

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

Fernando Resende Fenelon

**TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR
EVAPORAÇÃO NATURAL EM SISTEMA CONTROLADO:
ESTUDO EM ESCALA PILOTO**

Florianópolis

2011

Fernando Resende Fenelon

**TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO POR
EVAPORAÇÃO NATURAL EM SISTEMA CONTROLADO:
ESTUDO EM ESCALA PILOTO**

Dissertação submetida ao programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Armado Borges de Castilhos Jr.

Florianópolis

2011

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da
Universidade Federal de Santa Catarina

F332t Fenelon, Fernando Resende

Tratamento de lixiviados de aterro sanitário
por evaporação

natural em sistema controlado [dissertação] :
estudo em escala

piloto / Fernando Resende Fenelon ; orientador,
Armando Borges

de Castilhos Jr. - Florianópolis, SC, 2011.

125 p.: il., grafs., tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal
de Santa

Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia ambiental. 2. Aterro sanitário.
3. Resíduos
sólidos. 4. Lixiviação. 5. Evaporação. I. Castilhos
Junior,
Armando Borges de. II. Universidade Federal de
Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.
III.
Título.

CDU 628.4

Dedico este trabalho a meus avós, Aníbal (In Memoriam), Randolpho (In Memoriam), Nízia (In Memoriam) e Gilda.

AGRADECIMENTOS

Ao Professor e Amigo Armando Borges de Castilhos Junior, pela sua orientação e oportunidade concedida.

Aos Professores, Henrique Lisboa, Davide Franco, pelos conhecimentos compartilhados.

Aos técnicos dos laboratórios: Integrado de Meio Ambiente; de Controle da Qualidade do Ar; de Pesquisa em Resíduos Sólidos; e de Ectomicorrizas (MIP/UFSC), pelo auxílio na realização deste trabalho.

Aos professores, técnicos e amigos que contribuíram para a construção deste trabalho, meu reconhecimento especial.

Aos alunos, Vinícius e Camila, da disciplina Controle de poluição Atmosférica, pela ajuda na análise ambiental do sistema.

Aos amigos Alejandro, Maria Pilar, “Truta” e “Tefe”, pela ajuda nos momentos mais difíceis.

Aos servidores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, por colaborarem com a manutenção necessária a infraestrutura do departamento.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelos recursos para a implementação da pesquisa

A todos os familiares, incluindo primos e tios, em especial à “madrinha” Sheila, pela força e carinho.

Aos “brodas” André, Jerko e Lucas, pelos anos compartilhados juntos.

Aos meus irmãos, Leonardo e Marcos pelo apoio e amizade.

Aos meus pais, Aníbal e Maria Cristina por serem tudo em minha vida.

RESUMO

O lixiviado de aterros sanitários é formado, sobretudo, pela infiltração da água de chuva e corresponde a um dos principais riscos ambientais associados a esse tipo de destinação final de resíduos sólidos urbanos. Logo, surge a necessidade de se capturar e tratar este líquido para que não infiltre no solo e contamine as águas adjacentes e subterrâneas. Hoje em dia, o tratamento de lixiviados ocorre principalmente através de processos biológicos, como por exemplo, sistemas de lagoas que, apesar de eficientes, demandam uma grande disponibilidade de área física para seu correto funcionamento. Dentre as técnicas emergentes de tratamento está a evaporação, que consiste na diminuição do volume e no aumento da concentração, sob forma de lodo, do lixiviado. Neste trabalho, implementou-se, através de um experimento piloto, uma tecnologia de evaporação natural controlada em sistema fechado, ou seja, simulando diferentes condições climáticas. A unidade experimental foi construída a partir de uma torre de resfriamento utilizada na indústria de trocadores de calor, adaptando seu uso ao projeto de evaporação e às características dos lixiviados de aterro sanitário. O experimento piloto é constituído por tanques de armazenamento, resistências aquecedoras, dutos de entrada e saída de ar, sensores, aspersores e um painel evaporativo de elevada área específica (200m²), ocupando uma área projetada ao solo de 0,36 m². Os resultados obtidos durante os 4 meses de operação do piloto (fevereiro a maio de 2011) foram satisfatórios, com variações de eficiência entre 21,3 e 353,3 L/m².dia para as diversas condições climáticas simuladas. Foi possível concluir que esta tecnologia é eficiente, podendo ser utilizada em diversas condições climáticas, porém em regiões com baixas umidades relativas do ar e temperaturas elevadas a relação custo-benefício poderia ser otimizada.

Palavras-chave: Aterro sanitário, Tratamento de lixiviados, Evaporação natural controlada, Painel evaporativo, Condições climáticas simuladas

ABSTRACT

The landfill leachate is formed mainly by the infiltration of rainwater, and corresponds to one of the main risks of this type of disposal of waste. Therefore, if the need arises to capture and treat this liquid so it does not seep into the ground and contaminate the surrounding waters and groundwaters, treatment of leachate occurs primarily through biological processes, such as lagoon systems that, although effective, require a large physical area available for its proper operation. Among the emerging techniques of treatment is evaporation, which consists of reducing the volume and increasing the concentration of sludge in the form of leachate. In this work, it was implemented through a pilot experiment, a natural evaporation technology in controlled closed systems, ie, simulating weather conditions. The experimental unit was built from a cooling tower used in the manufacture of heat exchangers, adapting their use to the design of evaporation and the characteristics of landfill leachate, comprising storage tanks, heating elements, inlet and outlet ducts air, sensors, sprinklers and a panel of high evaporative specific area (200m²) over a projected area of 0.36 square meters to the ground. The results obtained during the four months of operation of the pilot (February-May 2010) were satisfactory, with variations in efficiency between 21.3 and 353.3 L / m². Day to different climatic conditions simuladas. O present work aims contribute to an innovative leachate treatment systems through efficient and compact as alternayiva or complement to conventional methods currently used.

Keywords: landfill, leachate treatment, monitored natural evaporation, evaporative panel, simulated weather conditions

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Destinação final dos RSU, em relação ao peso coletado e/ou recebido por unidades de destino final.....	16
Figura 2 - Esquema de um aterro sanitário.....	23
Figura 3 - Sequências metabólicas e principais grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbica.....	28
Figura 4 - Fluxograma da metodologia.....	54
Figura 5 – Perfil do piloto experimental.....	56
Figura 6 - Foto da torre de resfriamento adaptada ao experimento.....	57
Figura 7 – Esquema do experimento piloto.....	58
Figura 8 - Foto do experimento piloto.....	60
Figura 9 - Sistema de armazenamento de dados.....	64
Figura 10 - Vista aérea dos pontos da análise de dispersão.....	66
Figura 11 – Ilustração da coleta olfatométrica.....	67
Figura 12 - Ilustração dos ensaios preliminares.....	51
Figura 13 - Box plot dos ensaios preliminares.....	52
Figura 14 – Medições dos ensaios preliminares.....	53
Figura 15 – Box plot das medições da relação velocidade do ar- evaporação dos ensaios preliminares.....	54
Figura 16 – Box plot da relação velocidade do ar- evaporação para os ensaios 1-4.....	57
Figura 17 – Box plot da relação temperatura- evaporação para os ensaios 3-4.....	57
Figura 18 – Medições do ensaio 1.....	59
Figura 19 – Ilustração da Tabela 14.....	85
Figura 20 – Medições do ensaio 2.....	86
Figura 21 – Ilustração da Tabela 15.....	88
Figura 22 – Medições do ensaio 3.....	89
Figura 23 – Ilustração da Tabela 16.....	91
Figura 24 – Medições do ensaio 4.....	92
Figura 25 – Ilustração da Tabela 17.....	94
Figura 26 – Medições do ensaio 5.....	96
Figura 27 – Ilustração da Tabela 20.....	100
Figura 28 – Ilustração da Tabela 20 corrigida.....	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Fatores que afetam a geração de lixiviados de aterro sanitário..	25
Tabela 2 - Fatores que influenciam a composição dos lixiviados.....	31
Tabela 3 - Principais íons encontrados no lixiviado e suas origens.....	33
Tabela 4 - Composição dos lixiviados de diferentes países.....	37
Tabela 5- Solubilidades de diferentes ácidos recalcitrantes em função do pH.....	40
Tabela 6 – Parâmetros e procedimentos analíticos.....	63
Tabela 7 – Resultados das análises do lixiviado do estudo.....	69
Tabela 8 – Faixas de pH e diferentes compostos de nitrogênio.....	71
Tabela 9 - Ensaios preliminares.....	72
Tabela 10 – Análise estatística pelo método Kendall Tau para os ensaios preliminares.....	77
Tabela 11 - Configuração dos ensaios finais.....	79
Tabela 12 – Eficiência dos ensaios finais.....	81
Tabela 13 – Eficiência encontrada na bibliografia.....	82
Tabela 14 – Tabela padrão com os valores das médias do ensaio 1.....	84
Tabela 15 – Tabela padrão com os valores das médias do ensaio 2.....	87
Tabela 16 – Tabela padrão com os valores das médias do ensaio 3.....	90
Tabela 17 – Tabela padrão com os valores das médias do ensaio 4.....	93
Tabela 18 – Medições ensaio 5.....	95
Tabela 19 – Condições climáticas da coleta da dispersão.....	98
Tabela 20 – Relação entre distância e a dispersão.....	99
Tabela 21 – Condições climáticas da coleta olfatométrica.....	103
Tabela 22 – Amostragem da análise olfatométrica.....	104
Tabela 23 – Vazões de aterros sanitários.....	105
Tabela 24 – Implementação do experimento piloto.....	107
Tabela 25 – Operação do experimento do piloto.....	108

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AGV	Ácidos graxos voláteis
AF	Ácidos fúlvicos
AH	Ácidos húmicos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COV	Compostos orgânicos voláteis
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
g.mol ⁻¹	Grama por mol
HU	huminas
LCQAr	Laboratório de Controle da Qualidade do Ar
LARESO	Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
NE	Nordeste
NBR	Norma Brasileira
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
PPGEA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
PVC	Cloreto de polivinila
RSU	Resíduos sólidos urbanos
SDT	Sólidos dissolvidos
SC	Santa Catarina
SS	Sólidos suspensos
ST	Sólidos totais
UFCs	Unidade formadora de colônias
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	13
LISTA DE TABELAS.....	15
1. INTRODUÇÃO.....	21
2. JUSTIFICATIVAS.....	23
3. OBJETIVOS.....	25
3.1 Objetivo Geral.....	25
3.2 Objetivos Específicos.....	25
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	27
4.1 Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos Gerais.....	27
4.2 Sistemas de Disposição Final de RSU	28
4.3 Aterro Sanitário.....	29
4.4 Lixiviados de Aterros Sanitários.....	31
4.4.1 Fase aeróbia	33
4.4.2 Fase anaeróbia ácida	34
4.4.3 Fase metanogênica instável	35
4.4.4 Fase metanogênica estável.....	36
4.4.5 Composição dos Lixiviados.....	37
4.4.6 Recalcitrância dos lixiviados	45
4.4.7 Impacto Ambiental dos Lixiviados.....	46
4.5 Tratamento de lixiviados por evaporação	47
4.5.1 Tipos de Evaporadores	48
4.5.2 Tratamento de Lixiviados por Evaporação em Painéis de Contato.....	51
4.5.3 Impacto Ambiental dos Processos Evaporativos em Painéis de Contato.....	53
5. MATERIAIS E MÉTODOS.....	59
5.1 Projeto e Construção da Unidade Experimental	60
5.2 Operação da Unidade Experimental.....	62
5.3 Monitoramento da Unidade Experimental	66
5.4 Ensaio Preliminares.....	68
5.5 Análise Ambiental do Sistema.....	69
▪ Análise da Dispersão de Microrganismos.....	69
▪ Análise Olfatométrica	70
5.6 Aplicabilidade em Escala Real	72
5.7 Análise Financeira da Tecnologia Estudada	72

6.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	73
6.1	Caracterização geral do lixiviado	73
6.2	Estudo da Evaporação no Sistema.....	75
6.2.1	Ensaio Preliminares	75
6.2.2	Ensaio Finais	83
6.3	Análise Ambiental do Sistema	103
6.3.1	Análise da dispersão de microorganismos	103
6.3.2	Análise olfatométrica	108
6.4	Aplicabilidade em Escala Real.....	111
7.	ANÁLISE FINANCEIRA DA TECNOLOGIA ESTUDADA....	113
8.	CONCLUSÕES.....	115
9.	CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES.....	117
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	118

1. INTRODUÇÃO

O crescimento em progressão geométrica da população em nível mundial tem como consequência diversos danos ao meio ambiente, pois cresce proporcionalmente o consumo de bens duráveis e não duráveis e, por conseguinte, um aumento da geração de resíduos sólidos de origem urbana. O aterro sanitário é um método para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos através de seu confinamento em camadas cobertas com solo. A deposição dos resíduos urbanos em aterro sanitário é o método mais utilizado e adequado, em função dos mecanismos de controle de impactos e de vetores, mas também pela sua capacidade de receber grandes volumes e seu relativo baixo custo e simplicidade de operação (IBAM, 2001). Das cerca de 260.000 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) geradas diariamente, aproximadamente 65% são encaminhados para aterros sanitários (Figura 1), que somam 1.540 unidades distribuídas principalmente nas regiões Sul e Sudeste (IBGE, 2010).

