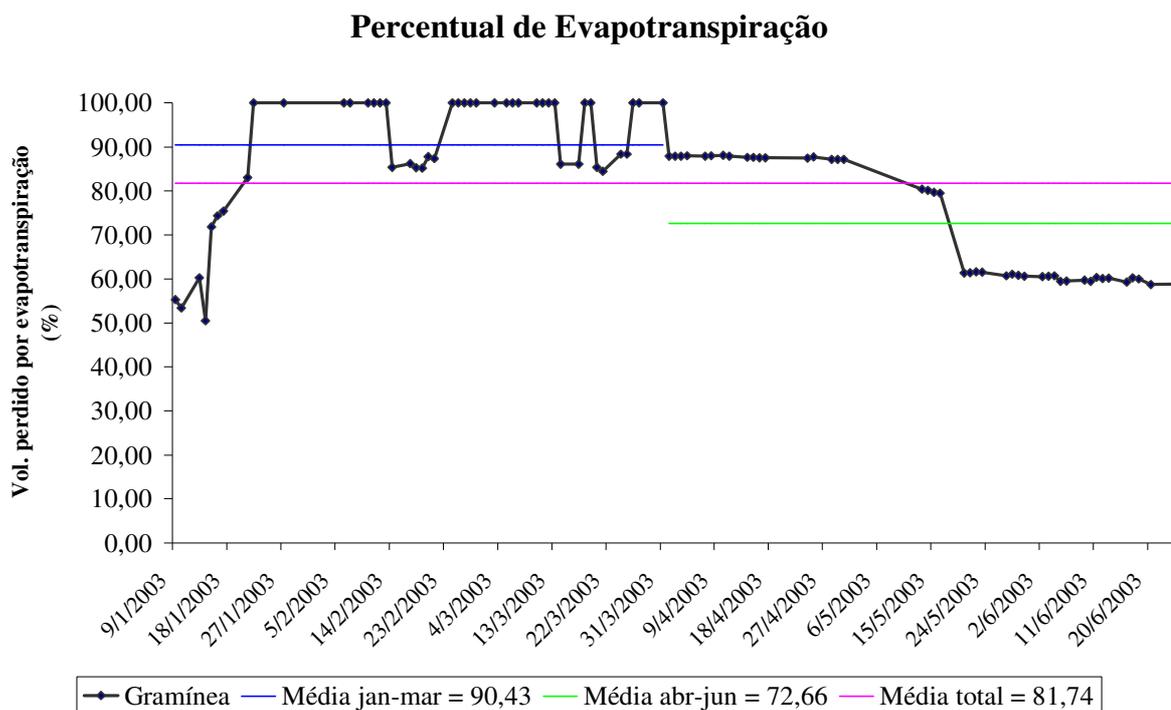


Figura 4.2 – Percentuais de evapotranspiração no *wetland* com gramínea

A redução média da vazão entre a entrada e a saída do *wetland*, nos seis meses de observação, foi na ordem de 80%. Isso significa dizer que, apenas 20% do percolado que entra no *wetland* sai como efluente, a ser descartado diretamente num corpo receptor ou a seguir para uma próxima etapa de tratamento.

Se tomados apenas os meses de verão, de janeiro a março, onde as temperaturas são bastantes elevadas na região, observa-se uma redução de vazões ainda maior, na ordem de 90%, que é deslocada para a ordem de 70% nos meses de abril a junho. Nos meses de verão, houve ainda períodos de mais de dez dias seqüenciais em que todo o percolado alimentado ao *wetland* foi consumido pelo processo de evapotranspiração, não ocorrendo saída de efluente.

Há que se ressaltar ainda que, nesses três primeiros meses do ano, a incidência de chuvas é bastante freqüente. Os dados recolhidos de uma estação pluviométrica existente no próprio aterro de Gramacho indicam os dias de ocorrência de chuva e sua altura, em milímetros, e encontram-se no Anexo 2. A evapotranspiração real, nesses dias, é ainda maior do que a medida pela diferença de vazões de entrada e saída do *wetland* pois, desta forma, não está se considerando a vazão adicional causada pela chuva, que pode ser calculada pela multiplicação da altura de chuva no dia pela área do *wetland*.

Dados comparativos relativos à evaporação de chorume são de difícil obtenção na literatura. Campos et al. (2002) apresentaram um experimento desenvolvido no Aterro Sanitário de Piraí (RJ) onde foram montados *wetlands* em pequena escala, em vasos contendo

taboa e uma gramínea encontrada na região do aterro além de um vaso contendo apenas solo, alimentados em batelada com chorume e com água, em diferentes configurações. Foi observado nível de evaporação do chorume, dado pelo vaso contendo somente solo, na faixa de 0,2 a 1,5L/dia, enquanto que a evapotranspiração ocorrida no vaso contendo gramínea e alimentado com chorume alcançou valores de 1,5 a 3,5L/dia, que se mostraram ainda maiores nos vasos contendo taboa, atingindo perdas de até 4,5L/dia. O estudo aponta para o fato de que as perdas de líquido por evapotranspiração nos *wetlands* são significativamente maiores do que aquelas decorrentes da simples evaporação do chorume. Dessa forma, pode-se fazer a analogia de que uma lagoa de polimento implantada no aterro de Gramacho não apresentaria percentuais de evaporação tão elevados quanto os de evapotranspiração obtidos no *wetland* estudado no presente trabalho.

Considerando-se apenas o seu potencial de redução de vazões, o sistema de *wetland* implantado já se mostra como uma boa alternativa no tratamento de chorume de aterros sanitários, sobretudo em regiões de clima tropical, onde as elevadas temperaturas potencializam os efeitos da evapotranspiração.

4.2 – Remoção de Poluentes em Termos de Concentração

O monitoramento da remoção de poluentes do percolado pelo *wetland* plantado com gramínea, isoladamente, e pelo sistema composto pelo tratamento biológico por lodos ativados seguido do *wetland* foi realizado através de análises laboratoriais de amostras coletadas na vala de captação do chorume bruto, num ponto próximo à entrada da lagoa de equalização; após as caixas de acumulação, na entrada dos *wetlands*, e na saída do *wetland* contendo gramínea.

Foram considerados doze laudos de análises, apresentados no Anexo 3, de amostras coletadas entre janeiro e maio de 2003, sendo duas em janeiro, três em fevereiro, três em março, três em abril e uma em maio, completando um período de cinco meses de observações.

No período entre o início do mês de fevereiro e o meio do mês de março, o sistema biológico da estação de tratamento de chorume funcionou em regime de adaptação, em virtude das grandes variações de vazão e pH do chorume coletado no aterro, de acordo com informações constantes nos relatórios da operadora da estação. Nesse mesmo período, as membranas de nanofiltração foram mantidas em sistema de limpeza.

Os valores de pH das amostras coletadas na entrada dos *wetlands* refletem as variações que atingiram o sistema de lodos ativados, como pode ser observado na Figura 4.3. Tais variações, entretanto, não prejudicaram a integridade da vegetação do *wetland* nem

comprometeram seu funcionamento. O pH de saída do *wetland* com gramínea apresentou valores aproximadamente constantes, numa faixa muito próxima à neutralidade, e dentro dos limites estabelecidos pela Resolução nº20 do CONAMA e pela NT-202 da FEEMA, de 5 a 9.

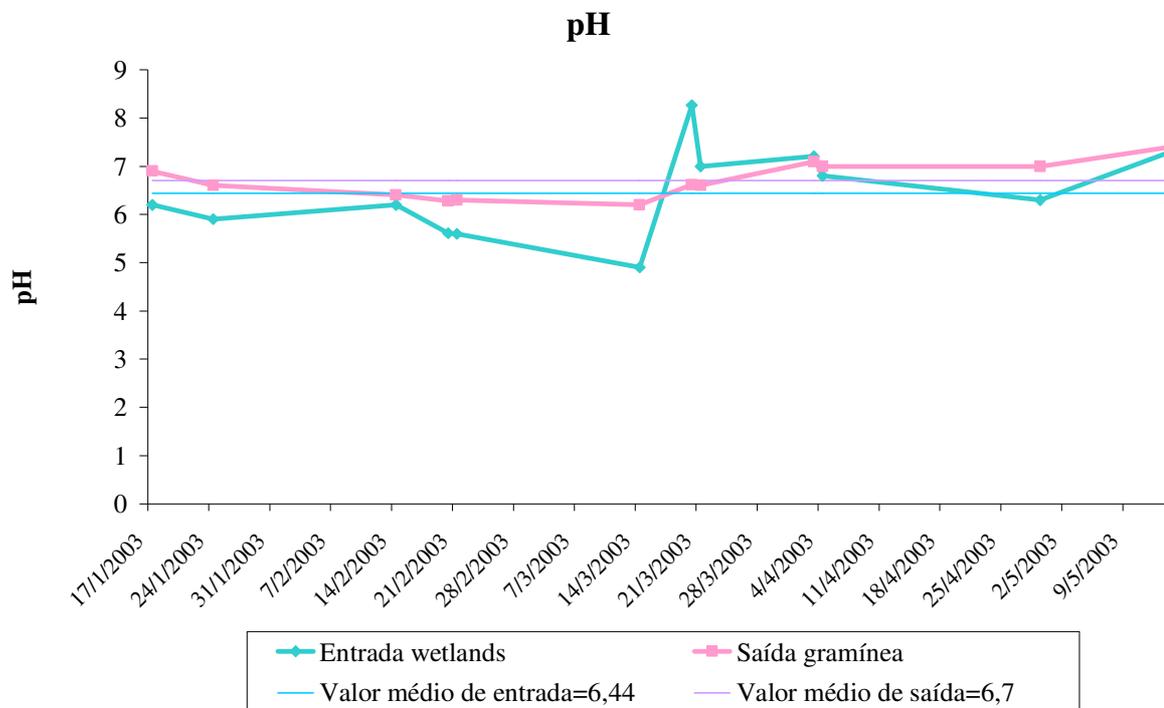


Figura 4.3 – Variação do pH ao longo do tempo de observação

A alcalinidade, na faixa de pH de 4,4 a 8,3, é decorrente sobretudo da presença de bicarbonatos nas amostras. Não tem significado sanitário importante mas, em elevadas concentrações, provoca um gosto amargo à água. A nitrificação ocorrida no interior do *wetland*, tende a reduzir os valores de alcalinidade (von Sperling, 1996).

Os valores de condutividade estão relacionados, sobretudo, com a presença de íons em solução no percolado e apresentam redução correlacionada com a redução de sólidos dissolvidos nas amostras. Assim como a alcalinidade, não é um parâmetro controlado por dispositivos legais.

No tocante às concentrações de cloretos, os valores observados após a etapa de tratamento biológico são bastante elevados devido à adição de ácido clorídrico, para correção do pH do chorume, antes de sua entrada no tanque de aeração. No *wetland* isoladamente, a redução média nas concentrações foi muito pequena, na ordem de 3,5 %, como pode ser observado na Figura 4.4. A redução global no sistema biológico seguido do *wetland* foi insignificante, na ordem de 0,01%.

A Resolução nº20 do CONAMA e a NT-202 da FEEMA não estabelecem limites máximos para a presença de cloretos em efluentes.

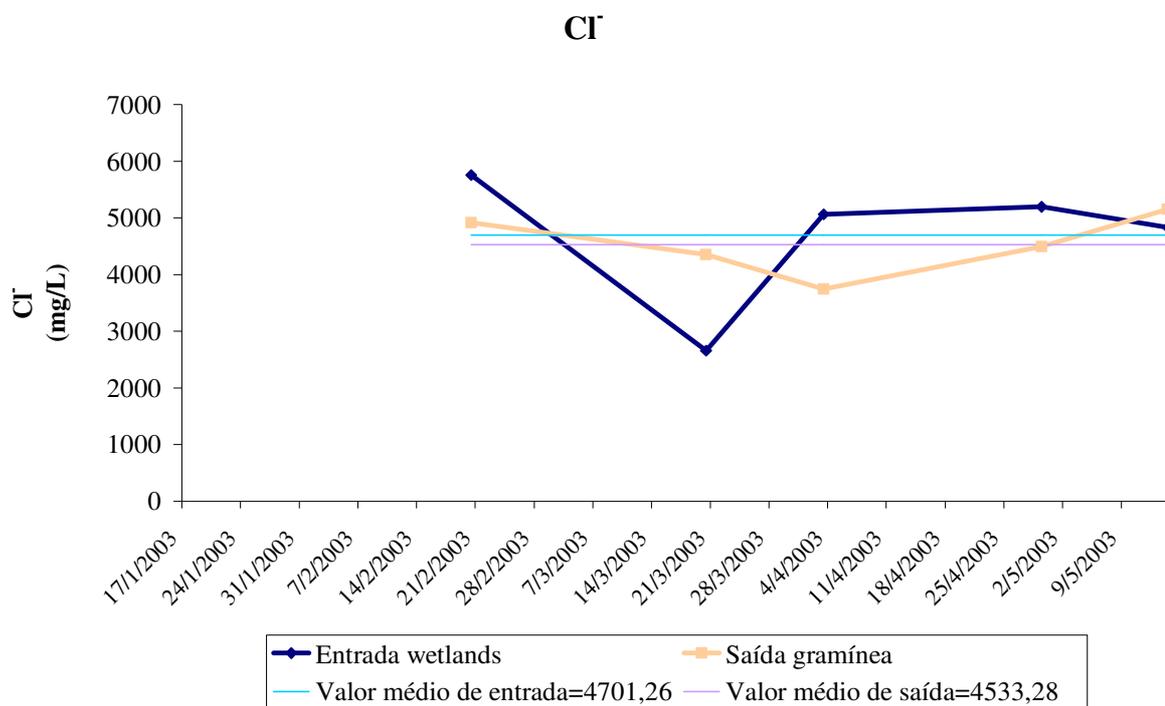


Figura 4.4 – Variação de cloretos ao longo do tempo de observação

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um parâmetro que indica a quantidade de matéria orgânica, biodegradável ou não, presente em uma amostra. Corresponde ao consumo de oxigênio necessário para degradar a referida matéria orgânica (Macêdo, 2002; von Sperling, 1998). A DQO de entrada no *wetland* variou, no período de observação, entre 1219 e 2800mg O₂/L, enquanto que a de saída oscilou entre 914 e 2700mg O₂/L (Figura 4.5).