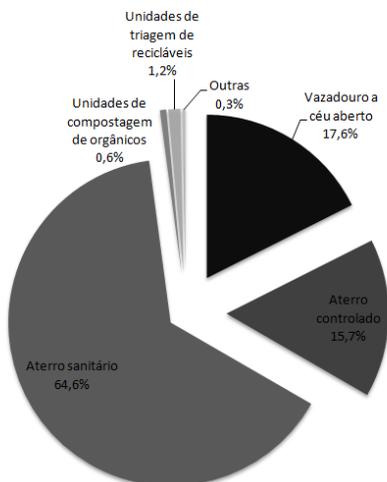


Figura 1 - Destinação final dos RSU, em relação ao peso coletado e/ou recebido por unidades de destino final. Fonte: Adaptado de IBGE (2010).

Porém, ao serem dispostos no aterro, os resíduos sólidos são objetos de evoluções bio - físico - químicas complexas, gerando uma fração gasosa (composta principalmente por CO_2 e CH_4) e uma fase líquida, conhecida

como lixiviado ou percolado de aterro sanitário. Um dos principais problemas ambientais verificados na operação de aterros sanitários são as perdas do lixiviado por infiltração no local do aterro sanitário, resultando na contaminação do subsolo e das águas circunvizinhas (ROHERS; SILVA, 2007).

Os lixiviados produzidos em aterros sanitários são efluentes que apresentam uma grande variabilidade de características. Estão presentes em sua composição elevadas concentrações de produtos orgânicos, inorgânicos, metais pesados, substâncias recalcitrantes de difícil degradabilidade e contaminantes microbiológicos, com alto potencial nocivo, tornando-se um efluente altamente tóxico e de difícil tratamento (JORGE, 2008) pelos processos biológicos e físicos - químicos. Neste contexto, uma alternativa de tratamento destes efluentes é a aplicação dos processos evaporativos, certamente uma das tecnologias mais promissoras para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Em escala laboratorial, a tecnologia de evaporação pode ser otimizada até alcançar apenas 1% de concentrado (lodo) em relação ao volume original de lixiviado (GIRALDO, 2001). Desse modo, o presente trabalho objetiva proporcionar tratamento de lixiviados através de sistemas compactos, verificando a eficiência do fenômeno evaporativo com base nas condições de funcionamento do sistema piloto. Também será avaliada a interação do sistema de evaporação com o meio onde o mesmo encontra-se inserido, a fim de proporcionar fundamentos para criação de futuras normas e estudos relativos ao assunto.

2. JUSTIFICATIVAS

Esta proposta de estudo encontra-se inserida na linha de pesquisa sobre tratamento de lixiviados de aterros sanitários do Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e também está vinculada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA). Dentro desta linha, o grupo de pesquisa tem desenvolvido trabalhos na área de tratamentos físico-químicos como a evaporação natural e forçada de lixiviado, coagulação/floculação, filtração direta ascendente, bem como técnicas de tratamento biológico. Apesar de não existir ainda no Brasil normas específicas para o tratamento de lixiviados e lançamento em corpos receptores, aplicam-se os padrões de emissão de efluentes presentes na Resolução CONAMA N^o 357/05, evidenciando a necessidade de pesquisas sobre o tema para o embasamento de futuras normas.

Geralmente o tratamento de lixiviados é realizado em sistemas de lagoas de estabilização, as quais demandam grandes áreas para sua implantação ou ainda, em reatores que consomem quantidade importante de energia. A evaporação de lixiviados é um tratamento físico onde o sistema é compacto, de fácil operação e grande redução do volume de efluentes. A utilização da tecnologia de evaporação como um sistema de tratamento de lixiviado é uma aplicação recente no Brasil, que vem sendo impulsionada pela possibilidade de aproveitamento do próprio gás de aterro como fonte energética para aquecimento do lixiviado. A possibilidade de obter Certificados de Redução de Emissão pela inclusão do projeto nos termos dos Mecanismos de Desenvolvimento Limpo, do protocolo de Kioto, é um atrativo que deve ser considerado. Neste contexto, o presente trabalho visa o tratamento de lixiviados por evaporação forçada em sistema controlado, simulando, portanto, diferentes condições climáticas a fim de obter redução da carga poluidora como também testar as condições climáticas ideais para tal evento.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho de um sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário em um sistema de evaporação natural controlado, na redução de volumes e atenuação do potencial poluidor deste efluente.

3.2 Objetivos Específicos

- Verificar a eficiência do fenômeno evaporativo com base nos parâmetros de controle do sistema de evaporação;
- Propor alternativas de tratamento de lixiviados através de sistemas compactos, comparados a métodos que exigem grandes áreas para implantação;
- Realizar uma análise ambiental da interação do sistema de evaporação com o meio onde o mesmo encontra-se inserido.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos Gerais

O aumento quantitativo dos resíduos sólidos tem sido atribuído ao constante crescimento populacional, à forte industrialização e à melhoria no poder aquisitivo da sociedade, principalmente nas grandes cidades (BIDONE e POVINELLI, 1999). Neste contexto, os resíduos sólidos são materiais gerados por estas atividades, industriais ou de consumo, cujo valor econômico seja desprezível ao seu possuidor. A Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), Lei 12.305 (2010), define resíduo sólido como:

“material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semi-sólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente viável em face da melhor tecnologia disponível”.

Quanto à classificação dos resíduos sólidos referentes aos seus riscos potenciais, estes são classificados pela NBR 10.004 (ABNT, 2004) em:

- Classe I - Perigosos: resíduos da classe I podem apresentar riscos à saúde pública devido às suas características, tais quais inflamabilidade, corrosividade, toxicidade e patogenicidade;
- Classe II A – Não Inertes: resíduos da classe II A são os resíduos que não se enquadram na classe I ou classe II B e podem ter como propriedades combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água;
- Classe II B – Inertes: resíduos da classe II B são os resíduos que não apresentam riscos ao ser humano e ao meio ambiente, sendo considerados inertes aqueles que quando submetidos a testes de solubilização não tenham nenhum de seus

componentes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de águas.

Por fim, os resíduos podem ainda ser classificados quanto ao seu grau de degradabilidade (BIDONE e POVINELLI, 1999): facilmente degradáveis (matéria orgânica), moderadamente degradáveis (papéis, papelão e material celulósico), dificilmente degradáveis (pedaços de pano, retalhos, aparas e serragens de couro, borracha e madeira) e não degradáveis (vidros, metais, plásticos, pedras, terra, etc.). Tchobanoglous *et al.* (1993) dividem os constituintes dos resíduos orgânicos em rapidamente biodegradáveis (3 meses a 5 anos) e lentamente biodegradáveis (até 50 anos ou mais).

4.2 Sistemas de Disposição Final de RSU

Um dos principais problemas relacionados aos RSU ainda consiste na falta de destinação adequada em muitos municípios brasileiros, problemas estes que, de acordo com Castilhos Jr. e Reichert (2007), resultam em graves impactos ambientais (poluição do solo, da água e do ar), sociais (existência de catadores), econômicos (desvalorização do uso do solo local e vizinho) e de saúde pública (contaminações por vias diretas e indiretas). Historicamente, existem três formas básicas adotadas pela sociedade urbana para a disposição final de resíduos sólidos, as quais não necessariamente utilizam sistemas de proteção ambiental adequados: lixão ou vazadouro a céu aberto, aterro controlado e aterro sanitário (CASTILHOS JR., 2003).

Os lixões ainda são uma prática muito comum de disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil (IBGE, 2000). Este processo caracteriza-se pela simples descarga de resíduos sobre o solo, a céu aberto, sem qualquer técnica de proteção ao meio ambiente, acarretando problemas de saúde pública, como consequência da proliferação de vetores de saúde. Esta forma de disposição está relacionada à liberação de maus odores e a poluição das águas superficiais e subterrâneas, pela infiltração do lixiviado (NAGALI, 2005).

Nos aterros controlados, os resíduos são cobertos periodicamente com terra. No entanto, o solo não é impermeabilizado e nem sempre existe sistema de drenagem dos lixiviados, tampouco captação de gases formados durante a decomposição dos resíduos sólidos. Devido a essas características a disposição do lixo em aterros controlados também foi considerada

inadequada, principalmente pelo potencial poluidor representado pelo lixiviado, que não é controlado neste tipo de destinação final (IBGE, 2000).

Desta maneira, aterro sanitário compreende todo um conjunto de técnicas operacionais tais como: divisão em células, compactação dos resíduos, cobertura, sistema de impermeabilização, sistema de drenagem de líquidos e gases, tratamento do lixiviado, monitoramento geotécnico e ambiental (TCHOBANOGLIOUS, 1993).

4.3 Aterro Sanitário

A NBR 8419/1992 (ABNT, 1992), preconiza a seguinte definição para aterro sanitário:

“técnica de disposição dos resíduos sólidos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, caso seja necessário.”

Neste sentido, o aterro sanitário pode ser definido, de acordo com Castilhos Jr., Reichert (2007) e Tchobanoglous *et al.* (1993) como um reator bioquímico, em que as principais entradas são os resíduos sólidos e água de chuva. Já as principais saídas são o biogás e o lixiviado gerados na degradação dos resíduos, tendo como armazenamento dentro do “reator” a matéria orgânica parcialmente biodegradada e os materiais inorgânicos dispostos inicialmente. Silva e Segatto (2002) atentam para o fato da geração de gases e lixiviados, pois são efluentes problemáticos produzidos num aterro sanitário, e se não houver um tratamento para ambos, poderá ocorrer entre outros problemas, a contaminação do ar pelos gases efluentes e do lençol freático pelo lixiviado que infiltra no solo.

Ainda segundo a NBR 8419/1992 (ABNT, 1992), a engenharia aplicada aos aterros sanitários refere-se aos projetos de sistema de drenagem periférica e superficial para afastamento das águas da chuva, sistema de drenagem e remoção de percolado, sistema de tratamento do percolado, impermeabilização inferior e/ou superior, e ainda, sistema de drenagem e queima dos gases gerados na degradação dos resíduos (Figura 2). O aterro sanitário tem como principais objetivos a proteção da qualidade

das águas subterrâneas, proteção da qualidade do ar através da queima ou recuperação do biogás produzido, e minimização dos impactos nas águas superficiais adjacentes (QASIM e CHIANG, 1994).

A implantação e operação de um aterro sanitário, quando executados de maneira correta, produzem vantagens inquestionáveis. O aterro sanitário é uma solução para qualquer volume de resíduos, apresenta simplicidade executiva, inclusive no que tange equipamentos para sua execução e operação, permite o controle de vetores e transforma biologicamente o material degradável, estabilizando-o. Ainda, é possível recuperar o gás produzido convertendo-o em energia (BIDONE e POVINELLI, 1999).

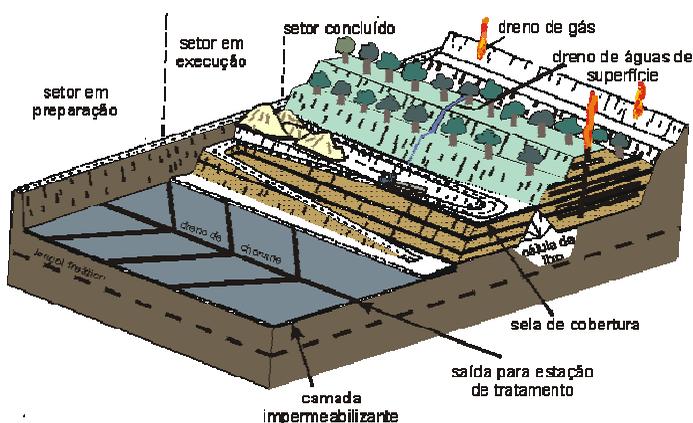


Figura 2 - Esquema de um aterro sanitário.

Um elemento importante na análise de implantação de um aterro sanitário são os custos de operação, os quais pressupõem um tratamento adequado de líquidos e gases efluentes, além de todos os demais cuidados previstos nas normas técnicas (JUCÁ, 2002). Castilhos Jr. e Reichert (2007) apontam como pontos essenciais para o sucesso na implementação e operação de um aterro sanitário a decisão política, o conhecimento técnico, pessoal qualificado e motivado, recursos financeiros e participação social. Os aterros sanitários destacam-se como o método de disposição final mais utilizado no Brasil para minimizar impactos negativos, como o ambiental e de saúde pública. O aterro sanitário tem sido utilizado por muitas décadas como uma forma de disposição final de resíduos: residencial, comercial, industrial (JUCÁ, 2002).