As concentrações presentes no efluente do *wetland* não atendem, em quase totalidade das amostras coletadas, ao limite máximo fixado para o Aterro de Gramacho, em acordo entre a FEEMA, a TECMA e a COMLURB, de 1000mg O₂/L (valor informado pela TECMA).

Os percentuais de remoção em termos de concentração de DQO obtidos no *wetland* contendo gramínea e no sistema compreendendo lodos ativados mais *wetland* foram, respectivamente, das ordens de 31 e 64%.

Os resultados são bons se comparados com os obtidos por Mæhlum et al (1998), para um *wetland* sub-superficial com 30 dias de residência e para o sistema de tratamento biológico seguido do *wetland*, respectivamente 4 e 61%.

Se fosse considerada a legislação estadual de Minas Gerais, nos termos da Deliberação Normativa COPAM nº46, onde os valores de DQO dos percolados de aterros sanitários devem ser reduzidos em 60% para seu lançamento em corpos hídricos, a eficiência obtida no sistema biológico seguido do *wetland* em Gramacho atenderia ao padrão exigido.

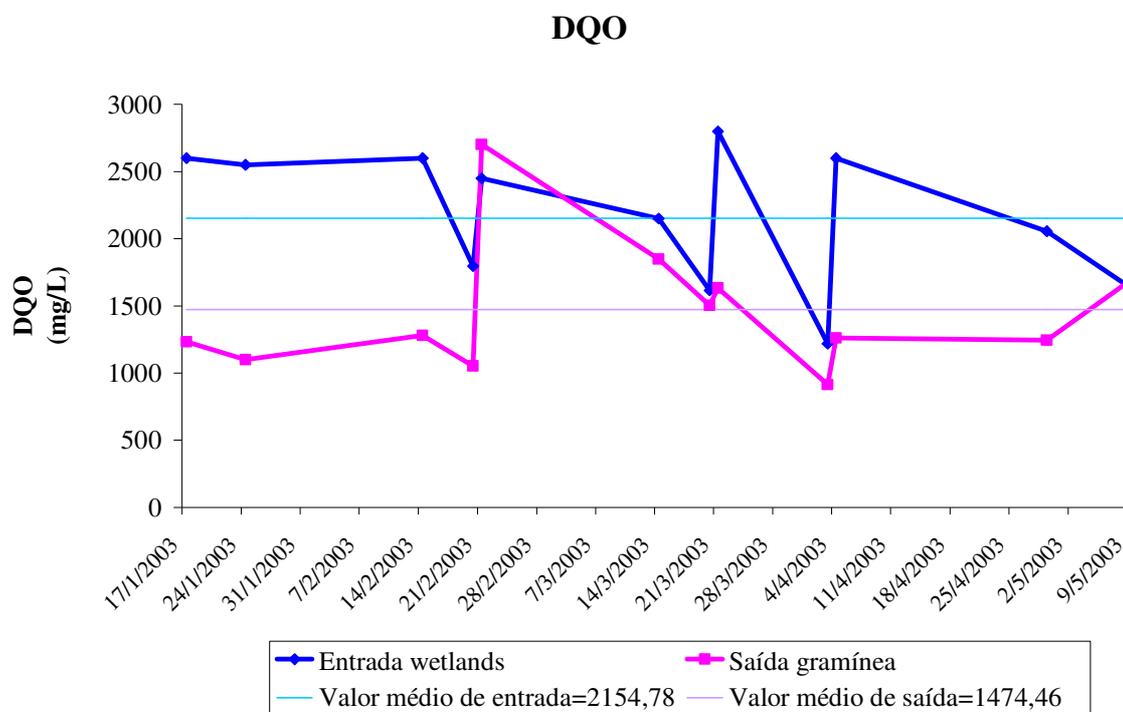


Figura 4.5 – Variação da DQO ao longo do tempo de observação

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio molecular consumida por microorganismos durante a degradação da matéria orgânica (Barbosa, 2001). Os valores de DBO medidos na entrada dos *wetlands* variaram entre 47 e 677mg O₂/L e, na saída do *wetland* com gramínea, entre 28 e 330mg O₂/L, como representado na Figura 4.6. Deve-se ressaltar que os valores de DBO encontrados, muito reduzidos em relação aos valores de DQO, são explicados por se estar trabalhando com o efluente da etapa de tratamento biológico da estação de tratamento de chorume, onde o objetivo é promover grande parte da estabilização da matéria orgânica biodegradável.

Em relação à legislação do estado do Rio de Janeiro que controla o lançamento de efluentes em corpos hídricos, a DZ-205 da FEEMA exige eficiência de redução de 90% na concentração de DBO pelo tratamento implantado.

A redução média obtida no tratamento conjunto do chorume por lodos ativados e pelo *wetland* foi de 76%, ficando aquém do exigido pela diretriz da FEEMA. O *wetland* isoladamente promoveu redução média de 33% da DBO.

Da mesma forma que referida para a DQO, a legislação estadual de Minas Gerais seria atendida, uma vez em que é exigida redução de 60% nos valores de DBO antes do lançamento de efluentes de aterros sanitários em corpos hídricos.

A redução de DBO no wetland estudado foi maior do que a conseguida em DeBusk (1998), 14%, com o mesmo tempo de detenção, numa seqüência de 10 *wetlands* de fluxos superficiais em série.

Considerando a existência de um tratamento biológico anterior, o percentual de remoção de DBO ficou entre os valores encontrados por Sartaj et al (1998) e Mæhllum et al (1998), 45 e 85%, com 5 e 30 dias de residência respectivamente.

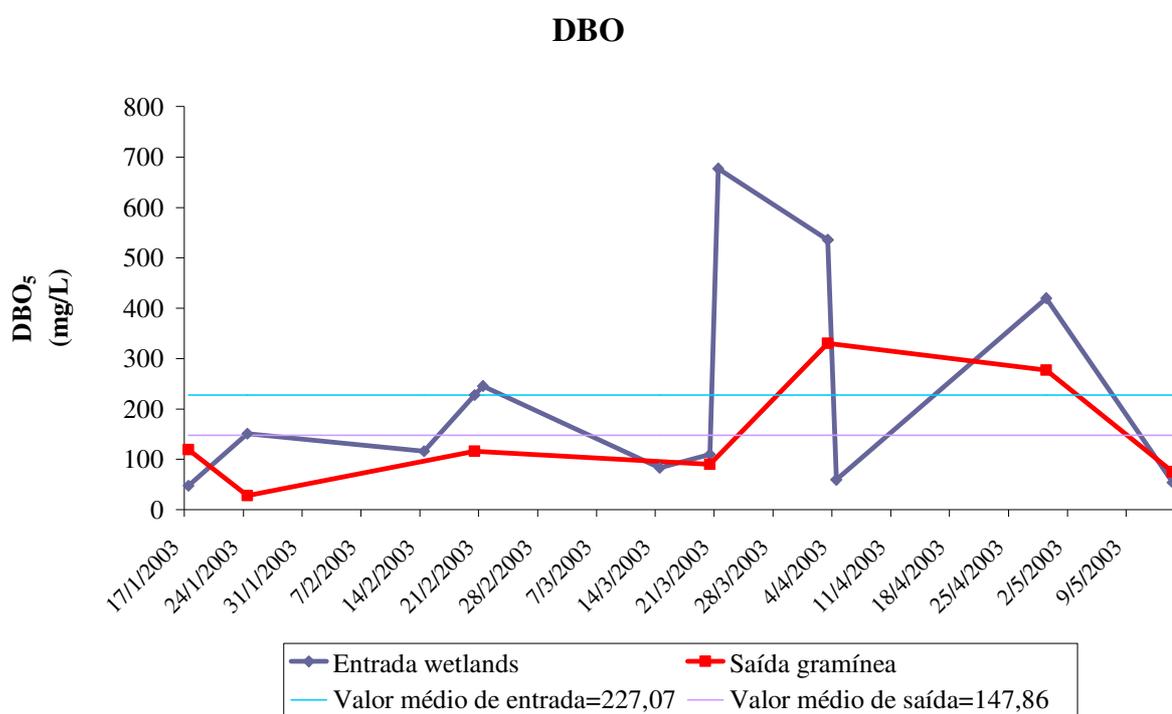


Figura 4.6 – Variação da DBO ao longo do tempo de observação

Os elevados teores de sólidos do chorume indicam que há lixiviação e decomposição dos resíduos aterrados. A Figura 4.7 mostra a variação dos sólidos suspensos totais (partículas de tamanho variando entre 1 e $10^3\mu\text{m}$, de acordo com Tchobanoglous & Schroeder, 1987) ao longo do período de observação e o valor médio desse parâmetro encontrado na entrada dos *wetlands*, de 511mg/L, e na saída do *wetland* plantado com gramínea, de 146mg/L.

O percentual médio de remoção de sólidos suspensos totais no *wetland* contendo gramínea foi de 71%. Não foi calculada a remoção global no sistema devido à ausência de análises do parâmetro no chorume bruto afluente à estação de tratamento.

Os valores de concentração de sólidos não são regidos diretamente por nenhum dispositivo legal de lançamento de efluentes. Entretanto, estão intimamente ligados às concentrações de outros poluentes, como por exemplo matéria orgânica e sais, de modo que os teores de sólidos têm que ser controlados para que se atinja os padrões de remoção exigidos para os poluentes a eles correlacionados.

Dados de trabalhos publicados por Johnson et al (1998), Mæhlum et al (1998) e DeBusk (1998) mostram remoção de sólidos suspensos totais variando entre 45 e 97%, com tempo de detenção de 9 a 30 dias.

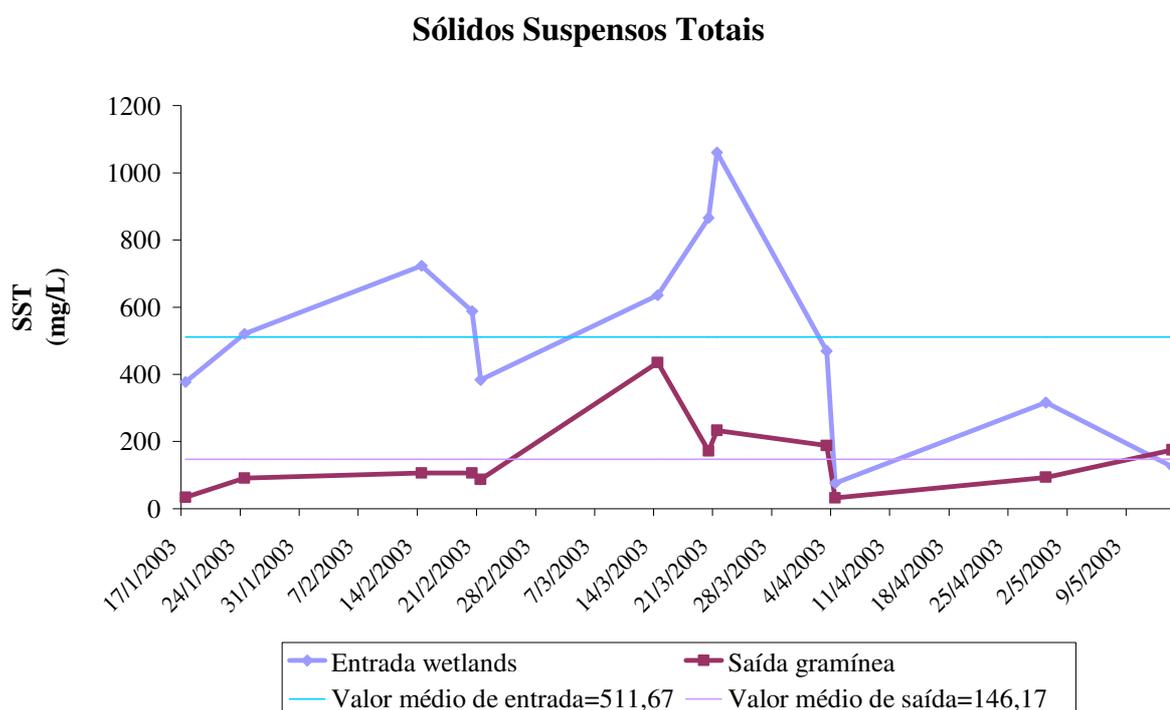


Figura 4.7 – Variação dos sólidos suspensos totais ao longo do tempo de observação

Valores elevados de nitrogênio amoniacal são bastante comuns em chorumes de aterros sanitários, decorrentes da decomposição bacteriana de diversos compostos orgânicos, como proteínas e clorofila. Melhores resultados são obtidos na remoção de amônia quando o percolado a ser encaminhado ao *wetland* já sofreu algum tipo de pré-tratamento, como no caso do presente trabalho, precipitação química com cal e tratamento por lodos ativados. Dessa maneira, os valores de DBO e DQO afluentes ao *wetland* são mais baixos, liberando maiores quantidades do oxigênio disponível para os organismos nitrificantes realizarem a conversão do nitrogênio amoniacal em nitritos e nitratos (Robinson et al, 1998).