4.4 Lixiviados de Aterros Sanitários

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido escuro de odor desagradável, produzido pela decomposição físico-química e biológica dos resíduos depositados em um aterro. Carreado pela água de chuva e pela própria umidade contida nos resíduos, o lixiviado se assemelha a uma matriz aquosa de extrema complexidade, apresentando em sua composição altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas formas dissolvidas e coloidais (Christensen *et al.*, 2001; El Fadel *et al.*, 2002; Kjeldsen *et al.*, 2002).

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido potencialmente poluidor que pode causar efeitos prejudiciais aos lençóis freáticos e às águas superficiais localizadas nas proximidades do aterro, se não for adequadamente tratado e descartado para o meio ambiente de maneira cuidadosa e controlada. A produção destes líquidos deve, portanto, ser atenuado, monitorado, coletado e devidamente tratado antes de ser lançado em corpos de água, afirmam Qasim e Chiang (1994), Reinhart (1993) e Salem *et al.* (2008).

Para El Fadel *et al.* (2002) os lixiviados são formados quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, que é definida como a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem produzir percolação. A Tabela 1 mostra os principais fatores que influenciam a formação de lixiviados em aterro sanitário.

Tabela 1 – Fatores que afetam a geração de lixiviados de aterro sanitário

PRINCIPAIS FATORES QUE INFLUENCIAM A FORMAÇÃO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO	
Precipitação e Disponibilidade de água	Recirculação dos líquidos gerados, Irrigação da camada de cobertura, Presença de lodos, etc.
Características da Camada de Cobertura	Umidade, Vegetação, Declividades, etc.
Características dos Resíduos Depositados	Composição, Umidade, Idade, Peso Específico Método de Disposição, etc.
Impermeabilização do local	Geomembranas, Argila, etc.

Fonte: adaptado (El Fadel *et al.*, 2002)

De acordo com Segato e Silva (2000), os lixiviados são formados pela digestão de matéria orgânica sólida, por ação de exo-enzimas produzidas por bactérias. A função dessas enzimas é solubilizar a matéria orgânica para que possa ser assimilada pelas células bacterianas. A umidade tem grande influência na formação dos lixiviados já que um alto teor de umidade favorece a decomposição anaeróbia.

A produção de lixiviados depende das condições peculiares de cada caso, principalmente da topografia, geologia, regime e intensidade das chuvas. Após a deposição dos resíduos no aterro, a decomposição dos mesmos ocorre mediante uma combinação de processos físicos, químicos e

biológicos. Dentre estes, os processos biológicos são dominantes e controlam em grande parte os demais (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). A decomposição biológica dos resíduos acontece por dois processos: primeiro o aeróbio, de curta duração e limitado pela quantidade de oxigênio presente no meio oriundo do ar aprisionado logo após a cobertura do aterro. E o anaeróbio, um processo longo de degradação e realizado por microrganismos que se desenvolvem na ausência de oxigênio. Não obstante, o mecanismo de degradação biológica em um aterro é predominantemente anaeróbio devido à baixa penetração de oxigênio no seu interior (TELLES, 2010).

Com base na dinâmica dos aterros, Souto (2009) e Kjeldsen *et al.* (2002), dividem a evolução do aterro em quatro fases:

- Aeróbia;
- Anaeróbia ácida;
- Metanogênica instável;
- Metanogênica estável.

O termo “instável”, segundo o autor, refere-se à possibilidade de inibições temporárias da produção de metano em função de mudanças ambientais, como chuvas ou secas excessivas (SOUTO, 2009).

4.4.1 Fase aeróbia

Durante a fase aeróbia o oxigênio presente no meio dos resíduos recém depositados é rapidamente consumido, resultando na produção de (CO₂) e no aumento da temperatura interna das células. A produção de gás carbônico é tão intensa que sua concentração deste gás no aterro pode chegar a 90 % (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). Esta fase dura somente alguns dias, devido à rápida depleção do oxigênio. À medida que ocorre a redução da disponibilidade de oxigênio, os microrganismos anaeróbios passam a comandar o processo de degradação.

A presença de águas pluviais exerce grande influência sobre esta fase, pois facilita a redistribuição de nutrientes e microrganismos através das células do aterro sanitário (Kjeldsen *et al.*, 2002).

4.4.2 Fase anaeróbia ácida

De acordo com Kjeldsen *et al.* (2002), na fase anaeróbia, ocorre hidrólise da matéria orgânica, acidogênese e acetogênese. A biodegradação da celulose e da hemicelulose, constituintes que correspondem a 45 a 60% da massa seca de RSU, é realizada através de:

- Bactérias hidrolíticas e fermentativas, as quais hidrolisam os polímeros e os fermentam produzindo monossacarídeos, ácidos carboxílicos e álcoois, com conseqüente queda no potencial de oxi-redução;
- Bactérias acetogênicas, que convertem os produtos da hidrólise em acetato, ácidos graxos voláteis. Ocorre acidificação no meio e liberação de CO₂, hidrogênio e amônia.

Os altos valores de concentração de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) dos lixiviados são característicos desta fase. Os principais componentes da DBO₅ na fase ácida são os ácidos graxos voláteis, onde predominam o ácido acético, ácido propiônico e ácido butírico. Os ácidos voláteis respondem por 60 a 90% da DQO do lixiviado na fase ácida e o cheiro forte e desagradável desse lixiviado pode estar associado a esses ácidos (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). A razão de biodegradabilidade (DBO₅/DQO) na fase ácida tem sido relatada com valores entre 0,4 e 0,7 (Christensen *et al.*, 1998, Kjeldsen *et al.*, 2002). Esses valores são similares aos encontrados para a biodegradabilidade de esgotos sanitários municipais (MORAIS, 2005).

O gás carbônico dissolvido e a grande quantidade de ácidos orgânicos fazem com que o pH do lixiviado caia para valores entre 4,5 e 7,5. O pH baixo aumenta a solubilidade de alguns metais, como ferro, cálcio, magnésio, manganês, zinco e estrôncio (SOUTO, 2009). A agressividade química desse lixiviado também ajuda a dissolver outros componentes do resíduo, tanto inorgânicos quanto orgânicos (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995).

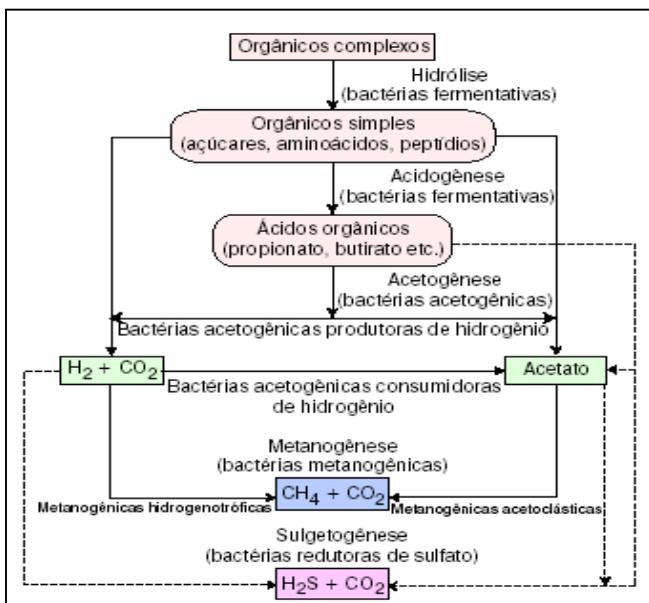


Figura 3 - Seqüências metabólicas e principais grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbica.

4.4.3 Fase metanogênica instável

A fase inicialmente metanogênica ocorre quando a uma quantidade mensurável de metano é produzida. Estabelece-se um equilíbrio dinâmico entre a população de bactérias acetogênicas e metanogênicas, desta forma os compostos produzidos na segunda fase de decomposição dos lixiviados começam a ser fonte de nutrientes, sendo consumido pelas bactérias metanogênicas presentes no meio (MORAIS, 2005). Para Souto (2009), é importante salientar que os processos de hidrólise e fermentação não são interrompidos com o início da fase metanogênica.

O que ocorre é que a população de microrganismos metanogênicos cresce a um nível em que a velocidade de consumo dos produtos da acidogênese tende a igualar a velocidade de produção dos mesmos (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). Esta fase, que é a mais ativa biologicamente, pode ser reconhecida pelo aumento de pH (devido ao consumo de substâncias ácidas) e pela intensificação da taxa de produção

de gás metano (El Fadel *et al.*, 2002). Concentrações de matéria orgânica (medidas em DQO e de DBO_5) decrescem a medida que as substâncias mais facilmente biodegradáveis (por exemplo, os ácidos carboxílicos) são consumidos, a razão DBO_5/DQO sofre decréscimo).

4.4.4 Fase metanogênica estável

Na fase metanogênica estável a população de microrganismos acetogênicos e metanogênicos se torna suficientemente grande para consumir os ácidos orgânicos voláteis produzidos pelos microrganismos acidogênicos. Esta fase é o período de atividade biológica mais intensa do aterro, é nessa fase que a metanogênese se encontra bem desenvolvida. (MCBEAN, ROVERS e FARQUHAR, 1995). Todos os grupos microbianos estão atuando no processamento dos resíduos. É de se esperar, portanto, que a matéria orgânica seja convertida na maior extensão possível, produzindo-se um lixiviado composto quase que exclusivamente de materiais recalcitrantes e outros restos do processo de decomposição, como a amônia.

O valor de pH aumenta continuamente (acima de 7,0), caracterizando um resíduo levemente básico. Ainda na fase metanogênica ocorre redução de sulfato e de outras formas de enxofre, produzindo grandes quantidades de sulfetos (S^{-2}) que precipitam uma série de cátions inorgânicos. Ocorre complexação de inorgânicos, inclusive metais, tanto pela complexação com a matéria orgânica, como pela presença de argilo-minerais. O gás produzido durante esta fase é constituído em sua maior parte de CH_4 e CO_2 , e em quantidades menores de amônia (NH_3) e sulfeto de hidrogênio (H_2S) (El Fadel *et al.*, 2002). A fase metanogênica de estabilização estende-se ao longo do tempo e segundo Kjeldsen *et al.*(2002), um aterro continua a produzir lixiviados mesmo 50 anos após parar de receber o lixo.

O lixiviado proveniente da fase metanogênica tende a apresentar coloração mais escura e um odor menos desagradável que o da fase ácida (SOUTO, 2005). Bidone e Povinelli (1999) e Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) acrescentam mais dois estágios no processo de decomposição dos resíduos dividindo-os em cinco. Os autores acrescentam um estágio de transição entre o primeiro e o segundo estágio acima expostos. Também assumem um último estágio, de maturação final equivalente ao quarto estágio acima, quando toda matéria orgânica biodegradável prontamente

disponível for consumida. Durante esta fase os gases gerados decrescem com o tempo. Convém enfatizar que, as fases descritas acima, não refletem na prática o que ocorre em um aterro, uma vez que o tempo para completar o enchimento de um aterro é muito longo.

Na realidade, as cinco fases ocorrem simultaneamente nos diferentes setores do aterro, ou seja, setores mais antigos estarão numa fase de estabilização mais avançada em comparação com outros que tem resíduos sólidos recém depositados, conferindo uma composição média ao lixiviado. Além disso, a duração de cada fase de decomposição dos RSU é dependente de vários fatores, tais como: o tipo de material disposto no aterro, as dimensões do aterro, o modo de funcionamento do aterro (aterramento, compactação, recirculação) e o clima (TELLES, 2010).

4.4.5 Composição dos Lixiviados

Embora a qualidade dos lixiviados seja diferente de um aterro para outro, muitos fatores que afetam sua composição são comuns. A composição química e microbiológica do lixiviado formado em um aterro sanitário é complexa e depende de diversos fatores, dentre os quais: condições ambientais, composição dos resíduos que chegam ao aterro, forma de operação do aterro e, principalmente, da dinâmica dos processos de decomposição que ocorre no interior das células do aterro sanitário (Kjelsen *et al.*, 2002). A Tabela xx representa os principais fatores que influenciam a composição de lixiviado gerado em aterro sanitário.

Tabela 2 – Fatores que influenciam a composição dos lixiviados

PRINCIPAIS FATORES QUE INFLUENCIAM A COMPOSIÇÃO DE LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO	
Características dos Resíduos	Composição; Granulometria; Umidade; Idade do Resíduo;
Condições Ambientais	Pré-tratamento; Geologia; Regime Pluviométrico; Temperatura; Clima.
Características do Aterro	Aspectos construtivos das células; Balanço Hídrico; Grau de Compactação dos Resíduos; Propriedades do Terreno; Disposição de Resíduos Líquidos; Irrigação; Recirculação.
Processos Internos	Hidrólises; Adsorção; Biodegradação; Especiação; Dissolução; Diluição; Redução; Troca Iônica; Tempo de Contato; Partição; Geração e Transporte de Gás.