O valor médio registrado para a concentração de entrada de nitrogênio amoniacal nos *wetlands* foi de 370mg/L, já reduzido nos tratamentos anteriores, e de saída, de 203mg/l (Figura 4.8), caracterizando uma remoção, no *wetland* plantado com gramínea, de aproximadamente 45%. Considerando conjuntamente o tratamento primário e o sistema de lodos ativados, a redução na concentração é elevada para um valor próximo a 88%.

Ainda assim, o limite de lançamento estabelecido pela NT-202 da FEEMA, fixado em 5,0mg/L, é largamente ultrapassado, devido sobretudo às altas concentrações iniciais desse poluente.

Os maiores valores de concentração de nitrogênio amoniacal nos meses de janeiro e fevereiro possivelmente são reflexo do processo de adaptação por que o sistema biológico de tratamento vinha passando, em virtude das intervenções sofridas quando da manutenção da estação no mês de dezembro do ano anterior. A remoção mais elevada ocorrida no *wetland*, no período, deve-se supostamente a um grande consumo de nitrogênio como nutriente pelas plantas, que vinham sendo alimentadas com água durante o período de reformas na estação.

Mæhlum et al (1998) e Sartaj et al (1998) obtiveram remoção na concentração de amônia para um tratamento biológico seguido de *wetland* de 46 e 95%, com 30 e 5 dias de detenção, nessa ordem.

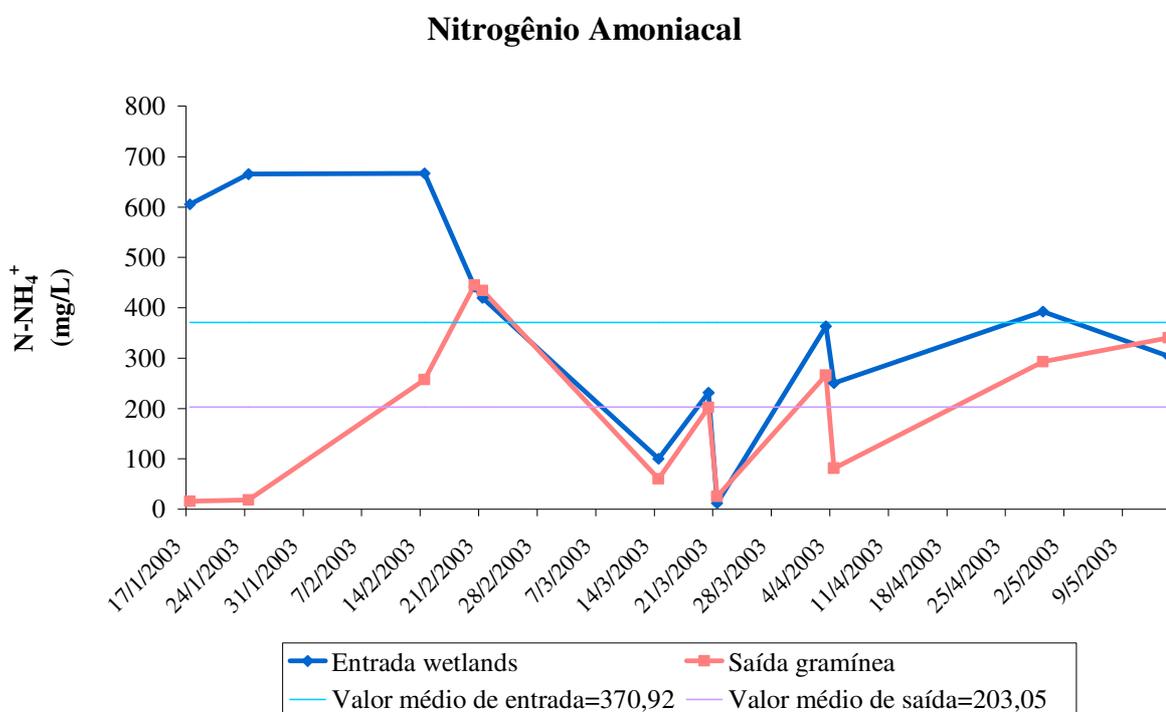


Figura 4.8 – Variação do nitrogênio amoniacal ao longo do tempo de observação

As Tabelas 4.1 e 4.2 resumem os resultados obtidos, em termos de concentração, dos principais parâmetros monitorados considerando, respectivamente, o sistema de *wetland* individualmente e os sistemas de lodos ativados e *wetlands* juntos.

Tabela 4.1 – Remoção de poluentes em termos de concentração no *wetland* plantado com gramínea

	(1) Entrada (mg/L)	(2) Saída (mg/L)	Redução em Concentração (%) [(1) - (2) / (1)] x 100
DQO	2154,78	1474,46	31,57
DBO	220,69	147,86	33,00
SST	511,67	146,17	71,43
N-NH ₄ ⁺	370,92	203,05	45,26
Cl ⁻	4701,26	4533,28	3,57

(1) Média dos valores de entrada no *wetland* com gramínea

(2) Média dos valores de saída no *wetland* com gramínea

Tabela 4.2 – Remoção de poluentes em termos de concentração no sistema composto pelo tratamento biológico seguido do *wetland* plantado com gramínea

	(1) Entrada (mg/L)	(2) Saída (mg/L)	Redução em Concentração (%) [(1) - (2) / (1)] x 100
DQO	4114,29	1474,46	64,16
DBO	617,14	147,86	76,04
N-NH ₄ ⁺	1647,14	203,05	87,67
Cl ⁻	4533,57	4533,28	0,01

(1) Média dos valores do chorume bruto

(2) Média dos valores de saída no *wetland* com gramínea

Apesar dos significativos percentuais de remoção obtidos, os padrões do efluente do *wetland* em operação não se enquadram nas legislações vigentes, em relação a maior parte dos poluentes analisados. Os valores de DQO, DBO e amônia estão acima dos permitidos para o lançamento em corpos hídricos. Ainda assim, tal fato não reflete a ineficiência do sistema

proposto, mas o elevado efeito de concentração dos poluentes decorrente das altas taxas de perda de líquido por evapotranspiração, demonstradas no item 4.1 desse capítulo.

As altas temperaturas locais promovem uma aceleração na absorção de nutrientes pela vegetação do *wetland* e nas reações de desnitrificação e volatilização da amônia (Möchlum, 1998), processos que ocorrem no interior dos *wetlands*, o que potencializa sua eficiência no tratamento do chorume. Entretanto, no estudo, as perdas de água por evaporação e transpiração das plantas atingiram valores médios de 80%, resultando em volumes efluentes ao *wetland* muito reduzidos em relação aos afluentes.

4.3 – Remoção de Poluentes em Termos de Carga Poluidora

Analisando-se a remoção de poluentes em termos de carga poluidora, é considerado o efeito de redução de volume do percolado afluente ao *wetland* em relação ao seu efluente. A remoção percentual de cada poluente é obtida por um balanço de massa entre a sua concentração e a vazão correspondente em cada ponto considerado.

Nas Tabelas 4.3 e 4.4, encontram-se os valores de redução, em carga, do potencial poluidor dos mesmos parâmetros analisados em termos de concentração no item anterior, considerando-se, respectivamente, só o *wetland* plantado com gramínea e o sistema composto pelo tratamento biológico por lodos ativados seguido do *wetland*.

Vale lembrar que as vazões de saída do *wetland* contendo gramínea correspondem, em média, a 20% das de entrada, em valores absolutos.

Para o cálculo da remoção de poluentes no sistema composto, foram supostas a vazão de entrada de chorume bruto na estação igual à vazão de entrada no *wetland* e a ausência de perdas por evaporação ao longo do tratamento biológico, isto é, essencialmente, no tanque de aeração e nos decantadores. Tais hipóteses se justificam pelo fato de que apenas uma parte do chorume tratado é desviada para alimentação dos *wetlands* e por não haver interesse na majoração dos percentuais de remoção, se consideradas perdas anteriores ao *wetland*. Assim, a mesma relação entre as vazões de saída e de entrada, encontrada para o *wetland* isoladamente, foi utilizada para o sistema.

Tabela 4.3 – Remoção de poluentes em termos de carga poluidora no *wetland* plantado com gramínea

	(1) Entrada (mg/L)	(2) (1) x 20000L	(3) Saída (mg/L)	(4) (2) x 0,20 x 20000L	Redução em Carga (%) [(2) - (4) / (2)] x 100
DQO	2154,78	43095633,33	1474,46	5897836,67	86,31
DBO	220,69	4413714,29	147,86	591428,57	86,60
SST	511,67	10233333,33	146,17	584666,67	94,29
N-NH ₄ ⁺	370,92	7418300,00	203,05	812180,00	89,05
Cl ⁻	4701,26	94025160,00	4533,28	18133120,00	80,71

(1) Média dos valores de entrada no *wetland* com gramínea

(2) Média dos valores de entrada no *wetland* com gramínea multiplicada pelo volume do *wetland*

(3) Média dos valores de saída no *wetland* com gramínea

(4) Média dos valores de saída no *wetland* com gramínea multiplicada pela razão da vazão de saída em relação à de entrada e pelo volume do *wetland*

Tabela 4.4 – Remoção de poluentes em termos de carga poluidora no sistema composto pelo tratamento biológico seguido do *wetland* plantado com gramínea

	(1) Entrada (mg/L)	(2) (1) x 20000L	(3) Saída (mg/L)	(4) (2) x 0,20 x 20000L	Redução em Carga (%) [(2) - (4) / (2)] x 100
DQO	4114,29	82285714,29	1474,46	5897836,67	92,83
DBO	617,14	12342857,14	147,86	591428,57	95,21
N-NH ₄ ⁺	1647,14	32942857,14	203,05	812180,00	97,53
Cl ⁻	4533,57	90671428,57	4533,28	18133120,00	80,00

(1) Média dos valores do chorume bruto

(2) Média dos valores do chorume bruto multiplicada pelo volume do *wetland*

(3) Média dos valores de saída no *wetland* com gramínea

(4) Média dos valores de saída no *wetland* com gramínea multiplicada pela razão da vazão de saída em relação à de entrada e pelo volume do *wetland*

Depois de realizadas as correções devido ao balanço hídrico, as eficiências de remoção de matéria orgânica e amônia mostram-se bastante elevadas, tanto no *wetland* isoladamente como no sistema total, englobando tratamento biológico mais *wetland*. A remoção de cloretos ocorre basicamente pela redução de volume no efluente.

O percentual de remoção de DBO no *wetland*, na ordem de 86%, é bastante satisfatório se comparado aos valores obtidos por Schawartz et al (1998), DeBusk (1998) e Eckhardt et al (1998), entre 61%, com 25 dias de residência e 95%, com 74 dias de residência, considerando que o *wetland* estudado em Gramacho opera com 9 dias de residência.

Para a amônia, a redução em carga de 89% é muito próxima das apresentadas por Schawartz et al (1998), 83% em 25 dias de residência do chorume, e Eckhardt et al (1998), 91% em 74 dias de residência.

Apesar de os padrões de lançamento exigidos serem pautados em termos de concentrações de poluentes, há que se ressaltar que os impactos reais causados no meio ambiente são sensivelmente mais influenciados pelas cargas de poluentes lançadas. Menores concentrações presentes em descartes com grandes volumes podem ser muito mais danosas ao meio do que maiores concentrações presentes em descartes com pequenos volumes, num mesmo intervalo de tempo e nas mesmas condições ambientais.

Ainda no sentido de avaliar as possibilidades de utilização de *wetlands* no tratamento do chorume do aterro de Gramacho, buscou-se estabelecer comparações entre a eficiência de remoção dos principais poluentes controlados pela legislação, por parte do *wetland* plantado com gramínea em estudo (Tabela 4.3) e da etapa de tratamento terciário da estação de tratamento de chorume (Tabela 4.5). É importante reiterar que o percolado que alimenta o *wetland* é o mesmo que segue para o tratamento terciário, onde passa por filtração em filtro de areia e em membranas de nanofiltração.

O volume permeado nas três unidades de nanofiltração em operação têm sido, em média, 60% do volume de alimentação das mesmas, retornando os outros 40%, como rejeito, ao início do tratamento secundário da estação.

Os dados relativos às análises do efluente na saída do tratamento terciário da estação encontram-se no Anexo 3 e referem-se aos meses de janeiro, março e abril de 2003.

Tabela 4.5 – Remoção de poluentes em termos de carga poluidora na etapa de tratamento terciário da estação de tratamento de chorume

	(1) Entrada (mg/L)	(2) Saída (mg/L)	(3) (2) x 0,60	Redução em Carga (%) [(1) - (3) / (1)] x 100
DQO	2154,78	340,00	204,00	90,53
DBO	220,69	15,50	9,30	95,79
SST	511,67	3,00	1,80	99,65
N-NH4+	370,92	358,67	215,20	41,98
Cl-	4701,26	5612,00	3367,20	28,38

(1) Média dos valores de entrada no tratamento terciário

(2) Média dos valores de saída na unidade de nanofiltração

(3) Média dos valores de saída na unidade de nanofiltração multiplicada pela razão da vazão de saída em relação à de entrada

Os valores de remoção, em carga, de DQO e de sólidos suspensos totais alcançados pelo *wetland* são bastante próximos aos da etapa terciária de tratamento, com diferenças na ordem de 5% a menos de remoção. Para a DBO, a remoção em carga nos sistemas de filtração foi aproximadamente 10% maior do que no *wetland*. Em relação ao nitrogênio amoniacal e aos cloretos, a redução desses parâmetros, em carga, no *wetland*, foi mais que o dobro da obtida no tratamento terciário, sendo as concentrações médias nos efluentes também maiores nesse último tratamento.

Ressalta-se ainda que, além de o *wetland* lançar no meio cargas de nitrogênio amoniacal e de cloretos que representam menos da metade daquelas lançadas pelo sistema de nanofiltração, neste último tratamento ainda é gerada uma corrente concentrada, correspondente ao rejeito do processo de filtração, que ainda deve ser tratada.

Caso se desejasse construir um *wetland* com capacidade para tratar todo o chorume que é encaminhado à unidade terciária de tratamento da estação existente no aterro, 216m³/dia, quando as três unidades de nanofiltração encontram-se em operação (dados informados pelos operadores da estação), seria necessária uma área de aproximadamente 16000m². Os cálculos, demonstrados no Anexo 4, referem-se a um *wetland* preenchido com uma camada de 40cm de rachão, de diâmetro médio de 20cm, operando similarmente ao sistema estudado, com 9 dias de tempo de retenção do percolado e fluxo sub-superficial.

O tratamento poderia ainda ser feito por um sistema de vários *wetlands* e com maiores tempos de residência, a fim de se conseguir melhor qualidade do efluente final, uma vez que a

disponibilidade de área não representa um problema no Aterro de Gramacho, que ocupa um espaço de 1,4 milhão de metros quadrados.

Ainda assim, se fosse desejável uma redução da área a ser ocupada pelo *wetland*, poderia se optar por um sistema operando com fluxo superficial, onde uma determinada altura de líquido flui acima do meio filtrante.

A fim de promover uma redução adicional de poluentes, ainda preconizando a utilização de métodos de simples implantação e operação e com baixos custos associados, foram construídas áreas de irrigação destinadas a receber os efluentes dos *wetlands*.

Cada área de irrigação tem 20m de comprimento por 10m de largura. Sua base foi feita com manta de impermeabilização de PVC e cobertura de argila, onde foi plantada vegetação do tipo mamona, como pode ser observado nas Figuras 4.9 a 4.11.

A mamona foi escolhida para plantio nas áreas de irrigação em face de sua boa adaptação às condições locais, observada em outros estudos em andamento no próprio aterro de Gramacho.

A vegetação encontra-se em etapa de crescimento, de forma que dados qualitativos e quantitativos relativos ao percolado encaminhado às áreas de irrigação ainda não estão sendo monitorados.



Figura 4.9 – Implantação da área de irrigação



Figura 4.10 – Área de irrigação plantada com mamona



Figura 4.11 – Saída do *wetland* plantado com gramínea e entrada da área de irrigação

5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema de *wetlands* implantado no Aterro Metropolitano de Gramacho permitiu avaliar o seu potencial de utilização para tratamento de chorume efluente da etapa de tratamento biológico por lodos ativados, no próprio aterro, e ainda identificar facilidades e dificuldades operacionais relativas ao tratamento proposto, o que consolida uma fonte de referências para outras experiências.

Deve ser lembrado que o chorume produzido no aterro de Gramacho possui características particulares, como elevados índices de materiais orgânicos recalcitrantes, amônia e sais, além de grandes variações na sua composição. Tais características devem-se sobretudo à influência sofrida pelos resíduos industriais recebidos no aterro por mais de quinze anos, ao longo tempo de retenção do percolado no aterro e à prática adotada de recirculação do chorume (Giordano et al, 2002 e Pires, 2002).

O *wetland* plantado com taboa, mesmo após algumas tentativas de aclimação da vegetação, utilizando efluente do sistema de tratamento terciário da estação e água, e até de replantio daquela, não apresentou sinais significativos de desenvolvimento, levando à desconsideração, para esse trabalho, dos dados relativos a essa parte do sistema.

Uma vez em que a taboa é, pela literatura internacional, uma planta reconhecidamente utilizada em sistemas de *wetlands* para tratamento de esgotos e chorumes de aterros sanitários, acredita-se ter havido problemas na coleta de suas mudas e/ou contaminação prévia da vegetação. A coleta da vegetação em estágio mais desenvolvido poderia ter permitido maior adaptação ao sistema. A possibilidade de contaminação vem do reconhecimento de que os corpos hídricos da região recebem elevada carga poluidora de esgotos sanitários e efluentes industriais, em grande parte, lançados *in natura*.

O *wetland* plantado com a gramínea retirada da lagoa de estabilização da estação de tratamento de chorume mostrou-se bastante resistente às variações de qualidade sofridas pelo chorume do aterro de Gramacho. A vegetação não apresentou sinais de morte e teve perda de viço apenas na parte inicial do *wetland*, próxima à região de distribuição do chorume, possivelmente devido às significativas variações de pH do chorume coletado no aterro e à elevada salinidade do mesmo.

Ressalta-se que, devido ao fato de o percolado que alimenta os *wetlands* ser efluente de parte do tratamento da estação de tratamento de chorume existente no aterro, os *wetlands* ficam sujeitos à rotina de operação da estação e às suas variações.

As dificuldades iniciais de controle e medição de vazão foram conseqüências das características do efluente a ser tratado, que apresenta significativa concentração de materiais

sólidos, e dos volumes reduzidos estabelecidos para trabalho. Tais dificuldades foram bem contornadas através de pequenas modificações nos registros então empregados e de desenvolvimento de nova metodologia para aferição de vazões, sem contudo implicar em uso de tecnologias complexas ou dispendiosas.

No período em que se caracterizou um entupimento do extravasor do *wetland* contendo gramínea, refletido na ausência de vazão de saída desse *wetland* em época de temperaturas não tão elevadas na região, procedeu-se a injeção de água, com auxílio de uma mangueira, no sentido contrário ao fluxo corrente, sanando o problema.

Os custos de operação e manutenção do *wetland* foram muito reduzidos comparados aos da estação de tratamento de chorume existente no aterro. Toda a energia elétrica consumida resume-se à alimentação de uma bomba, por poucas horas do dia, para enchimento das caixas de acumulação do efluente do sistema biológico. Custos adicionais de operação referem-se somente a um operador responsável pela aferição das vazões e por eventuais serviços de manutenção.

A avaliação de redução de vazão entre a entrada e a saída do *wetland* plantado com gramínea forneceu valores médios, para os seis meses de observação, na ordem de 80%, que se elevaram para 90% nos meses de janeiro a março, quando as temperaturas foram bastantes elevadas na região. O efluente a ser descartado diretamente num corpo receptor ou a seguir para uma próxima etapa de tratamento torna-se muito diminuto em relação ao que deveria ser manejado na ausência do *wetland*.

O monitoramento da qualidade do efluente do *wetland* foi realizado através de análises laboratoriais de doze amostras coletadas, envolvendo ensaios para a determinação de parâmetros físico-químicos que podem caracterizar potencial poluidor do efluente.

As remoções de poluentes obtidas, em termos de concentração, no *wetland* isoladamente, foram na ordem de 31% para DQO, 33% para DBO, 71% para sólidos suspensos totais, 45% para nitrogênio amoniacal e 3% para cloretos.

O sistema composto pelo tratamento biológico seguido do *wetland* plantado com gramínea removeu, ainda em termos de concentração, 64% da DQO, 76% da DBO, 87% do nitrogênio amoniacal e 0,01% de cloretos.

Os valores de concentração de DQO, DBO e amônia do efluente do *wetland* estão acima dos permitidos pela legislação para o seu lançamento em corpos hídricos, conseqüência das características originais do chorume e do elevado efeito de concentração dos poluentes decorrente das altas taxas de perda de líquido por evapotranspiração.

Considerando o efeito de redução de volume do percolado e analisando a remoção de poluentes através de cálculos de balanço de massa, a carga de matéria orgânica, em termos de

DQO e DBO, é 86% menor na saída do *wetland* do que em sua entrada. A mesma relação para sólidos suspensos totais é de 94%, 89% para amônia e 80% para cloretos.

A remoções, em carga poluidora, para o sistema composto são de 93% e 95% para DQO e DBO e 97% e 80% para amônia e cloretos, respectivamente.

Embora a eficiência do sistema composto pelo tratamento biológico seguido do *wetland* não atenda plenamente aos limites fixados pela legislação, em termos de concentração de poluentes, a carga de poluição a ser lançada no meio é bastante reduzida, devido aos pequenos volumes efluentes ao *wetland*.

Comparando-se os valores de remoção de poluentes, consideradas as reduções respectivas de vazão, entre o *wetland* e a unidade de tratamento terciário da estação de tratamento de chorume, obtêm-se valores próximos para carga orgânica e de sólidos suspensos. Para nitrogênio amoniacal e cloretos, as remoções no *wetland* foram mais do que o dobro das obtidas nos processos de filtração.

Ainda que o sistema terciário de tratamento em operação produza um efluente que atende mais propriamente aos padrões de lançamento exigidos pelos órgãos ambientais do que o *wetland* estudado, este sistema demonstrou boa eficiência no tratamento do percolado oriundo do processo biológico. Dessa forma, um sistema de *wetlands* pode se constituir em opção vantajosa para o tratamento do referido efluente, sobretudo após o encerramento do Aterro de Gramacho (previsto para até o ano de 2005), com custos significativamente mais reduzidos do que os das unidades de nanofiltração.

O trabalho desenvolvido ratifica experiências mundiais de que *wetlands* construídos em aterros onde exista disponibilidade de área para a sua instalação são alternativas eficientes, de baixo custo de implantação e operação, para integrarem sistemas de tratamento de chorume. E, sobretudo, mostram-se compatíveis com a realidade técnica e econômica da maioria dos municípios brasileiros.

Para a continuidade do trabalho, deve ser retomada a operação do *wetland* destinado ao plantio com taboa, alimentado com parte do efluente do sistema biológico da estação de tratamento de chorume, procedendo-se maiores cuidados na coleta e aclimação da vegetação, e o monitoramento do desempenho das áreas de irrigação construídas em seqüência aos *wetlands* em um tratamento adicional ao efluente destes. Visando ainda conseguir atender aos padrões exigidos para o lançamento do efluente em corpos hídricos, deve ser estudado o aumento do tempo de residência do percolado nos *wetlands*.

6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABREU, Maria de Fátima. *Do Lixo à Cidadania: Estratégias para a Ação*. Brasília: Caixa, 2001.
2. ALMEIDA, Maria Luiza Otero d', VILHENA, André (Coord.). *Lixo Municipal – Manual de Gerenciamento Integrado*. 2ª ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000.
3. APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edition. New York: 1998.
4. BARBOSA FILHO, Olavo. *Águas e Águas Residuárias – Introdução à Qualidade das Águas* (Mimeo). Rio de Janeiro: Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, UERJ, 2001.
5. BARBOSA FILHO, Olavo. *Ciência Ambiental Aplicada à Engenharia* (Mimeo). Rio de Janeiro: Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente, UERJ, 2002.
6. BERNARD, John M.. Seasonal Growth Patterns in Wetland Plants Growing in Landfill Leachate. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 223 – 234.
7. BOBBERTEEN, S., NICKERSON, J.. Use of Created Cattail (*Typha*) Wetlands in Mitigation Strategies. *Environmental Management*, 15, p. 785-795, 1991.
8. BRAGA, Benedito, HESPANHOL, Ivanildo, CONEJO, João G. Lotufo, BARROS, Mário Thadeu L., SPENCER, Milton, PORTO, Monica, NUCCI, Nelson, JULIANO, Neusa, EIGER, Sérgio. *Introdução à Engenharia Ambiental*. São Paulo: Prentice Hall, 2002.
9. BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº01, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental - RIMA. *Diário Oficial [da União]*, Brasília, 17 de fevereiro de 1986.
10. BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº20, de 18 de junho de 1986. Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas, em todo o Território Nacional, bem como determina os padrões de lançamento. *Diário Oficial [da União]*, Brasília, 30 de julho de 1986.
11. BRASIL. MINISTÉRIO DO INTERIOR. *Diretrizes Nacionais de Limpeza Urbana: 1ª Fase – Formulação do Programa*. Rio de Janeiro: Sema/CNDU/Abes, 1983.
12. BRIX, Hans. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? *Water Science & Technology*, Great Britain, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.
13. CAMPOS, Juacyara Carbonelli, FERREIRA, João Alberto, MANNARINO, Camille Ferreira, SILVA, Héilton Ribeiro da, BORBA, Silvia Mary Pereira. *Tratamento do*

- Chorume do Aterro Sanitário de Pirai (RJ) Utilizando Wetlands*. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Vitória (ES). Anais do VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.
14. CAMPOS, Juacyara Carbonelli. *Tratamento do Chorume do Aterro Sanitário de Pirai Utilizando Wetlands - Relatório Final do Projeto de Auxílio Instalação*. Rio de Janeiro: FEN/UERJ, 2002.
 15. COPAM. Deliberação Normativa nº 46, de 09 de agosto de 2001. Estabelece alteração no limite de eficiência de remoção em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio para os sistemas de tratamento de esgotos domésticos e de percolado de aterros sanitários municipais e dá outras providências. *Diário Oficial [do Estado de Minas Gerais]*, Belo Horizonte, 10 de agosto de 2001.
 16. DEBUSK, William F.. Evaluation of a Constructed Wetland for Treatment of Leachate at a Municipal Landfill in Northwest Florida. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 175 – 186.
 17. DIAS, Marilza do Carmo Oliveira (Coord.), PEREIRA, Mauri César Barbosa, DIAS, Pedro Luiz Fuentes, VIRGÍLIO, Jair Fernandes. *Manual de Impactos Ambientais de Atividades Produtivas*. Fortaleza: Banco do Nordeste, 1999.
 18. ECKHARDT, David A. V., SURFACE, Jan M., PEVERLY, John H.. A Constructed Wetland System for Treatment of Landfill Leachate, Monroe County, New York. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 205 – 222.
 19. FEEMA. DZ-205.R-5, aprovada pela Deliberação CECA nº2491, de 05 de outubro de 1991. Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. *Diário Oficial [do Estado do Rio de Janeiro]*, Rio de Janeiro, 24 de outubro de 1991.
 20. FEEMA. NT-202.R-10, aprovada pela Deliberação CECA nº1007, de 04 de dezembro de 1986. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. *Diário Oficial [do Estado do Rio de Janeiro]*, Rio de Janeiro, 12 de dezembro de 1986.
 21. FERREIRA, João Alberto, GIORDANO, Gandhi, RITTER, Elisabeth, ROSSO, Thereza Christina de Almeida, CAMPOS, Juacyara Carbonelli, LIMA, Páulea Zaquini Monteiro. *Uma Revisão das Técnicas de Tratamento de Chorume e a Realidade do Estado do Rio de*