Fonte: (El Fadel *et al.*, 2002; Kjeldsen *et al.*, 2002)

Christensen *et al.* (2001), após realizarem uma revisão da literatura existente, propõem a classificação dos poluentes presentes no lixiviado em quatro grandes categorias:

- Matéria orgânica dissolvida, expressa como demanda química de oxigênio (DQO) ou carbono orgânico total (COT), incluindo CH₄, ácidos graxos voláteis e muitos compostos recalcitrantes, por exemplo, compostos húmicos e fúlvicos;
- Macro-componentes Inorgânicos: cálcio (Ca⁺), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), amônio (NH₄⁺), ferro (Fe), manganês (Mn), cloretos (Cl⁻), sulfato (SO₄²⁻), sulfeto (S²⁻) e carbonato (CO₃²⁻). Metais potencialmente tóxicos: cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn).
- Compostos orgânicos xenobióticos: que incluem uma variedade de hidrocarbonetos halogenados, compostos fenólicos, álcoois, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos, além de outras substâncias caracteristicamente tóxicas.
- Compostos encontrados em menor concentração: boro (B), arsênio (As), selênio (Se), bário (Ba), lítio (Li), mercúrio (Hg) e cobalto (Co).

Os poluentes orgânicos dos lixiviados são compostos por:

- Compostos orgânicos voláteis (COV): de 40 a 90% da matéria orgânica. A amônia costuma ser predominante, além dos ácidos graxos voláteis (AGV) como o ácido acético.
- Compostos aromáticos provenientes do metabolismo das proteínas e das ligninas: ácido fenil acético, fenil propiônico, ácido benzóico, p-hidroxibenzóico, compostos acíclicos, alifáticos, terpenos e solventes organoclorados.
- Substâncias húmicas (BAHÉ, 2008).

Öman e Junestedt (2008) detectaram 400 parâmetros e compostos presentes no lixiviado de aterros sanitários na Suécia. Neste estudo, noventa compostos orgânicos e metal-orgânicos foram identificados, bem como cinquenta elementos inorgânicos. Muito destes compostos são perigosos para a saúde humana e ao meio ambiente. Cinquenta e cinco dos compostos orgânicos e metal-orgânicos foram reportados pela primeira vez.

A Tabela 3 apresenta os principais íons encontrados no lixiviado e suas principais origens.

Tabela 3 – principais íons encontrados no lixiviado e suas origens.

Íons	Origem
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
PO_4^{3-} , NO_3^- , CO_3^{2-}	Material orgânico
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
Al^{3+}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios-X
As^{3+} , Sb^{3+} , Cr^{3+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: Adaptado de Segato (2000)

Geralmente, os parâmetros utilizados para descrever a contaminação no lixiviado são os seguintes: (i) demanda química de oxigênio; (ii) nitrogênio amoniacal; (iii) sólidos dissolvidos; (iv) sólidos suspensos; (v) compostos orgânicos xenobióticos; (vi) metais pesados; e (vii) sais (CHRISTENSEN *et al.*, 2001). Os contaminantes presentes no lixiviado incluindo os compostos orgânicos, os compostos não biodegradáveis com alto peso molecular, sólidos em suspensão, metais, sais solúveis, e compostos voláteis mostram uma grande variação em suas concentrações (MARKS *et al.*, 1994).

Apesar das grandes variações da composição do lixiviado produzido nos diferentes aterros, o estado de degradação (relacionado com a idade do aterro) é considerado como sendo o parâmetro de classificação mais usado. Pode ser novo, intermediário e estabilizado, sendo que os valores de pH e a razão DBO/DQO sejam os principais parâmetros para a aplicação desta metodologia de classificação (MORAIS, 2005). Bahé (2008) indica que a

idade do aterro é considerada o fator mais relevante na composição do lixiviado. Durante os cinco primeiros anos (< 5 anos), o aterro está na fase acidogênica e o lixiviado gerado é denominado lixiviado novo, com presença de alta concentração de carbono orgânico. Já os aterros com mais de dez anos são geralmente denominado lixiviado velho com altas concentrações de amônia (WICHITSATHIAN, 2004).

Quando se dá início a transição da decomposição aeróbia para a anaeróbia ocorre uma diminuição na relação DBO/DQO. Esta redução na razão DBO/DQO observada sugere uma mudança na biodegradabilidade do aterro com o tempo. Para aterros novos, a proporção é por volta de 0,5 a 0,8 enquanto que num aterro velho atinge quase 0,1. A razão para a baixa biodegradabilidade no aterro velho pode ser devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos. As substâncias húmicas são caracterizadas pela heterogeneidade em termos de composição, função química e massa molecular. Essas substâncias podem ser derivadas de qualquer tipo de material orgânico, estão naturalmente misturadas com os compostos orgânicos por toda a natureza e são recalcitrantes, ou seja, de difícil degradação.

O nitrogênio é considerado como um poluente importante do lixiviado, principalmente em função dos diferentes estados de oxidação que pode assumir, da toxicidade da amônia e do favorecimento do processo de eutrofização, o qual provoca queda do teor de oxigênio dissolvido na água (SILVA, 2002). Após aproximadamente cinco anos, as características dos lixiviados tendem a alterar, assumindo, por exemplo, valores de pH entre 7 e 8. As variações ocorrem como resultado da diminuição da matéria orgânica biodegradável e a produção de gases. Assim, outros parâmetros também tendem a se estabilizar e os valores de DQO e DBO₅, inicialmente bastante elevados, se reduzem a intervalos entre 500 - 3.000 mg/L e 50-100 mg/L, respectivamente (MCBEAN *et al.*, 1995). De acordo com os valores de pH e DBO₅, é possível supor a fase de decomposição dos resíduos e conseqüentemente a idade do aterro. A fase acidogênica, ou de fermentação ácida, caracteriza-se por valores de pH baixos e DBO₅ elevados. A segunda fase, de fermentação metanogênica, caracteriza-se por valores de pH mais elevados e DBO₅ menores (BAHÉ, 2008).

Bidone e Povinelli (1999) indicam valores ainda mais elevados de DBO₅ nos lixiviados, ou seja, cerca de 30 a 150 vezes maior que a do esgoto doméstico, cujos valores variam entre 200 e 300 mg/L. Além disso, indicam que esses efluentes apresentam grandes concentrações de nitrogênio amoniacal, solúvel em água e tóxico a partir de determinadas

concentrações. Morais (2005) encontrou valores de DBO_5 pequenos, razões de biodegradabilidade em torno de 0,1, característico de lixiviados de adiantada fase de degradação. Embora tenham sido realizadas diversas tentativas para determinação da DBO_5 , o consumo de oxigênio dissolvido sempre esteve abaixo do limite de sensibilidade da técnica, sendo considerado DBO_5 menor que 20 mg/L.

Kjeldsen e Christophersen (2001) avaliaram a composição típica dos lixiviados presentes nos aterros sanitários antigos da Dinamarca. Em média, as concentrações dos lixiviados estavam abaixo dos observados na composição de outros estudos em aterros sanitários mais jovens. A relação DBO/DQO caiu para um valor constante e relativamente baixo após os dez primeiros anos. A concentração de cloreto foi correlacionada com a espessura da camada dos resíduos aterrados. São esperadas grandes concentrações de cloretos nos lixiviados em aterros profundos, devido à baixa representatividade da relação L/S (líquido/sólido). Isto é provável apenas para poluentes conservativos, como os cloretos.

A concentração de metais depende do tipo de resíduo depositado no aterro, sendo relativamente baixas para o resíduo doméstico, podendo aumentar para os despejos industriais e variar de acordo com o estágio de decomposição do resíduo, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estão mais solúveis e menores nas últimas fases de estabilização, quando o pH normalmente é mais alcalino (CHRISTENSEN *et al.*, 2001; SILVA, 2002).

A Tabela 4 apresenta a composição de lixiviados de diferentes locais e diferentes idades reportados pela literatura. As características destes lixiviados estão representadas pelos parâmetros básicos pH, DQO, DBO, relação DBO/DQO , COT, $N-NH_3$, NTK, Cl^- , ST e SS. A tabela indica que o grau de estabilização dos resíduos e, portanto, a idade do aterro sanitário tem um efeito significativo na qualidade dos lixiviados, apresentando grande variação na composição em função do tempo. De fato, a maioria dos parâmetros de qualidades usualmente utilizados para quantificar o grau de contaminação dos lixiviados, em termos de concentração, decai com o tempo de vida do aterro, exceto pH.

Tabela 4 – Composição dos lixiviados de diferentes países

Local	Idade	pH	DQO	DBO ₅	DBO/DQO	COT	N-NH ₃	TKN	Cloretos	ST	SS	Referência
			mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹		mg.L ⁻¹					
China	Novo	6 - 9,0	3.780 -	1.040 -	0,3 - 0,7	*	1.040 -	*	*	*	850 - 5.840	[1]
China	Novo	7 - 8,3	17.000	7.300	0,43	*	3.000	3.200	12.000	*	> 5.000	[2]
Coréia do	Novo	7,3	24.400	10.800	0,44	*	1.682	1.766	3.160	*	2.400	[3]
Coréia do	Novo	6,6	41.507	32.790	0,79	*	1.896	2.482	*	32.685	1.873	[4]
França	Novo	7,2	920	506	0,55	*	118	*	3.300	*	137	[5]
Grécia	Novo	6,2	70.900	26.800	0,38	*	3.100	3.400	3.270	55.000	950	[6]
Turquia	Novo	7,3 - 7,8	16.200 -	10.750 -	0,55 - 0,66	5.100 -	1.120 -	1.350 -	*	*	*	[7]
China	Médio	6,9 - 7,6	15.300 -	6.400 - 7.200	0,41	4.750 -	350 - 390	*	1.750 -	*	418 - 457	[8]
Coréia do	Médio	7,9	5.348	2.684	0,5	*	1.826	2.192	*	13.095	143	[4]
França	Médio	8,2	4.100	200	0,05	1.430	1.040	*	5.420	*	200	[9]
Itália	Médio	8,4	5.050	1.270	0,25	*	1.330	1.670	3.130	*	*	[10]
Taiwan	Médio	8,1	6.500	500	0,08	4.000	5.500	*	6.000	*	*	[11]
Turquia	Médio	8,2	12.860	5.270	0,41	*	2.240	2.580	3.100	*	345	[12]
Brasil	Velho	8	3.079	1.244	0,4	1.052	1.248	*	2.353	8.071	*	[13]
Brasil	Velho	8,6	3.269	104	0,32	827	957	*	2.492	4.997	85	[14]
Brasil	Velho	8,2	3.460	150	0,04	820	800	*	4.130	*	*	[15]
Dinamarca	Velho	6,9	624	90	0,12	174	363	*	353	*	*	[16]
Finlândia	Velho	7,7	228	27	0,012	*	101	*	*	2.109	46	[17]
França	Velho	8,1	314	13	0,04	*	118	*	916	*	16	[5]
Suécia	Velho	7,6	688	25	0,037	220	360	300	1.471	*	196	[18]
Suécia	Velho	7,4	920	59	0,064	320	530	*	850	4.100	*	[19]

COT- Carbono Orgânico Total; DQO- Demanda Bioquímica de Oxigênio; DBO- Demanda Biológica de Oxigênio; pH- Potencial Hidrogeniônico; ST- Sólidos Totais;

SS- Sólidos Suspensos; NTK- Nitrogênio Total Kjeldahl; N-NH₃- Nitrogênio Amomiacal

[1] Yang e Zhou (2008); [2] Lo (1996); [3] Im et al. (2001); [4] Kang, Shin e Park (2002); [5] Giust, Visintin e Del Piccolo (2007); [6] Tatsi et al. (2003); [7] Timur e Öztürk (1999); [8] Chen, Sun e Chung (2008); [9] Amokrane, Comel e Veron (1997); [10] Frascari et al. (2004); [11] Wu et al. (2004); [12] Ilhan et al. (2008); [13] Máximo (2007); [14] Telles (2010) [15] Silva, Dezotti e Sant'Anna Jr. (2004); [16] Kjeldsen e Christophersen (2001); [17] Ettala (1998); [18] Öman e Junestedt (2008); [19] Waara et al. (2003).

A razão (DBO/DQO), conhecida como razão de biodegradabilidade pode ser diretamente relacionada com a fração de matéria orgânica biodegradável e segundo Kjeldsen e colaboradores (2002) o lixiviado pode apresentar, de acordo com sua fase de degradação, grande variação da razão (DBO/DQO), passando de valores semelhantes aos característicos de efluentes sanitários (0,4 -0,5) a valores inferiores a 0,1, como mostra a Tabela 4. Pode-se observar que a razão DBO/DQO decresce com o tempo de aterro. O valor de 0,7 para a razão DBO/DQO foi encontrado na China para um lixiviado bastante novo por Yang e Zhou (2008) e 0,012 na Finlândia, em aterros antigos por Ettala (1998).

Baixas relações destes parâmetros mostram que a matéria biodegradável já foi estabilizada quase por inteiro, sendo que as moléculas orgânicas recalcitrantes, de difícil degradação, são estabilizadas com maior lentidão. Logo, lixiviados provenientes de aterros sanitários velhos apresentam baixos valores da razão DBO/DQO. Ainda que os lixiviados antigos apresentem baixas concentrações de matéria orgânica biodegradável, eles contêm altas concentrações em termos de N-NH₃. Valores significativos de 530 mgN-NH₃.L⁻¹ e 827 mgN-NH₃/L foram identificados por Waara *et al.* (2003) e Telles (2010), respectivamente, para lixiviados já em estado avançado de degradação (Tabela 4).

Os valores de pH nos lixiviados aferidos estão na faixa entre 6,2-8,3. Assim que os ácidos voláteis são convertidos pela atividade biológica em metano e dióxido de carbono, o valor de pH tende a subir, conforme Renou *et al.* (2008). Lixiviados de dois aterros foram examinados na França por Giust, Visintin e Del Piccolo (2007); o novo (< 4 anos) apresentou pH igual a 7,2; enquanto que o pertencente a um antigo aterro monitorado (>10 anos) teve um pH igual a 8,1.

Os valores apresentados na Tabela 4 em relação a concentração de ST e SS mostram grande distinção entre os lixiviados novos e os estabilizados. Foram mensuradas concentrações entre 55.000 mg/L ST de uma amostra obtida por Tatsi *et al.* (2003) proveniente de um aterro novo ao norte da Grécia, e 4.100 mg/L ST de um lixiviado velho analisado por Waara *et al.* (2003) de um aterro na Suécia. Para SS, Lo (1996) e Yang e Zhou (2008), na China, reportaram valores acima de 5.000 mg/L, ao passo que Giust, Visintin e Del Piccolo (2007), na França, encontraram valores médios de 16 mg/L para lixiviados de aterros novos e velhos respectivamente.

A concentração de sólidos suspensos no aterro novo foi superior a 8 vezes quando comparado ao aterro velho, visto que as taxas de lixiviação dos sólidos presentes em resíduos de recente disposição são maiores.

4.4.6 Recalcitrância dos lixiviados

A dificuldade ou impossibilidade de degradação de certas substâncias químicas na natureza associa-se o termo recalcitrância. Os microorganismos são os principais agentes dos processos de degradação e reciclagem de nutrientes, e sua incapacidade de degradar ou transformar essas substâncias é o indício de sua recalcitrância ou persistência no meio ambiente (MORAIS, 2005). As substâncias húmicas podem oferecer dificuldade à biodegradação por diversos fatores (SILVA, 2002):

- Estrutura química complexa desprovida de grupos funcionais reativos;
- Ação tóxica de compostos químicos sobre os microorganismos responsáveis pela degradação inativando metabolismo celular dessas espécies;
- Interações entre compostos químicos gerando produtos não acessíveis a biodegradação.

Souza (2005) e Bahé (2008) mostram que nos lixiviados, a recalcitrância está associada à presença de compostos de elevada massa molecular com estruturas muito complexas como as substâncias húmicas. Segundo Maia (2003), a classificação das substâncias húmicas baseia-se nas propriedades de solubilidade em soluções extratoras aquosas em diversos valores de pH. Os termos ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e huminas (HU) referem-se às principais frações até hoje usadas para descrever componentes húmicos. A fração AH é aquela solúvel em valores de pH alcalino, a fração AF é aquela que, após solubilização em álcali, se mantém solúvel a qualquer valor de pH e a fração HU é insolúvel em toda faixa de pH, como mostra a Tabela 5, abaixo.

Tabela 5 – Solubilidades de diferentes ácidos recalcitrantes em função do pH

Ácidos fúlvicos	Materiais solúveis em água em todas as condições de pH
Ácidos húmicos	São solúveis em pH > 7
Húmus	Insolúveis para todos os pHs

Fonte: Adaptado de Maia, 2003

Kang, Shin e Park (2002) caracterizaram as substâncias húmicas presentes no lixiviado e suas implicações ao meio. Os lixiviados foram coletados de três aterros com idades diferentes. Os resultados mostram que as substâncias húmicas apresentavam moléculas com tamanho menor e aroma menos pronunciado quando comparado com uma referência, o ácido húmico comercial. Outro dado levantado foi que o tamanho molecular e os componentes aromáticos das substâncias húmicas aumentaram com o aumento da idade do aterro, sugerindo que o grau de humificação aumenta igualmente com a idade do aterro.

4.4.7 Impacto Ambiental dos Lixiviados

O impacto ocasionado pelo lixiviado no meio ambiente é bastante acentuado principalmente em relação à poluição das águas. A percolação do líquido no aterro pode provocar a poluição das águas subterrâneas e superficiais (CHRISTENSEN *et al.*, 2001; FENT, 2003). O seu alto potencial poluidor, em função da sua elevada concentração de compostos orgânicos recalcitrantes e baixa biodegradabilidade, gera impactos ambientais relevantes (TELLES, 2010). Os principais efeitos do lançamento do lixiviado nos corpos hídricos estão associados à diminuição do teor de oxigênio dissolvido, a toxicidade causada pela amônia e a eutrofização, devido às elevadas concentrações de nitrogênio (FLECK, 2003; KJELDSEN *et al.*, 2002). Os problemas associados ao descarte de amônia no meio ambiente devem se à (EDEN, 2001):

- A amônia livre (NH₃) gera toxicidade a peixes, mesmo em baixas concentrações, uma vez que as concentrações letais variam de 2,5 a 25 g/L. Estes valores variam dependendo da espécie do peixe, da temperatura e do pH da água e da

presença concomitante de outros contaminantes químicos na água;

- A oxidação biológica da amônia a nitrato decorre em consumo de oxigênio da água, podendo reduzi-lo até concentrações letais para a sobrevivência da vida aquática;
- Crescimento excessivo de bactérias filamentosas, fungos, micro e macro algas e outros organismos vivos que utilizam a amônia como nutriente e geralmente ocasionam o desequilíbrio do meio ambiente natural.

Devido à alta concentração de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal, muitas vezes apenas o tratamento biológico não é suficiente para o tratamento do lixiviado sendo necessário à associação com processos físico-químicos.

4.5 Tratamento de lixiviados por evaporação

De acordo com Bidone (2007), as alternativas mais conhecidas de tratamento de lixiviado são as seguintes: remoção de amônia por aeração mecânica com correção de pH; adsorção em carvão ativado; processos de membrana (osmose reversa); evaporação; aspersão sobre o solo; coagulação, floculação, sedimentação ou flotação; oxidação química; processo fotoeletroquímico; lagoas anaeróbias e lagoas facultativas; tratamento conjunto em estação de tratamento de esgoto; recirculação; tratamento em leito de vermicomposto; processos biológicos aeróbios; processos biológicos anaeróbios; banhados construídos. No que se refere aos processos evaporativos, evaporação é o processo físico no qual um líquido passa ao estado gasoso sob a forma de vapor. A evaporação da água no ambiente, seja de superfícies de água livres ou terrestres cobertas por vegetação, é uma das principais fases do ciclo hidrológico. Esse ciclo hidrológico consiste na transferência constante de água da atmosfera para a superfície terrestre através de precipitação, escoando para rios, lagos e oceanos, seja por infiltração e escoamento subterrâneo ou pelo escoamento superficial. O ciclo se fecha quando a água evapora e retorna à atmosfera (BRUTSAERT, 1982).

Por sua vez, evaporadores são trocadores de calor projetados especificamente para fornecer a um fluido o seu calor latente de vaporização. Os evaporadores fornecem o calor latente para um fluido

entrar em ebulição, e a carga térmica para este tipo de trocador é calculada facilmente. Os coeficientes de transmissão de calor nos evaporadores são uma função complicada de diversas variáveis, como as vazões, a fração do líquido evaporado, a área de transferência, o projeto físico, entre outros (FOUST,1982). Ainda de acordo com Foust (1982), os trocadores de calor não podem ser caracterizados por um único modelo, pois a variedade deste equipamento é infinita. A característica comum a maior parte dos trocadores de calor é a transferência de calor de uma fase quente para uma fase fria com as duas fases separadas por uma fronteira sólida. Todavia, os trocadores de calor evaporativos permitem o contato direto entre um líquido e um gás (não há parede de separação) e devido aos efeitos da energia latente, elevadas taxas de transferência de calor por unidade de volume são possíveis (INCROPERA e DEWITT, 1998).

4.5.1 Tipos de Evaporadores

Na literatura, uma série de configurações de evaporadores é descrita. Para selecionar o tipo de evaporador para uma determinada aplicação, o produto que se quer evaporar e a fonte de calor são as principais considerações. Tradicionalmente os evaporadores podem ser divididos em quatro categorias (HEWITT *et. al.*, 1993).

- **Evaporador do tipo filme**

Evaporadores do tipo película são projetados para vaporizar um líquido com uma fina película sobre uma interface. Há duas modalidades hidráulicas básicas que podem ser usadas para produzir uma fina película de líquido, ou seja, um filme de queda ou de um filme de escalada. Em evaporadores de filme descendente, o líquido flui por gravidade para baixo sobre a superfície aquecida, enquanto o vapor possa fluir no mesmo sentido com o líquido ou para cima em um modo de contracorrente. No evaporador escalado, o filme líquido flui para cima num mesmo sentido com o vapor. Estes evaporadores geralmente empregam bancos de tubos verticais e vêm em muitas formas (HEWITT *et. al.*, 1993). Evaporadores de filme descendente são encontrados em muitos processos industriais. As vantagens inerentes a queda do fluxo de película fina são tempos de contato curtos entre o fluido do processo e na superfície aquecida, os coeficientes de transferência de calor e queda de pressão mínima.

Curto tempo de contato é um fator chave quando o processamento de fluidos sensíveis, como no processamento de alimentos ou de polímero de volatilização. Devido à pequena queda de temperatura ao longo do filme e mistura do fluxo de vapor com a mistura de gases incondensáveis, o filme não é superaquecido, portanto, ebulição do mesmo não costuma ocorrer (HEWITT *et. al.*, 1993). O principal problema nestes evaporadores é o de distribuir o líquido uniformemente como um filme dentro dos tubos. Normalmente, isso é feito por um conjunto de placas de metal perfurada acima de uma folha do tubo cuidadosamente nivelado para que o líquido flua uniformemente em cada tubo. O outro problema principal com evaporadores tesse são incrustações da superfície de transferência de calor (HEWITT *et. al.*, 1993).

▪ **Evaporador tipo líquido fervente**

Muitos tipos de evaporadores com geração de vapor envolvem ebulição na superfície do líquido. No processo de ebulição, as etapas iniciais de geração de vapor envolvem a formação de bolhas na superfície aquecida. Durante esta fase da ebulição o mecanismo de transferência de calor é diferente da evaporação de uma superfície plana líquido. Nestes processos o superaquecimento do líquido é necessário para iniciar e sustentar o crescimento da bolha (HEWITT *et. al.*, 1993). Nesses evaporadores, a complexidade do fenômeno de transferência de calor em ebulição é evidente, especialmente no caso de ebulição convectiva. Dois mecanismos complementares que coexistem, transferência de calor, resultante da ebulição nucleada no filme líquido e a transferência de calor resultante da convecção da superfície do tubo para a interface, onde a evaporação ocorre (SUN e HEWITT, 2001). Evaporadores de ebulição são geralmente classificados em dois tipos: evaporadores empregando ebulição no interior dos tubos de ebulição ou fora dos tubos. Evaporadores de ebulição dentro do tubo são de curta duração, tipo cesto e tubo longo. A forma mais comum de ebulição fora evaporador emprega bancos de tubos horizontais montados dentro de um recipiente cilíndrico (HEWITT *et. al.*, 1993).

- **Evaporador por pressão**

Quando um líquido é exposto a uma súbita queda de pressão abaixo de sua pressão de saturação, todo calor não pode ser contido no líquido na forma de calor sensível, e que o excedente de calor é transformado em calor latente de vaporização. Esta é a origem da formação de bolhas de vapor no interior da massa líquida e chamado de evaporação por pressão e, resultando em uma queda de temperatura do líquido. Evaporação por pressão é usado no processo de geração de vapor, como a dessalinização da água (SAURY *et. al.*, 2001). Em evaporadores de pressão, o líquido é bombeado através de um vaso de aquecimento, e em seguida, em uma câmara quando a pressão do líquido é de repente reduzida para um valor abaixo da sua pressão de vapor, resultando em uma geração rápida de vapores. Sistemas intermitentes têm a vantagem de evitar a ebulição em superfícies aquecidas e os problemas associados da incrustação e corrosão (HEWITT *et. al.*, 1993).

- **Evaporador de contato direto**

Em um evaporador de contato direto, um gás quente é bombeada para um recipiente contendo o líquido, o calor é transferido através da interface gás/líquido, vaporizando parte do líquido. Evaporação por contato direto utiliza o calor sensível do gás a fornecer o calor latente de evaporação necessária sem a necessidade de superfícies de metais para a troca de calor. É um dos mais baratos e mais simples métodos de evaporação (HEWITT *et. al.*, 1993). A eficiência de transferência de calor depende fortemente da superfície interfacial entre a contínua e a fase dispersa. A superfície interfacial disponível para a troca de calor pode ser muito diferente para diferentes distribuições de tamanho da fase dispersa. Este método é amplamente utilizado em muitos processos industriais, tais como dessalinização e purificação de água, spray de refrigeração, combustão spray, cristalização, solar, geotérmica, oceânica e de energia térmica e sistemas de armazenamento de energia térmica (SONG *et.al.*, 1998).