- Janeiro*. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2001, Paraíba. Anais do 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.
22. FERREIRA, João Alberto, CAMPOS, Juacyara Carbonelli, RITTER, Elisabeth, MANNARINO, Camille Ferreira. *Wetland: Resultados no Tratamento do Chorume do Aterro Sanitário de Pirai – RJ*. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Joinville. Anais do 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.
23. FERREIRA, João Alberto. Resíduos Sólidos: Perspectivas Atuais. In: RESÍDUOS SÓLIDOS, AMBIENTE E SAÚDE – UMA VISÃO MULTIDISCIPLINAR. SISSINO, Cristina Lucia Silveira; OLIVEIRA, Rosália Maria de (Org). Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2000. p.19 - 40.
24. GIORDANO, Gandhi, FERREIRA, João Alberto, PIRES, José Carlos de Araújo, RITTER, Elisabeth, CAMPOS, Juacyara Carbonelli, ROSSO, Thereza Christina de Almeida. *Tratamento do Chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho –Rio de Janeiro – Brasil*. In: XXVIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 2002, Cancún, México. Anais do XXVIII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL.
25. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Rio de Janeiro: IBGE, 2000.
26. JOHNSON, Keith D., MARTIN, Craig D., MOSHIRI, Gerald A., McCRORY, William C.. Performance of a Constructed Wetland Leachate Treatment System at the Chunchula Landfill, Mobile County, Alabama. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 57 – 70.
27. KADLEC, R., KNIGHT, R.. *Treatment Wetlands*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996.
28. KADLEC, Robert H, TILTON, D. L., SCHWEGLER, B. R.. Three-year Summary of Pilot Scale Operations at Houghton Lake. *Report to the National Science Foundation*. February 1979. NTIS PB 295965.
29. KADLEC, Robert H.. Constructed Wetlands for Treating Landfill Leachate. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL

- LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 17 – 32.
30. KINSLEY, Chris, CROLLA, Anna. Constructed Wetlands: a Viable Option to Treat Rural Wastewaters. *Research for Clean Water*, Ontario, Spring 2001, p. 21-23, 2001.
31. MACÊDO, Jorge Antônio Barros de. *Introdução à Química Ambiental (Química & Meio Ambiente & Sociedade)*. Juiz de Fora: Editado por Jorge Macedo, 2002.
32. MACHADO, Paulo Afonso Leme. *Direito Ambiental Brasileiro*. São Paulo: Maleiros, 2002.
33. MAURICE C., LAGER A. Establishing Vegetation in a Pilot Scale Wetland in a Cold Climate Region. *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy, p.231-237, 1999.
34. MIRRA, Álvaro Luiz Valery. *Impacto Ambiental: Aspectos da Legislação Brasileira*. 2^a ed. São Paulo: Editora Juarez de Oliveira, 2002
35. MØHLUM, Trond, WARNER, William S., STÅLNACKE, Per, JENSSEN, Petter D.. Leachate Treatment in Extended Aeration Lagoons and Constructed Wetlands in Norway. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 151 – 164.
36. MØHLUM, Trond. Wetlands for Treatment of Landfill Leachates in Cold Climates. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 33 – 46.
37. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998.
38. NASCIMENTO, Valéria Barbosa do. *Análise da Remediação Ambiental do Aterro Metropolitano de Gramacho*. Dissertação de Mestrado – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro: 2002.
39. PIRES, José Carlos de Araújo. *Projeto de Tratamento do Chorume Produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho Através de “Wetland”*. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: 2002.
40. RITTER, Elisabeth. *Efeito da Salinidade na Difusão e Sorção de Alguns Íons Inorgânicos em um Solo Argiloso Saturado*. Tese de Doutorado – Programa de Engenharia Civil, COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro: 1998.

41. ROBINSON, Howard, HARRIS, Gwyn, CARVILLE, Martin, BARR, Mike, LAST, Steve. The Use of an Engineered Reed Bed System to Treat Leachate at Monument Hill Landfill Site, Southern England. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 71 – 98.
42. SARTAJ, Majid, FERNANDES, Leta, CASTONGUAY, Normand. Treatment of Leachate from a Landfill Receiving Industrial, Commercial, Institutional, and Construction/Demolition Wastes in an Engineered Wetland. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 165 – 174.
43. SCHWARTZ, Larry N., WISEMAN, Lee P., MELEAR, Erik L.. Leachate Wetland Treatment System in Orange Country, Florida. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE TREATMENT OF LANDFILL LEACHATES. MULAMOOTTIL, George; MC BEAN, Edward A.; ROVERS, Frank (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998. p. 99 – 140.
44. SEIDEL, K.. Macrophytes and Water Purification. In: BIOLOGICAL CONTROL OF WATER POLLUTION. TOURBIER, J., PIERSON, R. W., Jr. (Org). Philadelphia: University of Pennsylvania Press, 1976. Chapter 14.
45. SISINNO, Cristina Lucia Silveira. Resíduos Sólidos e Saúde Pública. In: RESÍDUOS SÓLIDOS, AMBIENTE E SAÚDE – UMA VISÃO MULTIDISCIPLINAR. SISSINO, Cristina Lucia Silveira; OLIVEIRA, Rosália Maria de (Org). Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2000. p.41-57.
46. SISINNO, Cristina Lucia Silveira; OLIVEIRA, Rosália Maria de. Impacto Ambiental dos Grandes Depósitos de Resíduos Urbanos e Industriais. In: RESÍDUOS SÓLIDOS, AMBIENTE E SAÚDE – UMA VISÃO MULTIDISCIPLINAR. SISSINO, Cristina Lucia Silveira; OLIVEIRA, Rosália Maria de (Org). Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2000. p.59-78.
47. SOARES, João Vianeí. *Introdução a Hidrologia de Florestas*. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2000.
48. STAUBITZ, W. W. et al. Use of Constructed Wetlands to Treat Landfill Leachate. In: CONSTRUCTED WETLANDS FOR WASTEWATER TREATMENT: MUNICIPAL, INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL. HAMMER, D. A.. Chelsea, MI: Lewis Publishers, 1989. p. 735-742.

49. TCHOBANOGLIOUS, George; SCHROEDER, Edward D.. *Water Quality: Characteristics, Modeling and Modification*. Washington, D.C.: Addison-Wesley Pub. Co., 1987.
50. UNITED NATIONS (UN). *2002 Revision of the Official United Nations Population Estimates and Projections*. New York: UN Population Division, 2002.
51. UNITED NATIONS (UN). *Agenda 21 – Rio Declaration*. New York: United Nations, 1992.
52. URBANIC-BERCIC, O.. Investigation into the Use of Constructed Reedbeds for Municipal Waste Dump Leachate Treatment. *Water Science & Technology*, Great Britain, v. 29, p. 289-294, 1994.
53. VON SPERLING, Marcos. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Volume 1: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1996.
54. VRHOVŠEK, Dani, KUKANJA, Vlasta, BULC, Tjaša. Constructed Wetland (CW) for Industrial Waste Water Treatment. *Water Research*, Great Britain, v. 30, n. 10 p. 2287-2292, 1996.
55. WYNN, Theresa Maria, LIEHR, Sarah K.. Development of a Constructed Subsurface-flow Wetland Simulation Model. *Ecological Engineering*, v.16, p. 519-536, 2001.

ANEXO 1

DADOS DE VAZÃO DOS *WETLANDS*

Tabela A1 – Dados de vazão dos wetlands

Medição		Wetland Gramínea								Wetland Taboa				Percentual de Evapotranspiração
		Entrada				Saída				Entrada				
Data	Horário	Tempo		Volume (L)	Vazão (L/min)	Tempo		Volume (L)	Vazão (L/min)	Tempo		Volume (L)	Vazão (L/min)	Gramínea
		min	seg			min	seg			min	seg			
9/1/2003	09:00	6	12	22,5	3,63	12	55	22,5	1,74	12	14	22,5	1,84	52,00
	14:40	6	15	22,5	3,60	15	5	22,5	1,49	14	12	22,5	1,58	58,56
10/1/2003	09:00	7	10	22,5	3,14	15	16	22,5	1,47	12	12	22,5	1,84	53,06
	14:20	7	8	22,5	3,15	15	25	22,5	1,46	12	10	22,5	1,85	53,73
13/1/2003	09:00	7	12	22,5	3,13	18	10	22,5	1,24	12	14	22,5	1,84	60,37
	14:00	7	9	22,5	3,15	17	55	22,5	1,26	12	13	22,5	1,84	60,09
14/1/2003	09:15	7	12	22,5	3,13	14	5	22,5	1,60	12	14	22,5	1,84	48,88
	14:00	7	13	22,5	3,12	15	5	22,5	1,49	13	5	22,5	1,72	52,15
15/1/2003	09:00	6	50	22,5	3,29	24	15	22,5	0,93	11	40	22,5	1,93	71,82
	14:00	6	52	22,5	3,28	24	20	22,5	0,92	11	38	22,5	1,93	71,78
16/1/2003	09:00	5	43	22,5	3,94	23	30	22,5	0,96	12	10	22,5	1,85	75,67
	14:00	6	25	22,5	3,51	23	45	22,5	0,95	16	16	22,5	1,38	72,98
17/1/2003	09:00	5	42	22,5	3,95	23	10	22,5	0,97	26	28	22,5	0,85	75,40
21/1/2003	09:00	5	35	22,5	4,03	32	53	22,5	0,68	22	25	22,5	1,00	83,02
22/1/2003	09:00	6	10	22,5	3,65	*	*	22,5	0,00	29	8	22,5	0,77	100,00
	14:00	6	8	22,5	3,67	*	*	22,5	0,00	32	5	22,5	0,70	100,00
27/1/2003	14:30	6	9	22,5	3,66	*	*	22,5	0,00	31	9	22,5	0,72	100,00
6/2/2003	09:25	7	11	22,5	3,13	*	*	22,5	0,00	29	41	22,5	0,76	100,00
	14:50	7	13	22,5	3,12	*	*	22,5	0,00	30	9	22,5	0,75	100,00
7/2/2003	09:30	7	15	22,5	3,10	*	*	22,5	0,00	29	52	22,5	0,75	100,00
	14:35	7	22	22,5	3,05	*	*	22,5	0,00	29	55	22,5	0,75	100,00
10/2/2003	09:25	5	55	22,5	3,80	*	*	22,5	0,00	28	40	22,5	0,78	100,00
	14:30	5	59	22,5	3,76	*	*	22,5	0,00	28	35	22,5	0,79	100,00
11/2/2003	09:30	6	10	22,5	3,65	*	*	22,5	0,00	31	5	22,5	0,72	100,00

12/2/2003	10:45	5	30	22,5	4,09	*	*	22,5	0,00	14	54	22,5	1,51	100,00
	14:30	5	42	22,5	3,95	*	*	22,5	0,00	15	5	22,5	1,49	100,00
13/2/2003	09:15	5	58	22,5	3,77	*	*	22,5	0,00	16	17	22,5	1,38	100,00
	13:45	5	56	22,5	3,79	*	*	22,5	0,00	16	19	22,5	1,38	100,00
14/2/2003	09:30	5	59	22,5	3,76	40	53	22,5	0,55	16	20	22,5	1,38	85,36
	14:40	5	59	22,5	3,76	41	4	22,5	0,55	16	21	22,5	1,38	85,43
17/2/2003	09:35	5	20	22,5	4,22	41	12	22,5	0,55	18	40	22,5	1,21	87,06
	14:40	6	9	22,5	3,66	41	52	22,5	0,54	19	35	22,5	1,15	85,31
18/2/2003	09:30	6	10	22,5	3,65	42	17	22,5	0,53	19	5	22,5	1,18	85,42
	14:40	6	17	22,5	3,58	42	25	22,5	0,53	19	23	22,5	1,16	85,19
19/2/2003	09:30	6	15	22,5	3,60	42	38	22,5	0,53	20	5	22,5	1,12	85,34
	14:30	6	22	22,5	3,53	42	44	22,5	0,53	20	15	22,5	1,11	85,10
20/2/2003	09:35	6	25	22,5	3,51	44	2	22,5	0,51	20	5	22,5	1,12	85,43
	14:35	4	20	22,5	5,19	43	50	22,5	0,51	10	55	22,5	2,06	90,11
21/2/2003	09:40	5	17	22,5	4,26	41	45	22,5	0,54	11	5	22,5	2,03	87,35
	14:35	5	19	22,5	4,23	41	53	22,5	0,54	11	8	22,5	2,02	87,31
24/2/2003	09:35	5	10	22,5	4,35	*	*	22,5	0,00	10	55	22,5	2,06	100,00
	14:30	5	12	22,5	4,33	*	*	22,5	0,00	10	59	22,5	2,05	100,00
25/2/2003	14:40	5	11	22,5	4,34	*	*	22,5	0,00	11	10	22,5	2,01	100,00
26/2/2003	09:30	5	16	22,5	4,27	*	*	22,5	0,00	11	12	22,5	2,01	100,00
	14:30	5	18	22,5	4,25	*	*	22,5	0,00	11	13	22,5	2,01	100,00
27/2/2003	09:35	5	11	22,5	4,34	*	*	22,5	0,00	10	56	22,5	2,06	100,00
	14:35	5	13	22,5	4,31	*	*	22,5	0,00	10	59	22,5	2,05	100,00
28/2/2003	10:55	5	45	22,5	3,91	*	*	22,5	0,00	11	9	22,5	2,02	100,00
	14:30	5	46	22,5	3,90	*	*	22,5	0,00	11	10	22,5	2,01	100,00
3/3/2003	09:30	5	45	22,5	3,91	*	*	22,5	0,00	11	11	22,5	2,01	100,00
5/3/2003	10:45	5	15	22,5	4,29	*	*	22,5	0,00	11	12	22,5	2,01	100,00
	14:40	5	16	22,5	4,27	*	*	22,5	0,00	11	12	22,5	2,01	100,00
6/3/2003	09:25	5	18	22,5	4,25	*	*	22,5	0,00	11	16	22,5	2,00	100,00
	14:45	5	17	22,5	4,26	*	*	22,5	0,00	11	16	22,5	2,00	100,00