4.5.2 Tratamento de Lixiviados por Evaporação em Painéis de Contato

O tratamento de lixiviados em lagoas de evaporação consiste numa combinação do aquecimento solar e do vento para evaporar naturalmente o lixiviado. Este método requer uma grande área física, é lento e está sujeito às condições climáticas, além de apresentar problemas de odores (FINK e HART, 2001). A evaporação ocorre na superfície de interface líquido-ar, portanto a área de contato é um fator limitante na taxa de evaporação de um líquido, principalmente quando consideramos a lâmina d'água de uma lagoa qualquer (RANZI, 2009). Um dos princípios básicos na físico-química é que quanto maior a área superficial de contato entre os reagentes, maior será a velocidade da reação.

Portanto, aumentando-se a superfície de contato entre a água e o ar aumenta-se também a eficiência do processo de evaporação, podendo se utilizar estruturas de contato, ou seja, materiais com elevada superfície exposta para tal fim (RANZI, 2009). Estas superfícies de contato possuem estrutura alveolar, apresentando uma elevada área específica mesmo ocupando volumes reduzidos. A função dos painéis de contato é acelerar a dissipação de calor aumentando o tempo de contato entre a água e o ar. Esta função se realiza devido o aumento da área molhada á exposição contínua da superfície da água ao ar e à formação de gotas.

Os painéis de contato devem ser de baixo custo e de fácil instalação, devendo ainda promover uma quantidade adequada de transferência de calor, apresentar baixa resistência ao fluxo do ar e manter uma distribuição uniforme do ar e da água durante a sua operação (OMNI,1989). Caldas *et al.* (2003), preconiza que os materiais plásticos são normalmente os preferidos como recheio em torres devido a: seu pequeno peso, resistência à quebra e baixo preço. Existe também, atualmente, um grande número de tipos de materiais plásticos que podem ser utilizados nas mais diversas condições de resistência química e térmica.

Nas superfícies de contato citadas, a água é distribuída na parte superior de colméias ou mantas e desce por canais pré-formados ou aleatórios, molhando todo o meio. O ar atravessa transversalmente a colméia ou a manta, entrando em contato íntimo com o meio umedecido e absorvendo umidade até bem próximo da saturação (EVAPCOOLER, 2006). No âmbito industrial utilizam-se enchimentos de contato para aumentar a superfície exposta em torres de resfriamento, que são trocadores

de calor empregados para resfriar fluidos antes de serem descartados no ambiente.

Nas torres, uma parcela de água é induzida a evaporação, de modo que a quantidade de água remanescente resfria, ou seja, perca calor. Eles funcionam no sentido de aumentar a superfície de contato da água com o ar, onde ocorre uma troca térmica entre os fluidos. Na climatização de ambientes, o sistema consiste em um ventilador que aspira o ar externo, passando-o através de um painel evaporativo úmido, elemento de pequeno volume e peso, mas com grande área de contato, com maior interação vapor-líquido sem oferecer grande resistência ao fluxo de ar. Ao passar pelo painel este ar é resfriado, umidificado e filtrado pelo processo de lavagem contínua. Um fluxo de água circula continuamente, molhando e lavando o painel e o ar que passa por ele (EVAPCOOLER, 2006).

Dentre as utilidades já explanadas, o princípio do resfriamento evaporativo encontra aplicação inclusive no âmbito do saneamento, como alternativa eficaz no tratamento de águas residuárias e lixiviados. Duarte e Neto (1996) desenvolveram um estudo sobre o tratamento de dejetos suínos através do fenômeno da evaporação. Devido às características do efluente, verificou-se a necessidade de realizar um tratamento, previamente a fase de evaporação, para evitar a colmatação dos painéis e dos pulverizadores. O desempenho do processo se mostrou satisfatório, com capacidade de evaporação média, entre os meses de fevereiro e outubro de 1994, de 2,31 m³ por painel por dia.

Cada painel possui uma dimensão de 2 x 3,5 x 0,4 m (largura x altura x espessura). O experimento resultou que cada painel possui uma capacidade de evaporar, em média, 1,18 m³ de efluente por dia.

Outro estudo, desenvolvido por Bondon *et al.* (1994) foi um sistema de evaporação para tratar efluentes agro-industriais, provenientes de vinícolas. O sistema operou através de painéis evaporativos que aumentaram a superfície de troca entre o líquido e o ar. Inicialmente trabalharam com um piloto composto por 2 painéis evaporativos, cujas dimensões são: 2,1 m de largura por 4 m de altura por 0,3 m espessura, sobre os quais o efluente foi pulverizado. O efluente excedente não evaporado retornava, através de efeito cascata, ao tanque de armazenamento, para sucessiva recirculação. O experimento resultou que cada painel possui uma capacidade de evaporar, em média, 1,18 m³ de efluente por dia. Analogamente aos dois estudos, o estudo desenvolvido por Ranzi (2009), apresentou uma proposta de tratamento de lixiviados através do fenômeno da evaporação. O painel de evaporação foi composto por uma

placa alveolar em polipropileno, com dimensões de 1,0 x 3,5 x 0,3 m (largura x altura x espessura).

A placa foi colocada na direção do vento dominante, no caso de Florianópolis, Nordeste (NE) e inclinada, sobre sua largura, a um ângulo de 60° com a horizontal. Devido à inclinação, o painel, que desenvolveu uma área de aproximadamente 200 m² de exposição ao ar, ocupou uma área projetada ao solo de cerca de 2 m². O desempenho do processo se mostrou satisfatório, com capacidade de evaporação média, durante nove meses, de 111 L/dia. Através da constante recirculação do lixiviado a hipótese inicial de que o concentrado resultante do processo de evaporação seria mais poluente do que o lixiviado bruto não se confirmou, devido a considerável redução de carga orgânica e inorgânica presente.

É importante destacar que os estudos anteriores consistem em projetos desenvolvidos em sistemas abertos, onde o processo evaporativo ocorre por influência dos parâmetros climáticos, tendo como fatores importantes para a eficiência do fenômeno, a radiação solar, a velocidade dos ventos e a baixa umidade. Em regiões geográficas onde não se disponha de parâmetros climáticos nestas condições, há que se reproduzirem estes fatores, em sistemas fechados

4.5.3 Impacto Ambiental dos Processos Evaporativos em Painéis de Contato

Um aspecto importante que deve ser estudado é a transferência ou não, de substâncias poluentes para o ar, inerente ao fenômeno evaporativo, que resulta da passagem do lixiviado pelos sistemas de evaporação. De acordo com DUARTE e NETO (1994) através das análises realizadas para o tratamento de efluentes vinícolas em painéis de evaporação, foi possível provar que só a água, presente na fração líquida do efluente é evaporada, e como tal, não há qualquer tipo de transferência de poluição para a atmosfera. Deste modo é conveniente que sejam feitas análises as propriedades físicas e químicas da água presente no efluente, água esta que será absorvida pelo ar no fenômeno de evaporação. A água muda de estado quando aquecida a 100°C. A esta temperatura muitos outros compostos sofrem mudança de estado, como por exemplo, alguns ácidos orgânicos, que consequentemente poderão ser encontrados no fluido evaporado. Segundo DUARTE e NETO (1994), para comprovar este raciocínio foi realizado um experimento à escala laboratorial, onde foi recolhida uma

amostra de efluente vinícola e sobre esta, quantificaram-se os seguintes parâmetros analíticos:

- Demanda Química de Oxigênio – 3500 ppm
- Sólidos Totais – 7000 ppm
- Sólidos Voláteis – 1200 ppm

Seguidamente a amostra foi levada à ebulição, até se verificar a evaporação da água que a constituía; recolheu-se o condensado daí obtido, sobre o qual se efetuou a quantificação dos parâmetros analíticos anteriormente referidos, obtendo-se os seguintes resultados:

- Demanda Química de Oxigênio – 30 ppm
- Sólidos Totais – 60 ppm
- Sólidos Voláteis – 0,8 ppm

A mesma amostra foi colocada em condições de vácuo, de modo a se obterem pontos de ebulição sucessivamente mais baixos, tendo-se verificado que os valores obtidos nas determinações de DQO, efetuadas nos respectivos condensados, diminuíram progressivamente, registrando-se, para um ponto de ebulição de 60°C, valores vestigiais em termos de DQO, ST, e SV. O que permitiu afirmar que quanto mais baixo for o ponto de ebulição, menos elementos serão encontrados no evaporado.

Nesse estudo verificou-se que trabalhando com um intervalo de temperaturas de 10-40°C (temperatura ambiente), o fenómeno de evaporação não conduz à produção de poluição atmosférica devido a presença, no ar, de compostos, quer orgânicos, quer inorgânicos, que possam passar do estado líquido para o estado gasoso. Uma outra potencial fonte de poluição atmosférica está relacionada com a fração gasosa presente, em cada momento, no lixiviado do tanque de evaporação. Estes gases, que podem ser responsáveis pela difusão de odores, dependem essencialmente de alterações bioquímicas que podem ocorrer no lixiviado a depurar. Para evitar estas alterações, há que ter algumas preocupações como, por exemplo, manter uma forte homogeneização do lixiviado no tanque de evaporação, proceder à correção do pH, ou adicionando um inoculo bacteriano.

▪ **Análise da Dispersão de Microorganismos**

Os aerossóis são partículas líquidas ou sólidas suspensas em um meio gasoso, sendo estáveis no mínimo por alguns segundos. Em certos casos, podem permanecer suspensos no ar por um ano ou mais (CETESB, 1977 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005). Quando o agente infeccioso é inalado e retido no trato respiratório em local propício ao seu desenvolvimento se diz que indivíduo é contaminado por via aérea. Aspectos como a imunidade da pessoa que aspirou o ar contaminado, a dimensão das partículas, a profundidade de penetração e a dosagem mínima do agente capaz de provocar a doença, estão interligados ao grau de infectividade de cada sujeito.

O tempo de permanência do agente infeccioso na membrana alveolar e nos vasos capilares sanguíneos é variável, podendo durar semanas, meses ou anos (ROSA; DE MELO LISBOA, 2005). Em 1934, Fair e Wells, avaliaram a densidade bacteriana no ar ao redor de unidades de aeração em Estações de Tratamento de Esgotos - ETEs. Porém, a dispersão de microrganismos por aerossóis em ETEs foi pela primeira vez comprovada por Apendlove, em 1958, que relaciona as distâncias alcançadas por aerossóis com a velocidade do vento e o número de bactérias presentes no ar, nas áreas próximas de ETEs (CAVINATTO *et al.*, 1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005). Cavinatto *et al.* (1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005) citam que estudos demonstraram que 40% das partículas viáveis (aerossóis biológicos contendo bactérias), emitidas de sistemas de lodos ativados, se associam ao tamanho compatível com a penetração pulmonar (diâmetro menor ou igual a 5 μm). A proporção aumentava para 70% à distância de 6 m do tanque, no sentido preferencial do vento. Observaram-se vários gêneros da família *Bacteriaceae*, incluindo as espécies dos gêneros *Klebsiella*, esta em maior porcentagem, *Aerobacter* e *Proteus*, todas patogênicas ao trato respiratório. Estimou-se que um operador poderia inalar mensalmente mais do que 105.600 bactérias do gênero *Klebsiella*.

O trabalho realizado por Rosa e de Melo Lisboa (2005) avaliou a dispersão de microrganismos no ar no entorno da estação de tratamento de esgotos insular em Florianópolis - SC, que opera através de sistema de lodos ativados com aeração prolongada. O estudo, realizado por meio de deposição passiva, tomou como indicadores as bactérias pertencentes ao grupo coliforme que, mesmo que não patogênicas, estão associadas à presença de esgoto no ambiente. Os resultados apresentados por Rosa e de

Melo Lisboa (2005) constataram a presença de enterobactérias (coliformes) em todas as placas, indicando a possível presença no ar de outros microrganismos comumente encontrados em esgotos. Verificaram também que, à proporção que se aumenta a distância entre as placas e o aerador, a concentração bacteriana diminui. No caso estudado, o alcance potencial dos aerossóis chegou a 36 metros aproximadamente. Rosa e de Melo Lisboa (2005) relatam que as enterobactérias constatadas no efluente sobrevivem pouco tempo em aerossóis. Seu tempo de “meia vida” é da ordem de 13,8 a 21,6 segundos, dependendo do período de tempo de exposição, sendo um fator de influência a dessecação. À temperatura de 22°C, umidade relativa de 50%, uma gota de água de 50 mm evapora-se em 0,31s, originando um núcleo de resíduo sólido originalmente suspenso em um aerossol biológico (CAVINATTO *et al.*, 1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005).