7/3/2003	09:35	5	55	22,5	3,80	*	*	22,5	0,00	10	46	22,5	2,09	100,00
	14:45	5	57	22,5	3,78	*	*	22,5	0,00	10	48	22,5	2,08	100,00
10/3/2003	09:35	5	57	22,5	3,78	*	*	22,5	0,00	10	48	22,5	2,08	100,00
	14:30	5	56	22,5	3,79	*	*	22,5	0,00	10	48	22,5	2,08	100,00
11/3/2003	09:30	5	57	22,5	3,78	*	*	22,5	0,00	10	49	22,5	2,08	100,00
	14:35	5	50	22,5	3,86	*	*	22,5	0,00	10	49	22,5	2,08	100,00
12/3/2003	09:35	6	3	22,5	3,72	*	*	22,5	0,00	10	50	22,5	2,08	100,00
	14:35	6	3	22,5	3,72	*	*	22,5	0,00	10	51	22,5	2,07	100,00
13/3/2003	09:35	6	3	22,5	3,72	*	*	22,5	0,00	10	56	22,5	2,06	100,00
	14:30	6	4	22,5	3,71	*	*	22,5	0,00	10	56	22,5	2,06	100,00
14/3/2003	09:30	6	4	22,5	3,71	43	42	22,5	0,51	10	56	22,5	2,06	86,12
	14:35	6	5	22,5	3,70	43	45	22,5	0,51	10	56	22,5	2,06	86,10
17/3/2003	09:30	6	5	22,5	3,70	43	47	22,5	0,51	10	55	22,5	2,06	86,11
	14:30	6	5	22,5	3,70	43	49	22,5	0,51	10	56	22,5	2,06	86,12
18/3/2003	09:40	5	59	22,5	3,76	*	*	22,5	0,00	10	57	22,5	2,05	100,00
	14:30	5	59	22,5	3,76	*	*	22,5	0,00	10	56	22,5	2,06	100,00
19/3/2003	09:30	6	56	22,5	3,25	*	*	22,5	0,00	10	55	22,5	2,06	100,00
	14:30	6	55	22,5	3,25	*	*	22,5	0,00	10	56	22,5	2,06	100,00
20/3/2003	09:30	6	5	22,5	3,70	44	16	22,5	0,51	11	3	22,5	2,04	86,26
	14:35	6	54	22,5	3,26	44	23	22,5	0,51	14	50	22,5	1,52	84,45
21/3/2003	09:30	6	57	22,5	3,24	44	47	22,5	0,50	14	56	22,5	1,51	84,48
24/3/2003	09:30	5	5	22,5	4,43	43	51	22,5	0,51	15	6	22,5	1,49	88,41
	14:30	5	8	22,5	4,38	43	52	22,5	0,51	15	7	22,5	1,49	88,30
25/3/2003	09:30	5	8	22,5	4,38	43	50	22,5	0,51	15	6	22,5	1,49	88,29
	14:35	5	7	22,5	4,40	43	50	22,5	0,51	15	7	22,5	1,49	88,33
26/3/2003	09:30	5	8	22,5	4,38	*	*	22,5	0,00	15	7	22,5	1,49	100,00
	14:30	5	8	22,5	4,38	*	*	22,5	0,00	15	8	22,5	1,49	100,00
27/3/2003	09:40	5	5	22,5	4,43	*	*	22,5	0,00	15	7	22,5	1,49	100,00
	14:30	5	5	6	1,18	*	*	22,5	0,00	15	8	22,5	1,49	100,00
31/3/2003	09:00	5	24	22,5	4,17	*	*	22,5	0,00	11	31	22,5	1,95	100,00
	14:30	5	24	22,5	4,17	*	*	22,5	0,00	11	32	22,5	1,95	100,00

1/4/2003	09:30	5	25	22,5	4,15	45	5	22,5	0,50	11	33	22,5	1,95	87,99
	14:20	5	30	22,5	4,09	45	7	22,5	0,50	11	35	22,5	1,94	87,81
2/4/2003	09:30	5	28	22,5	4,12	45	6	22,5	0,50	11	33	22,5	1,95	87,88
3/4/2003	09:30	5	29	22,5	4,10	45	3	22,5	0,50	11	35	22,5	1,94	87,83
	14:30	5	26	22,5	4,14	45	6	22,5	0,50	11	37	22,5	1,94	87,95
4/4/2003	09:00	5	26	22,5	4,14	45	5	22,5	0,50	11	36	22,5	1,94	87,95
	14:00	5	25	22,5	4,15	45	7	22,5	0,50	11	35	22,5	1,94	87,99
7/4/2003	09:30	5	28	22,5	4,12	45	7	22,5	0,50	11	35	22,5	1,94	87,88
	14:40	5	29	22,5	4,10	45	7	22,5	0,50	11	35	22,5	1,94	87,85
8/4/2003	09:35	5	25	22,5	4,15	45	7	22,5	0,50	11	36	22,5	1,94	87,99
	14:30	5	27	22,5	4,13	45	6	22,5	0,50	11	38	22,5	1,93	87,92
10/4/2003	09:30	5	24	22,5	4,17	45	9	22,5	0,50	11	38	22,5	1,93	88,04
	14:30	5	24	22,5	4,17	45	9	22,5	0,50	11	36	22,5	1,94	88,04
11/4/2003	09:30	5	28	22,5	4,12	45	8	22,5	0,50	11	37	22,5	1,94	87,89
	14:35	5	29	22,5	4,10	45	8	22,5	0,50	11	39	22,5	1,93	87,85
14/4/2003	09:35	5	33	22,5	4,05	45	3	22,5	0,50	11	40	22,5	1,93	87,68
	14:40	5	36	22,5	4,02	45	9	22,5	0,50	11	38	22,5	1,93	87,60
15/4/2003	09:30	5	35	22,5	4,03	45	7	22,5	0,50	11	38	22,5	1,93	87,62
	14:35	5	36	22,5	4,02	45	8	22,5	0,50	11	38	22,5	1,93	87,59
16/4/2003	09:30	5	38	22,5	3,99	45	7	22,5	0,50	12	16	22,5	1,83	87,51
	14:35	5	36	22,5	4,02	45	5	22,5	0,50	12	17	22,5	1,83	87,58
17/4/2003	09:30	5	38	22,5	3,99	45	12	22,5	0,50	12	4	22,5	1,86	87,54
	14:30	5	39	22,5	3,98	45	14	22,5	0,50	12	6	22,5	1,86	87,51
24/4/2003	09:30	5	38	22,5	3,99	45	9	22,5	0,50	12	39	22,5	1,78	87,52
	14:35	5	40	22,5	3,97	45	7	22,5	0,50	12	38	22,5	1,78	87,44
25/4/2003	09:30	5	41	22,5	3,96	46	2	22,5	0,49	12	22	22,5	1,82	87,65
	14:35	5	40	22,5	3,97	46	1	22,5	0,49	12	23	22,5	1,82	87,69
28/4/2003	09:55	5	58	22,5	3,77	46	37	22,5	0,48	11	16	22,5	2,00	87,20
	14:35	5	59	22,5	3,76	46	39	22,5	0,48	11	18	22,5	1,99	87,17
29/4/2003	09:30	5	58	22,5	3,77	46	42	22,5	0,48	11	15	22,5	2,00	87,22
	14:30	5	59	22,5	3,76	46	42	22,5	0,48	11	17	22,5	1,99	87,19

30/4/2003	10:45	5	58	22,5	3,77	46	40	22,5	0,48	11	15	22,5	2,00	87,21
	14:30	6	1	22,5	3,74	46	49	22,5	0,48	11	16	22,5	2,00	87,15
13/5/2003	09:45	5	57	22,5	3,78	30	36	22,5	0,74	11	36	22,5	1,94	80,56
	14:30	6	3	22,5	3,72	30	37	22,5	0,73	11	38	22,5	1,93	80,24
14/5/2003	10:30	6	2	22,5	3,73	30	22	22,5	0,74	11	16	22,5	2,00	80,13
	14:30	6	3	22,5	3,72	30	25	22,5	0,74	11	17	22,5	1,99	80,11
15/5/2003	10:00	6	3	22,5	3,72	29	54	22,5	0,75	11	18	22,5	1,99	79,77
	14:55	6	4	22,5	3,71	29	50	22,5	0,75	11	21	22,5	1,98	79,66
16/5/2003	09:45	6	2	22,5	3,73	29	35	22,5	0,76	11	23	22,5	1,98	79,61
	14:50	6	5	22,5	3,70	29	37	22,5	0,76	11	25	22,5	1,97	79,46
20/5/2003	10:00	6	10	22,5	3,65	15	59	22,5	1,41	11	29	22,5	1,96	61,42
	14:45	6	12	22,5	3,63	16	1	22,5	1,40	11	31	22,5	1,95	61,29
21/5/2003	09:55	6	11	22,5	3,64	16	2	22,5	1,40	11	29	22,5	1,96	61,43
	14:45	6	12	22,5	3,63	16	4	22,5	1,40	11	30	22,5	1,96	61,41
22/5/2003	10:00	6	10	22,5	3,65	16	2	22,5	1,40	11	30	22,5	1,96	61,54
	14:30	6	8	22,5	3,67	16	2	22,5	1,40	11	30	22,5	1,96	61,75
23/5/2003	10:00	6	9	22,5	3,66	16	0	22,5	1,41	11	29	22,5	1,96	61,56
	14:40	6	10	22,5	3,65	16	2	22,5	1,40	11	31	22,5	1,95	61,54
27/5/2003	09:48	6	10	22,5	3,65	15	42	22,5	1,43	11	29	22,5	1,96	60,72
	14:30	6	11	22,5	3,64	15	44	22,5	1,43	11	30	22,5	1,96	60,70
28/5/2003	10:40	6	9	22,5	3,66	15	46	22,5	1,43	11	31	22,5	1,95	60,99
	14:25	6	8	22,5	3,67	15	47	22,5	1,43	11	30	22,5	1,96	61,14
29/5/2003	10:25	6	10	22,5	3,65	15	45	22,5	1,43	11	30	22,5	1,96	60,85
	14:40	6	11	22,5	3,64	15	46	22,5	1,43	11	30	22,5	1,96	60,78
30/5/2003	09:40	6	11	22,5	3,64	15	43	22,5	1,43	11	29	22,5	1,96	60,66
	14:50	6	12	22,5	3,63	15	45	22,5	1,43	11	31	22,5	1,95	60,63
2/6/2003	10:00	6	12	22,5	3,63	15	45	22,5	1,43	11	28	22,5	1,96	60,63
	14:30	6	14	22,5	3,61	15	44	22,5	1,43	11	32	22,5	1,95	60,38
3/6/2003	10:00	6	10	22,5	3,65	15	44	22,5	1,43	11	28	22,5	1,96	60,81
	14:30	6	13	22,5	3,62	15	43	22,5	1,43	11	30	22,5	1,96	60,45
4/6/2003	10:00	6	10	22,5	3,65	15	43	22,5	1,43	11	29	22,5	1,96	60,76
	14:10	6	11	22,5	3,64	15	44	22,5	1,43	11	31	22,5	1,95	60,70