▪ **Análise Olfatométrica**

O termo odor se refere à percepção experimentada quando uma ou mais substâncias químicas entram em contato com os receptores dos nervos olfativos. Já o termo odorante se refere a alguma substância química (composto odorante) no ar que é parte da percepção do odor (McGINLEY e McGINLEY, 1999). De acordo com Belli Filho *et al.* (2007), as metodologias de avaliações dos odores (olfatometria), avaliam incômodos, determinam os riscos e os limites de exposição dos odores sobre as pessoas. A determinação da concentração do odor de uma fonte é obtida através do uso de olfatômetro de diluição dinâmica e necessitando de um júri de pessoas preparadas para estas medições. A concentração do odor de uma amostra é expressa em UO/m³ (unidade de odor/metro cúbico de ar).

Os compostos odoríferos incluem as moléculas orgânicas e inorgânicas. As duas principais moléculas inorgânicas são a amônia e o ácido sulfídrico. Os odores orgânicos são geralmente resultantes da atividade microbiológica, pois esta decompõe a matéria orgânica formando uma variedade de gases mal odorantes tais como: indol, escatoles, mercaptanas e aminas (CARVALHO, 2001). Vieira, (2007), avaliou *in loco* as emissões odorantes provenientes do sistema de tratamento de lixiviados do aterro sanitário de Biguaçu, composto por lagoas de estabilização. As análises revelaram elevado potencial de incômodo tendo concentração de 4892 UO/m³, sendo considerado um odor muito forte, insuportável e associado a odor de peixe.

Foram avaliadas também, por Vieira (2007), a emissão odorante em uma célula aberta, em células cobertas e nos limites do aterro sanitário. Após o sistema de tratamento, a amostragem realizada na célula aberta foi a que apresentou maior concentração, com um valor de 1359 UO/m³, caracterizando-se como um odor desagradável, forte e associado a resíduos em decomposição. Os limites do aterro apresentaram características odorantes com menor potencial ofensivo possuindo concentração odorante de 526 UO/m³, odor de média intensidade, aceitável e associado a elemento químico como o plástico. Nas células cobertas as emissões odorantes se mostraram ainda menores que os demais pontos, tendo concentração odorante de 190 UO/m³, odor de média intensidade, aceitável e, assim como nos limites do aterro, associado a elemento químico (VIEIRA, 2007).

Carmo Junior (2005) avaliou as emissões odorantes da estação de esgotos insular, em Florianópolis. O gradeamento, primeira etapa de tratamento que corresponde à chegada do esgoto fresco, apresentou concentração odorante muito superior às demais etapas do sistema, com uma concentração de 47.740 UO/m³ na primeira amostragem e 32.798 UO/m³ na segunda amostragem. A coleta realizada no tanque de desnitrificação/aeração apresentou concentrações de 265 e 667 UO/m³, respectivamente na primeira e segunda amostragem. Outra etapa analisada foi a saída do efluente do sistema, com concentrações de 415 e 353 UO/m³.

Bondon *et al.* (1994) observaram, ao estudar a evaporação natural de efluentes de vinícolas que, além da eficiência do processo em evaporar líquidos, o mesmo realiza uma oxidação permanente dos compostos sulfurados, devido à aeração resultante do efeito cascata do líquido não evaporado. Esta oxidação tornou praticamente nula a percepção olfativa do efluente durante o tratamento. Com isso, buscou-se estudar a percepção odorífera no ambiente onde se encontra o experimento com lixiviados de aterro sanitário.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo apresenta-se o detalhamento da metodologia aplicada no estudo de evaporação natural controlada de lixiviados e as variáveis a este relacionadas. A Figura 4 apresenta um fluxograma das etapas a serem desenvolvidas no trabalho.

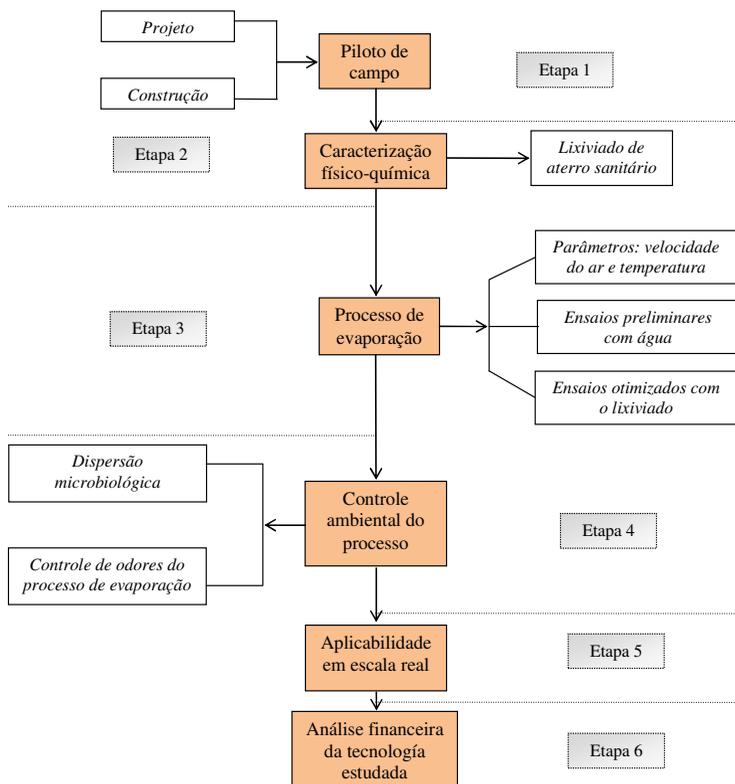


Figura 4 – Fluxograma da metodologia

5.1 Projeto e Construção da Unidade Experimental

A unidade experimental foi construída a partir de uma torre de resfriamento utilizada na indústria de trocadores de calor, adaptando seu uso ao projeto de evaporação e às características dos lixiviados de aterro sanitário. O experimento estava localizado na área de experimentação do LARESO, no campus da UFSC. O lixiviado utilizado no experimento era proveniente do aterro sanitário que recebe os resíduos sólidos urbanos gerados em Florianópolis, localizado em Biguaçu, SC. O lixiviado bruto foi transportado do aterro sanitário até a área de experimentação através de um caminhão pipa e armazenado em um reservatório de fibra de vidro de 5.000 litros. A partir do reservatório de armazenamento o lixiviado foi levado manualmente através de baldes até a unidade experimental. No ponto de coleta do reservatório de armazenamento havia um filtro cuja função era evitar a passagem de materiais grosseiros que possam comprometer o sistema hidráulico do experimento (bombas, aspersores, painel, etc), e este foi composto por uma tela do tipo “mosquiteiro” de 0,25 mm de diâmetro.

O sistema de evaporação foi dotado de um aparato nas seguintes dimensões: 1,43 m de comprimento; 0,71 m de largura e 1,33 m de altura. O tanque era dividido longitudinalmente em 3 partes, assim, na estrutura superior localiza-se o ventilador de exaustão dos vapores e o sistema de distribuição de lixiviado (aspersores), na estrutura central constitui o painel de evaporação disposto transversalmente e, a estrutura inferior constitui o reservatório de recirculação.

O painel de evaporação foi composto por duas placas alveolares em polipropileno, com dimensões, em centímetros, de 60 x 30 x 50 e 60 x 30 x 60 (base x altura x espessura) totalizando um volume de 0,2 m³, ocupando uma área projetada ao solo de cerca de (0,36) m². A Figura 5 ilustra o sistema de evaporação acima descrito. A entrada de ar foi realizada a partir de um duto lateral em alumínio fabricação tipo TDC flangeado, dotado de duas peças de resistência de aquecimento, de 3.000 W cada, tipo radiador, 220v, monofásica (2), para simular diferentes temperaturas e um ventilador (3) acoplado a parte superior para a sucção do ar. O lixiviado foi bombeado e lançado ao painel de evaporação por meio de aspersores (1). A Figura 6 mostra a torre de resfriamento que foi adaptada.

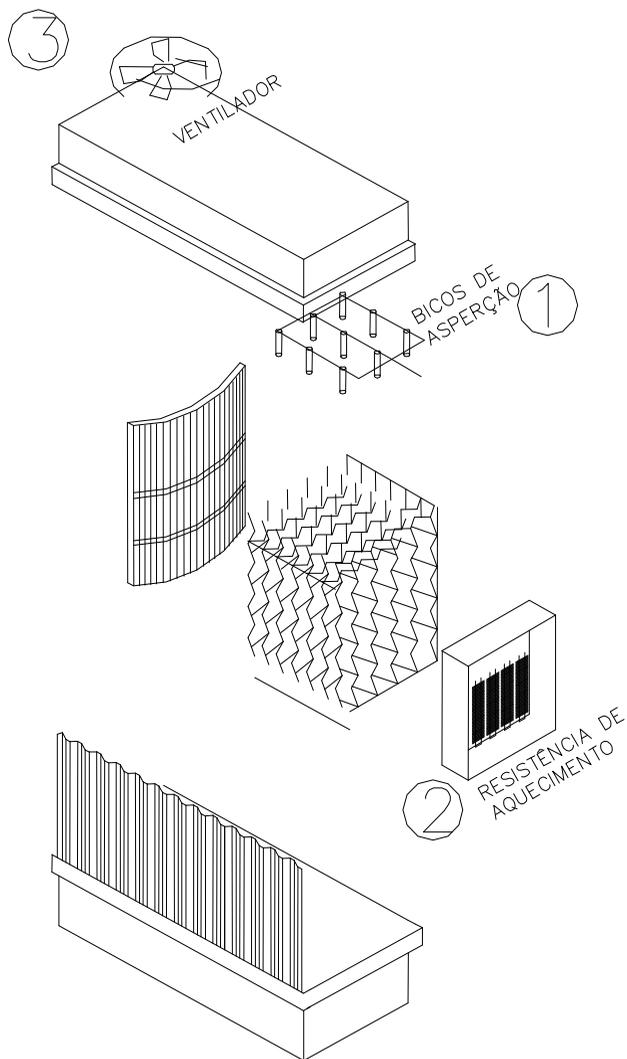


Figura 5- Perfil do piloto experimental



Figura 6 – Foto da torre de resfriamento adaptada ao experimento

5.2 Operação da Unidade Experimental

A Figura 7 mostra o fluxo do experimento piloto. A partir do armazenamento do lixiviado no tanque de 5.000 litros (1), o lixiviado foi levado manualmente através de baldes (2) até um reservatório superior (3), de 100 litros, também em fibra de vidro para, a partir deste, se completar o nível ideal de funcionamento do sistema. Este reservatório de passagem estava a uma cota superior de três metros e funcionou como uma ferramenta para se ter o cálculo exato do quanto de lixiviado é evaporado. Abaixo deste reservatório havia uma balança (4) para também auxiliar no cálculo da eficiência do evaporador. Devido à evaporação, ocorria a mudança de nível no reservatório de recirculação, e, portanto, a bóia de nível acionava a entrada do lixiviado que estava sob pressão armazenada no reservatório superior de passagem.

Houve então, uma variação no volume/peso discriminado na balança, e é esta variação que foi o volume evaporado. O cálculo da eficiência do evaporador foi feito através do balanço de massa do sistema e é descrito abaixo. O emprego do balanço de massa leva em consideração o princípio da conservação da massa: “a massa de um sistema fechado permanece constante durante os processos que nele ocorrem”. Considera-se que a massa alimentada durante o intervalo de tempo a um sistema aberto é igual à massa que sai, mais a massa que ficou acumulada no sistema durante o intervalo de tempo considerado. De modo simplificado, a equação que expressa o balanço é a do tipo:

**Massa que Entra no Sistema - Massa que Sai do Sistema - Massa
Acumulada no Sistema = 0**

Ao adotar o sistema inteiro como volume de controle, sabemos que durante os ensaios não entrava nenhum volume de lixiviado no sistema, portanto, não entrava massa no sistema. A massa acumulada foi a que estava dentro do sistema, no reservatório de recirculação (11) e reservatório superior de passagem. Portanto, a massa que saía do sistema, ou seja, evaporava foi a diferença de volume discriminado na balança. Do reservatório de recirculação (11), o lixiviado foi bombeado através de uma bomba centrífuga, denominada bomba de recirculação (4) ao sistema de evaporação.

Os bicos aspersores (8), por sua vez, distribuía o lixiviado por toda a superfície do painel evaporativo (6). Um retentor de gotas (7) estava disposto logo após o painel evaporativo para se ter a certeza de que apenas o gás saísse do sistema. As tubulações de PVC foram dotadas de registros para controle de fluxo e manutenção. Uma parte do lixiviado percolava por sua estrutura, onde ocorria a evaporação, e a parte excedente retornava, por gravidade, ao reservatório de recirculação (11).

O concentrado resultante do processo se acumulava também no reservatório de recirculação (11). As condições climáticas como temperatura e ar foram simuladas através da resistência (5) acoplada ao duto de entrada de ar (13) e pelo ventilador (9) posicionado na parte superior do piloto, respectivamente. A Figura 8 ilustra o experimento piloto.