5/6/2003	10:15	6	22	22,5	3,53	15	42	22,5	1,43	11	33	22,5	1,95	59,45
	14:40	6	21	22,5	3,54	15	40	22,5	1,44	11	34	22,5	1,95	59,47
6/6/2003	10:45	6	20	22,5	3,55	15	41	22,5	1,43	11	32	22,5	1,95	59,62
	14:45	6	22	22,5	3,53	15	43	22,5	1,43	11	31	22,5	1,95	59,49
9/6/2003	09:45	6	18	22,5	3,57	15	40	22,5	1,44	11	31	22,5	1,95	59,79
	14:50	6	21	22,5	3,54	15	44	22,5	1,43	11	34	22,5	1,95	59,64
10/6/2003	09:40	6	25	22,5	3,51	15	52	22,5	1,42	11	33	22,5	1,95	59,56
	14:30	6	27	22,5	3,49	15	53	22,5	1,42	11	34	22,5	1,95	59,39
11/6/2003	10:45	6	10	22,5	3,65	15	35	22,5	1,44	11	20	22,5	1,99	60,43
	14:40	6	11	22,5	3,64	15	34	22,5	1,45	11	22	22,5	1,98	60,28
12/6/2003	09:30	6	13	22,5	3,62	15	34	22,5	1,45	11	21	22,5	1,98	60,06
	14:30	6	12	22,5	3,63	15	33	22,5	1,45	11	22	22,5	1,98	60,13
13/6/2003	09:15	6	13	22,5	3,62	15	33	22,5	1,45	11	22	22,5	1,98	60,02
	14:40	6	11	22,5	3,64	15	35	22,5	1,44	11	23	22,5	1,98	60,32
16/6/2003	09:30	6	20	22,5	3,55	15	35	22,5	1,44	11	23	22,5	1,98	59,36
	14:30	6	23	22,5	3,52	15	37	22,5	1,44	11	24	22,5	1,97	59,12
17/6/2003	09:15	6	12	22,5	3,63	15	36	22,5	1,44	11	16	22,5	2,00	60,26
	14:40	6	13	22,5	3,62	15	37	22,5	1,44	11	18	22,5	1,99	60,19
18/6/2003	10:15	6	13	22,5	3,62	15	34	22,5	1,45	11	15	22,5	2,00	60,06
	14:35	6	14	22,5	3,61	15	33	22,5	1,45	11	16	22,5	2,00	59,91
20/6/2003	09:30	6	25	22,5	3,51	15	31	22,5	1,45	11	42	22,5	1,92	58,65
	14:25	6	23	22,5	3,52	15	30	22,5	1,45	11	43	22,5	1,92	58,82
24/6/2003	09:35	6	27	22,5	3,49	15	33	22,5	1,45	11	41	22,5	1,93	58,52
	14:40	6	21	22,5	3,54	15	32	22,5	1,45	11	42	22,5	1,92	59,12

* Sem vazão

ANEXO 2

DADOS DE PLUVIOMETRIA DO
ATERRO METROPOLITANO DE GRAMACHO

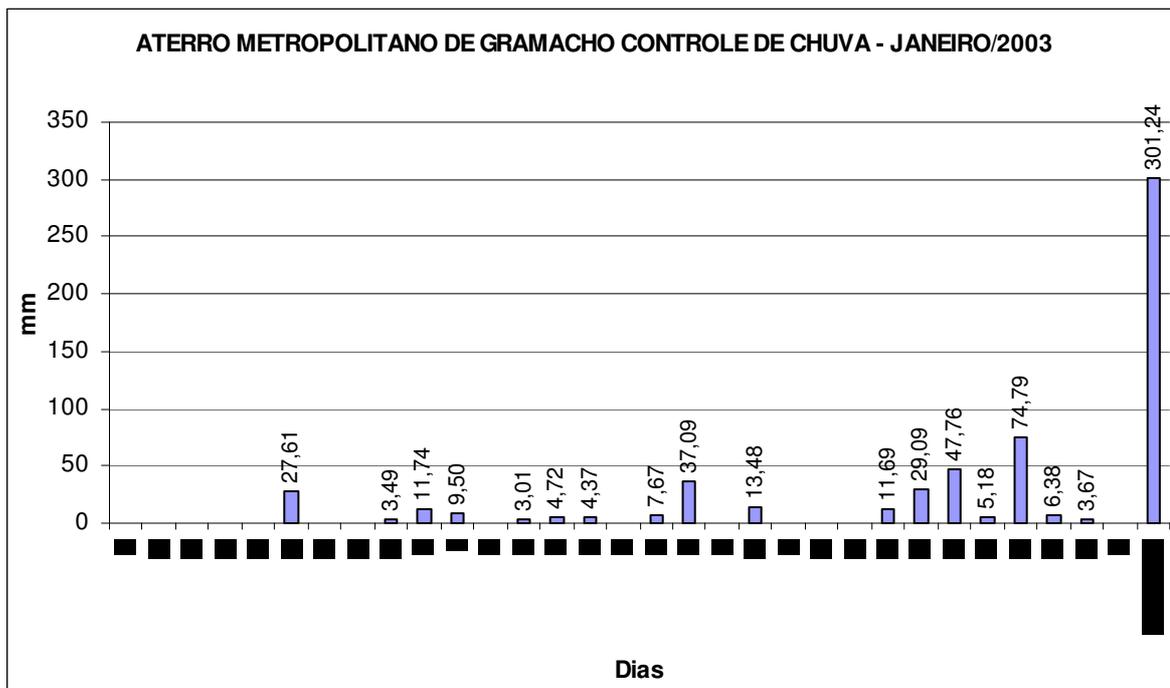


Figura A1 – Dados de pluviometria do aterro de Gramacho – janeiro 2003

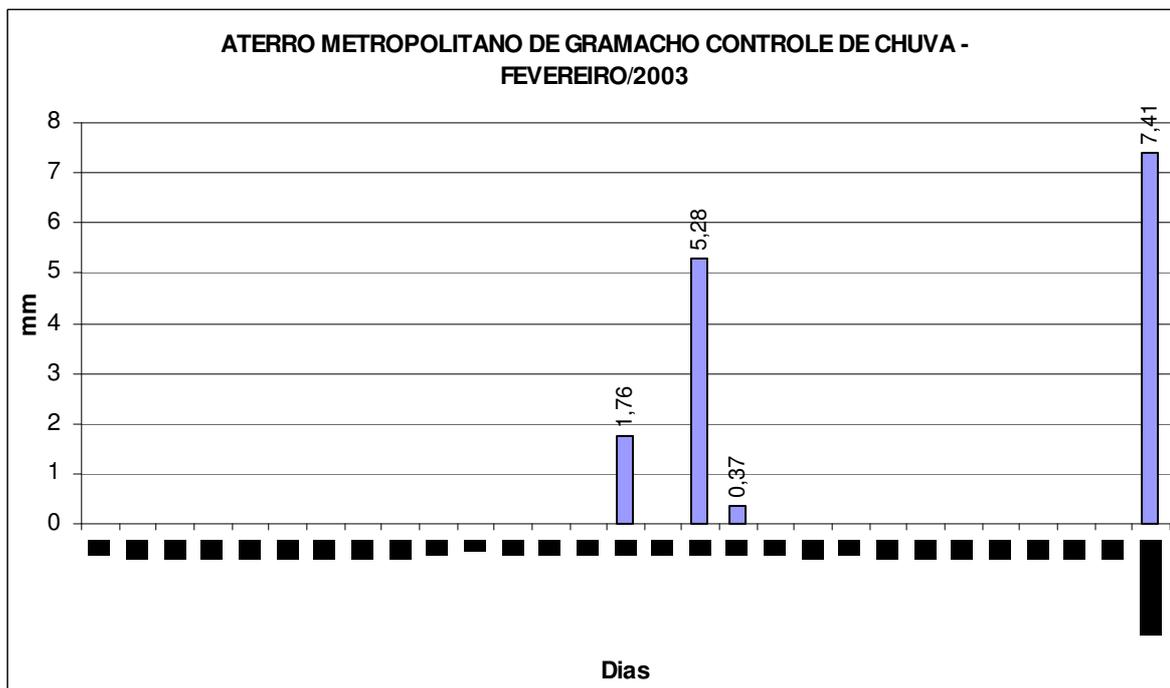
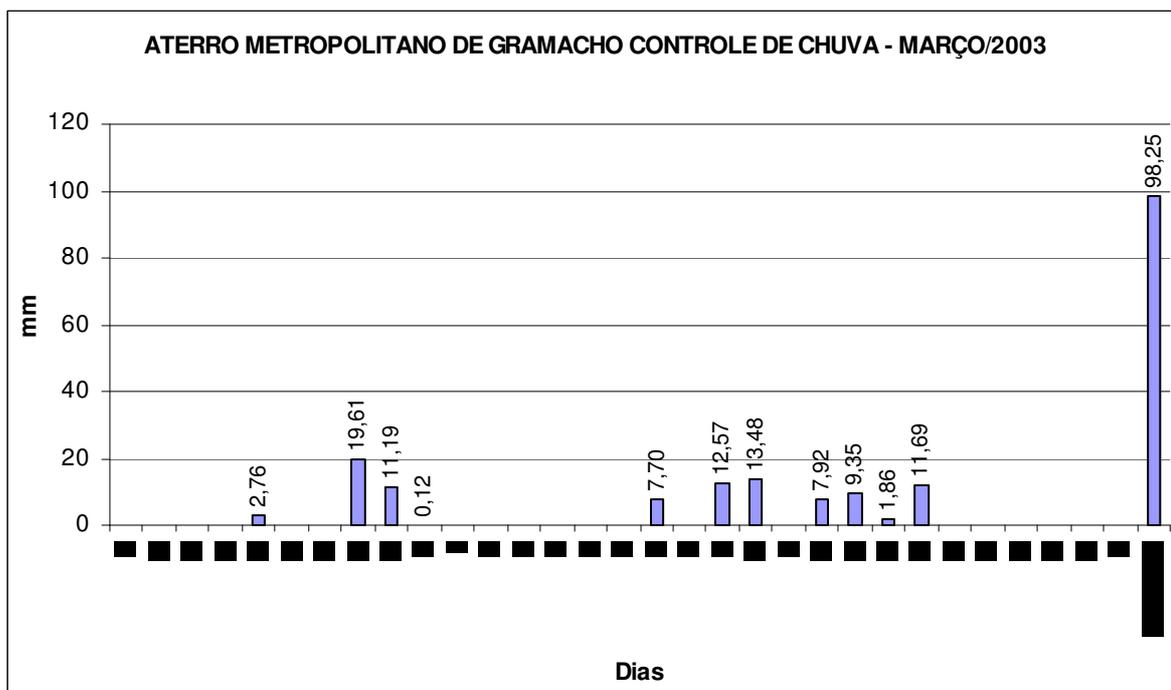


Figura A2 – Dados de pluviometria do aterro de Gramacho – fevereiro 2003



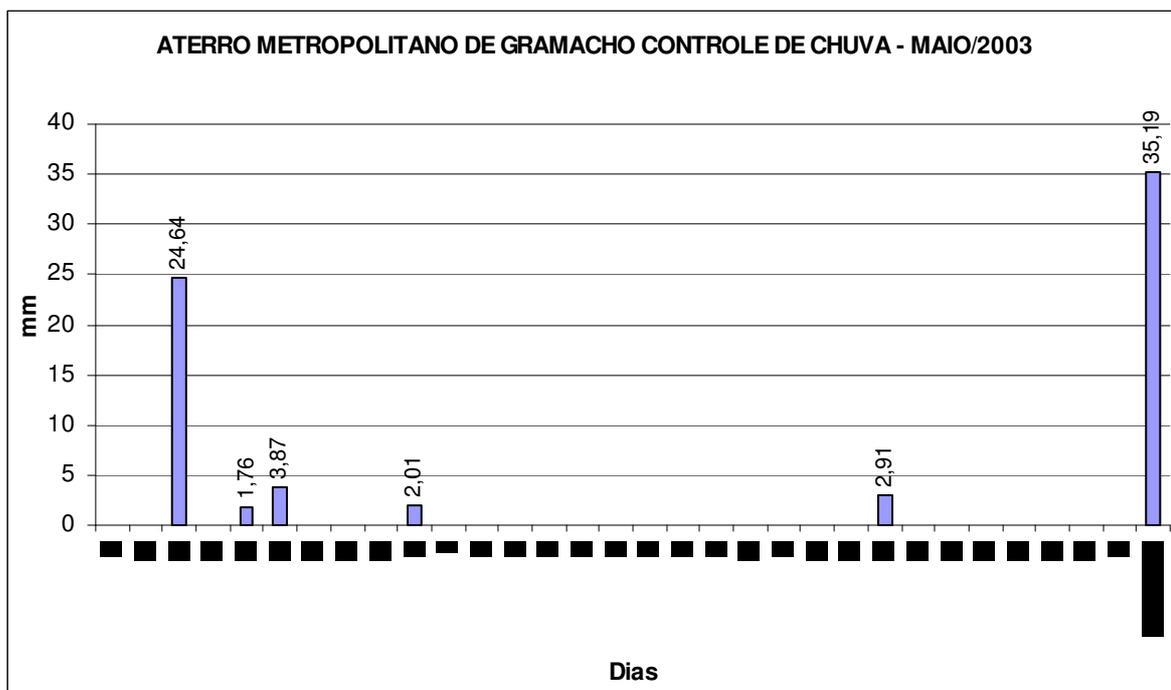


Figura A5 – Dados de pluviometria do aterro de Gramacho – maio 2003

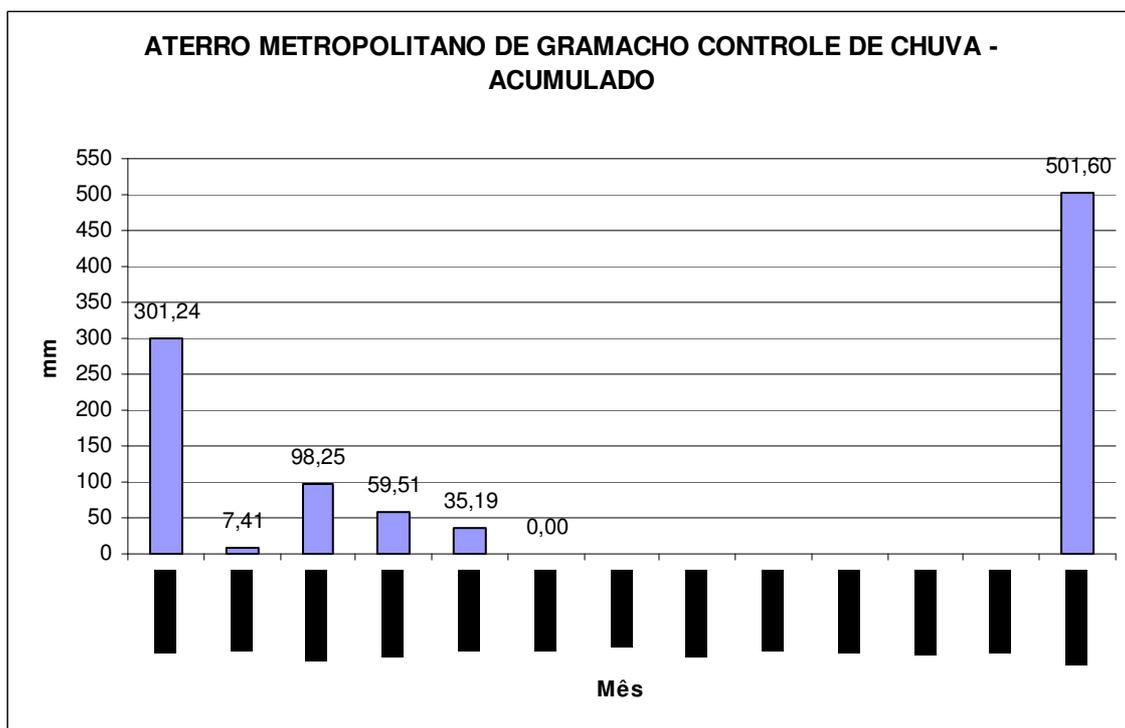


Figura A6 – Dados acumulados de pluviometria do aterro de Gramacho

ANEXO 3

RESULTADOS DAS ANÁLISES LABORATORIAIS
DAS AMOSTRAS DO PERCOLADO

Tabela A2 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 17/01/2003

Parâmetros	Chorume Bruto	Entrada Wetlands	Saída Gramínea	Saída Terciário
pH	7,9	6,2	6,9	10,6
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	-	226	84	50,1
Condutividade (mS/cm)	16,61	19,34	14	17,97
Cloreto (mg/L)	3369	-	-	6216
DQO (mg/L)	3800	2600	1233	250
DBO (mg/L)	1017	47	119	17
Sólidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-	377	34	2
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	1182	605	15,7	399

(-) Análises não realizadas

Tabela A3 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 24/01/2003

Parâmetros	Chorume Bruto	Entrada Wetlands	Saída Gramínea	Saída Terciário
pH	8,3	5,9	6,6	6,1
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	-	35,5	86	9,5
Condutividade (mS/cm)	16,61	18,91	11,55	17,56
Cloreto (mg/L)	3653	-	-	6785
DQO (mg/L)	3500	2550	1100	350
DBO (mg/L)	411	151	28	29
Sólidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-	521	91	4
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	1926	665	18,2	554

(-) Análises não realizadas

Tabela A4 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 14/02/2003

Parâmetros	Chorume Bruto	Entrada Wetlands	Saída Gramínea	Saída Terciário
pH	8,4	6,2	6,4	-
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	-	321	357	-
Condutividade (mS/cm)	18,51	17,67	12,57	-
Cloreto (mg/L)	4867	-	-	-
DQO (mg/L)	3900	2600	1280	-
DBO (mg/L)	1476	116	-	-
Sólidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-	723	106	-
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	1348	667	257	-

(-) Análises não realizadas

Tabela A5 - Análises do percolado realizadas pelo LES/UERJ em 20/02/2003

Parâmetros	Entrada Wetlands	Saída Gramínea
pH	5,61	6,28
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	200	400
Condutividade (mS/cm)	17,4	15,82
Cloreto (mg/L)	5757,08	4913,37
DQO (mg/L)	1796,58	1054,51
DBO (mg/L)	227	116
Sólidos Totais (mg/L)	11662	1268
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	588	106
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	11074	1162
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	441,83	444,75

Tabela A6 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 21/02/2003

Parâmetros	Chorume Bruto	Entrada Wetlands	Saída Gramínea	Saída Terciário
pH	8,1	5,6	6,3	-
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	-	28	345	-
Condutividade (mS/cm)	19,96	17,44	15,28	-
Cloreto (mg/L)	5134	-	-	-
DQO (mg/L)	5400	2450	2700	-
DBO (mg/L)	446	245	-	-
Sólidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-	383	88	-
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	1736	420	434	-

(-) Análises não realizadas

Tabela A7 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 14/03/2003

Parâmetros	Chorume Bruto	Entrada Wetlands	Saída Gramínea	Saída Terciário
pH	8,3	4,9	6,2	-
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	-	64	381	-
Condutividade (mS/cm)	18,34	15,36	15,89	-
Cloreto (mg/L)	6421	-	-	-
DQO (mg/L)	2300	2150	1850	-
DBO (mg/L)	221	83	-	-
Sólidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-	635	435	-
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	1209	100	60	-

(-) Análises não realizadas

Tabela A8 - Análises do percolado realizadas pelo LES/UERJ em 20/03/2003

Parâmetros	Entrada <i>Wetlands</i>	Saída Gramínea
pH	8,27	6,62
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	1030	550
Condutividade (mS/cm)	10,18	14,28
Cloreto (mg/L)	2655,21	4355,03
DQO (mg/L)	1616,8	1504
DBO (mg/L)	109,8	90
Sólidos Totais (mg/L)	6478	9656
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	866	172
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	5612	9484
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	231,15	201,89

Tabela A9 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 21/03/2003

Parâmetros	Chorume Bruto	Entrada <i>Wetlands</i>	Saída Gramínea	Saída Terciário
pH	8	7	6,6	6,7
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	-	486	476	35
Condutividade (mS/cm)	11,26	15,33	12,85	11,78
Cloreto (mg/L)	2466	5406	-	4356
DQO (mg/L)	2300	2800	1633	230
DBO (mg/L)	455	677	-	6
Sólidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	129	1060	233	-
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	1603	12	25	<0,1

(-) Análises não realizadas

Tabela A10 - Análises do percolado realizadas pelo LES/UERJ em 03/04/2003

Parâmetros	Entrada <i>Wetlands</i>	Saída Gramínea
pH	7,2	7,1
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	667	733
Condutividade (mS/cm)	15,2	11,8
Cloreto (mg/L)	5062	3747
DQO (mg/L)	1219	914
DBO (mg/L)	536	330
Sólidos Totais (mg/L)	12280	8364
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	470	188
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	11810	8176
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	363	266

Tabela A11 - Análises do percolado realizadas pela TECMA em 04/04/2003

Parâmetros	Chorume Bruto	Entrada <i>Wetlands</i>	Saída Gramínea	Saída Terciário
pH	8,2	6,8	7	7,4
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	-	455	757	159
Condutividade (mS/cm)	17,87	15,24	12,46	13,74
Cloreto (mg/L)	5825	-	-	5091
DQO (mg/L)	7600	2600	1260	530
DBO (mg/L)	294	59	-	10
Sólidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-	76	32	-
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	-	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	2526	250	81	123

(-) Análises não realizadas

Tabela A12 - Análises do percolado realizadas pelo LES/UERJ em 29/04/2003

Parâmetros	Entrada <i>Wetlands</i>	Saída Gramínea
pH	6,3	7
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	333	567
Condutividade (mS/cm)	19,5	15,2
Cloreto (mg/L)	5198	4499
DQO (mg/L)	2055	1245
DBO (mg/L)	420	277
Sólidos Totais (mg/L)	12908	8414
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	316	94
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	12592	8320
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	392	293

Tabela A13 - Análises do percolado realizadas pelo LES/UERJ em 14/05/2003

Parâmetros	Entrada <i>Wetlands</i>	Saída Gramínea
pH	7,3	7,4
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ /L)	990	820
Condutividade (mS/cm)	15,9	17,4
Cloreto (mg/L)	4834	5152
DQO (mg/L)	1420	1920
DBO (mg/L)	54	75
Sólidos Totais (mg/L)	10062	12196
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	125	175
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	9937	12021
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	304	340

ANEXO 4

CÁLCULO DA ÁREA NECESSÁRIA PARA UM *WETLAND* CAPAZ DE TRATAR TODO O CHORUME ENCAMINHADO À UNIDADE TERCIÁRIA DE TRATAMENTO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE CHORUME

HIPÓTESE I – Cálculo da área baseado em estimativas geométricas

DADOS DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO

- Capacidade de cada unidade de nanofiltração: $3,6\text{m}^3/\text{h}$ (dado informado pelos operadores da estação)
- Número de unidades de nanofiltração instaladas: 3
- Tempo de operação de cada unidade de nanofiltração: 20h/dia
- Capacidade de tratamento do sistema terciário: $3,6 \times 3 \times 20 = 216\text{m}^3/\text{dia}$

WETLAND

- Mantém-se o mesmo tempo de residência atual: 9 dias
- De forma a tratar a mesma vazão que o sistema terciário, $Q = 216\text{m}^3/\text{dia}$:

$$V = Q \times \text{Tr} \quad \therefore \quad V = 216\text{m}^3/\text{dia} \times 9 \text{ dias} = \mathbf{1944\text{m}^3} \quad \Rightarrow \quad \text{Volume de chorume que o wetland deve conter}$$

- Considerando o tanque preenchido com rachão de mesmo diâmetro do usado nos *wetlands* existentes (15 a 30cm), estima-se um diâmetro médio das pedras em 20cm
- Estimativa do volume ocupado pelo líquido em relação ao ocupado pelas pedras:

Supõe-se que as pedras têm formato esférico e que estão alinhadas uma ao lado e sobre a outra.

Supõe-se que o espaço ocupado pelo líquido, ao redor das pedras, é o espaço entre uma esfera e um cubo circunscrito a ela, representado em cinza no esquema da Figura A7.

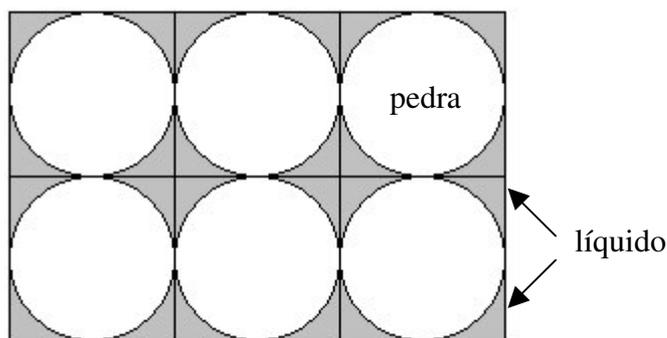


Figura A7 – Esquema representativo do espaço ocupado pelo líquido num *wetland*

$$V \text{ esfera} = \frac{4}{3} \pi r^3 = \frac{4}{3} \pi (0,1)^3 = 5,57 \times 10^{-3}$$

$$V \text{ cubo} = l^3 = 0,2^3 = 8 \times 10^{-3}$$

$$V \text{ líquido} = (8 \times 10^{-3}) - (5,57 \times 10^{-3}) = 2,43 \times 10^{-3}$$

- Para cada $2,43\text{m}^3$ ocupados pelo líquido dentro do *wetland*, as pedras ocupam $5,57\text{m}^3$. Ou então: num volume total de 8m^3 , $2,43\text{m}^3$ são ocupados pelo líquido. Assim,

$$2,43\text{m}^3 \text{ de líquido} \quad - \quad 8\text{m}^3 \text{ totais}$$

$$1944\text{m}^3 \text{ de líquido} \quad - \quad x \text{ m}^3 \text{ totais}$$

$$x = \mathbf{6400\text{m}^3} \text{ totais} \quad \Rightarrow \quad \mathbf{\text{Volume necessário para o wetland}}$$

- Considerando 2 camadas de pedras superpostas, com altura $h = 40\text{cm}$...

$$A = V \text{ total} / h \quad \therefore \quad A = 6400 / 0,4 = \mathbf{16000\text{m}^2} \quad \Rightarrow \quad \mathbf{\text{Área necessária para o wetland}}$$

HIPÓTESE II – Cálculo da área de baseado nos dados dos wetlands existentes

DADOS DOS WETLANDS EXISTENTES

	Wetland I (taboa)	Wetland II (gramínea)
Volume do Tanque	83m ³	116m ³
Volume de Argila	41m ³	58m ³
Volume de Rachão	31m ³	38m ³
Volume de Chorume	11m ³	20m ³

- No *Wetland I*:

Em cada 42m³ (31m³+11m³) cabem 11m³ de chorume. Então,

$$11\text{m}^3 \text{ de líquido} \quad - \quad 42\text{m}^3 \text{ totais}$$

$$1944\text{m}^3 \text{ de líquido} \quad - \quad x \text{ m}^3 \text{ totais}$$

$$x = 7422,55\text{m}^3 \text{ totais} \Rightarrow \text{Volume necessário para o wetland}$$

- Considerando uma altura $h = 40\text{cm}$,

$$A = V \text{ total} / h \quad \therefore \quad A = 7422,55 / 0,4 = 18556\text{m}^2 \Rightarrow \text{Área necessária para o wetland}$$

- No *Wetland II*:

Em cada 58m³ (38m³+20m³) cabem 20m³ de chorume. Então,

$$20\text{m}^3 \text{ de líquido} \quad - \quad 58\text{m}^3 \text{ totais}$$

$$1944\text{m}^3 \text{ de líquido} \quad - \quad y \text{ m}^3 \text{ totais}$$

$$y = 5637,6\text{m}^3 \text{ totais} \Rightarrow \text{Volume necessário para o wetland}$$

- Considerando uma altura $h = 40\text{cm}$,

$$A = V \text{ total} / h \quad \therefore \quad A = 5637,6 / 0,4 = 14094\text{m}^2 \Rightarrow \text{Área necessária para o wetland}$$