Figura 8 - Foto do experimento piloto

O sistema foi completamente automatizado. Sensores foram instalados em diversos pontos do sistema para monitoramento de temperatura e umidade no sistema. Tanto a alimentação de lixiviados quanto os dutos de entrada (12), e saída (10) de ar foram dotados de medidores de vazão. Assim como os medidores de vazão, os sensores e controle da resistência elétrica foram conectados a um microcomputador instalado ao lado do sistema para monitoramento e armazenamento dos dados.

Os painéis de evaporação utilizados em estudos anteriores (BONDON *et al.*, 1994, DUARTE e NETO, 1996, SAVAGE *et al.*, 2007 e RANZI, 2009) possuem uma área específica de $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$ e são estruturas patenteadas de fabricação européia. Nesta pesquisa, para compor o painel de evaporação, buscou-se adaptar um material já disponível no mercado brasileiro ao uso proposto. Assim, o material que mais se enquadrava nas especificações foram os enchimentos de contato utilizados em torres de resfriamento de fluidos. Dentre as várias marcas e modelos disponíveis no mercado, optou-se pelo enchimento HD® da HD, que possui uma área específica de $27 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

O cálculo da área específica do painel evaporativo foi realizado com base no princípio de Arquimedes, cujo enunciado especifica que “todo corpo mergulhado num fluido sofre, por parte do fluido, uma força vertical para cima, cuja intensidade é igual ao peso do fluido deslocado pelo corpo”. Por conseguinte, o peso do líquido deslocado pelo corpo, denominado empuxo, equivale ao peso do espaço de vazios do material, assim é possível determinar a área específica da tela. O experimento foi realizado com um pedaço de 10 x 10 cm de tela determinando com quantos metros de tela entrelaçada ao enchimento de contato foram necessários para obter um painel de aproximadamente $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Após diversos cálculos chegou-se a conclusão que se deveria entrelaçar 4,33 metros de tela no painel evaporativo para elevar a superfície de contato de 27 para $200 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

5.3 Monitoramento da Unidade Experimental

A unidade experimental foi monitorada através dos seguintes procedimentos: a) caracterização física e química do lixiviado, sobretudo no que tange aos parâmetros de densidade do líquido, sólidos totais, fixos e voláteis, pH, temperatura, condutividade, cor e turbidez. O lixiviado bruto foi coletado no reservatório de 5.000 L e analisado antes de ingressar no sistema de evaporação. O protocolo analítico de cada uma das análises é descrito na Tabela 6. As análises serão realizadas no Laboratório Integrado de Meio Ambiente - LIMA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental na UFSC.

Na medida em que o processo de evaporação ocorre em sistema controlado, os parâmetros climatológicos não devem influenciar diretamente na eficiência do sistema evaporativo proposto, esta é a vantagem do sistema fechado.

Finalmente, para monitoramento da eficiência do processo evaporativo, os parâmetros monitorados no piloto foram temperatura, vazão de ar, vazão de lixiviados, relação de volumes de lixiviados que entram no sistema e que saem do sistema além da eficiência da evaporação (%). Para alcance de maior eficiência do processo, os seguintes parâmetros sofreram variação no decorrer do estudo: temperatura de evaporação no interior da unidade experimental (30, 35 e $40 \text{ }^\circ\text{C}$) e velocidade de ar introduzido no sistema (1,0 - 3,0 - $6,0 \text{ m/s}$). O cálculo da eficiência, a partir da repetição dos ensaios em condições operacionais distintas, foi expresso em m^3/m^2 de superfície de contato e em m^3 por unidade de tempo (minutos ou hora).

Tabela 6 – Parâmetros e procedimentos analíticos

Parâmetro	Método Analítico	Referência (APHA, 2005)	Equipamentos	
pH	Eletrométrico	4500-H ⁺ B	pHmetro ALFAKIT/AT-310	[1]
DQO	Colorimétrico, Refluxo Fechado	5220 D	Espectrofotômetro HATCH/DR-4000U	[2]
N-NH ₃	Colorimétrico, Refluxo Fechado	5310 B	Espectrofotômetro HATCH/DR-4000U	[3]
Condutividade	Condutivímetro	2510 B	Condutivímetro LUTRON/CD-4303	[4]
Sólidos Totais	ST secos a 103-105°C	2540 B	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-220	[5]
Sólidos Fixos Totais	SF por ignição a 550°C	2541 E	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-221	[5]
Sólidos Voláteis Totais	SV por ignição a 550°C	2542 E	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-222	[5]
Sólidos Dissolvidos Totais	TDS secos a 180°C	2543 C	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-223	[6]
Sólidos Suspensos Totais	STS secos a 103-105°C	2544 D	Balança Eletrônica Analítica SHIMADZU/AY-224	[6]

[1] Legibilidade de 0,01 pH [2] Diluição de 1:100 Bruto; [3] Diluição de 1:100 para Bruto; [4] Faixa de medição 0,1 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ - 19,99 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$; Legibilidade de 0,1 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ [5] Volume das amostras igual 100 mL, exceto para 3 amostras de Concentrado (50 mL); Tara total 220 g, Legibilidade de 0,1 mg [6] Amostras filtradas em membrana de acetato 0,45 μm ; Volume das amostras igual 10 mL; Tara total 220 g, Legibilidade de 0,1 mg

5.4 Ensaios Preliminares

Os ensaios preliminares consistiram em ensaios com água para a calibração do sistema, combinando as diferentes temperaturas, ou seja, 30-35-40° C, com as diferentes velocidades de ar; 1,0-3,0-6,0 m/s; simuladas pelo ventilador. Os nove ensaios foram realizados em duplicata. Os ensaios foram realizados em bateladas de oito (8) horas, com medições de 30 em 30 minutos do peso discriminado pela balança para se ter certeza, através do balanço de massa a quantidade exata de água evaporada.

Durante os ensaios o software Aquis, desenvolvido pelos pesquisadores do Laboratório de Meios Porosos e Propriedades Termofísicas (LMPT) vinculado ao departamento de Engenharia Mecânica da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), instalado no computador (Figura 9) ao lado do experimento, armazenou os dados de umidade de entrada e saída; as temperaturas de entrada, saída, pós resistência, na saída dos aspersores e no painel evaporativo.



Figura 9 - Sistema de armazenamento de dados

5.5 Análise Ambiental do Sistema

O principal objetivo desta etapa foi estudar a interação do sistema de evaporação de lixiviados de aterro sanitário com o ambiente onde o mesmo está inserido. Como o vapor resultante da evaporação se dispersará pelo meio ambiente, pode haver dispersão do efluente no ambiente circunstante e conhecer esse impacto, ainda que de forma preliminar, auxiliará na tomada de decisão quanto ao uso deste tipo de tratamento. Os estudos realizados no ambiente circunstante ao experimento piloto foram a análise microbiológica por deposição passiva e a análise olfatométrica. Os monitoramentos acima citados foram realizados com a colaboração de alunos no âmbito de um Trabalho de Conclusão de Disciplina de Controle de Poluição Atmosférica e de um Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, ambos realizados na UFSC. As análises realizadas são descritas a seguir:

▪ **Análise da Dispersão de Microrganismos**

A análise microbiológica foi realizada para mapear a presença e a dispersão de microrganismos no ambiente onde o piloto está inserido. A coleta das amostras para a análise da dispersão microbiológica seguiu a metodologia da deposição passiva.

O meio de cultura escolhido foi o Ágar nutriente, preparado com extrato de carne 0,3%, peptona (1,0%), NaCl (0,5%), ágar-ágar (1,5%) e água destilada. O pH inicial de 7,3 foi ajustado com a adição de solução de HCl. Tanto o meio de cultura, como as placas e materiais utilizados, foram autoclavados por 20 minutos a uma temperatura de 121 °C.

Para a coleta das amostras foram utilizadas 20 placas de petri. A disposição das placas foi definida a partir do ponto de exaustão e ajustadas de acordo com os limites espaciais do terreno. As placas foram numeradas e dispostas conforme Figura 10. A placa de número 16 foi colocada a 1,5 metros da tubulação de exaustão. As placas número 17, 19 e 20 foram colocadas na parte externa da creche do Hospital Universitário, distante cerca de 60 metros.



Figura 10- Vista aérea dos pontos da análise de dispersão

As placas foram abertas pelo período de 30 minutos. A coleta das amostras se deu por deposição passiva. A placa número 18 não foi aberta em nenhum momento para certificar a não contaminação durante a preparação do meio de cultura e manipulação das placas.

Depois de fechadas, as placas foram recolhidas e levadas para o laboratório de Ectomicorizas, no Departamento de Microbiologia da UFSC. No laboratório, as placas foram incubadas em estufa, durante 48 horas, a uma temperatura de 27°C.

O segmento de medida utilizado para determinar o crescimento da população dos microorganismos foi a contagem dos viáveis em superfície. A contagem do número de UFCs foi realizada no laboratório, distinguindo visualmente as colônias geradas por fungos e por bactérias.

▪ **Análise Olfatométrica**

A análise olfatométrica foi realizada para avaliar as emissões odorantes do experimento piloto, por se tratar de um sistema evaporativo com dispersão de vapores ao meio ambiente e conseqüentemente, de odores no ambiente. A análise olfatométrica foi coordenada pelos técnicos do LCQAr. A coleta do ar foi realizada *in loco*, a jusante do experimento, em função do vento dominante no momento da amostragem. Para amostragem,

utilizou-se uma bomba de pressão e sacos TEDLAR®, específicos para este tipo de análise; o gás é succionado através da bomba e enviado diretamente ao saco coletor (VIEIRA, 2007), como ilustra a Figura 11. A coleta da amostra foi feita em triplicata, ou seja, foram coletados 3 sacos de amostras para as duas velocidades de ar na entrada do sistema, de 3,0 e 6,0 m/s. Foram analisadas amostras de duas velocidades diferentes 3,0 e 6,0 m/s, para avaliar a relação entre a velocidade de entrada no sistema com o odor no ambiente em que o experimento piloto estava inserido.

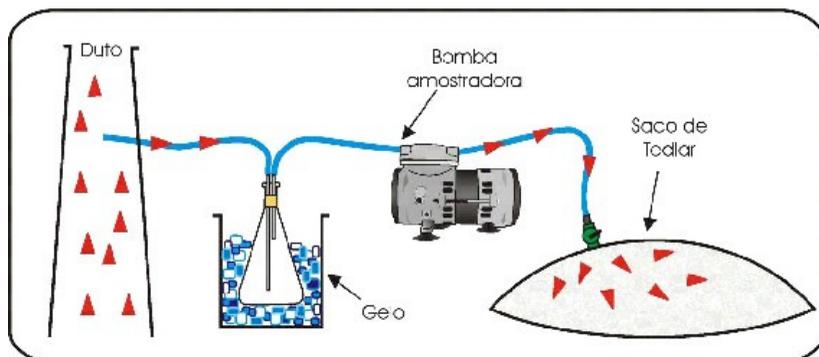


Figura 11 – Ilustração da coleta olfatométrica

Para detecção do limite de percepção olfativo (k_{50}) foi utilizado um olfatômetro de diluição dinâmica, marca Odile versão 3500.

O resultado da análise é dado na forma de concentração, em unidades de odor por metro cúbico: U.O/m³. Isto significa que a concentração da amostra representa o número de vezes que esta deve ser diluída para que seja atingido o seu limite de detecção (quando existem apenas 50% de probabilidade de que este odor seja percebido).

Anteriormente às análises de amostras, foi realizada a análise de um branco laboratorial, que representa a concentração do odor de fundo dos sacos de Tedlar, do sistema de ar puro e de quaisquer impurezas porventura existentes no sistema de diluição do olfatômetro. Para tanto, foi procedida análise laboratorial de um saco preenchido com ar puro do próprio sistema que fornece ar comprimido para o olfatômetro. O valor da concentração desta amostra foi então subtraído dos valores de concentração encontrados para as demais amostras.

Segundo a norma da comunidade europeia para olfatometria (EN 13.725), é recomendado que as amostras sejam analisadas até aproximadamente 30 horas após a sua coleta.

Ao painel de jurados foi apresentado o código de conduta descrito pela EN 13725 – CEN 2003, o qual restringe a participação de certos grupos de pessoas, além de estabelecer regras de comportamento para antes e durante a avaliação de odores.

A taxa de emissão de odores foi apresentada em unidades de odor por hora: U.O/h. Para chegar nesta unidade faz-se necessário multiplicar a concentração do odor, em unidades de odor por metro cúbico, pela vazão de gases, em m/s.

5.6 Aplicabilidade em Escala Real

Foram comparadas vazões de aterros sanitários afim de mostrar a aplicabilidade da tecnologia estudada em escala real.

5.7 Análise Financeira da Tecnologia Estudada

Por fim, foram levantados os custos de implementação e operação do experimento piloto.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Caracterização geral do lixiviado

O resultado da caracterização do lixiviado bruto, proveniente do aterro de Biguaçu, é apresentado na Tabela 7. A tabela mostra os resultados das análises feitas em duplicata, somente uma vez, no mês de maio de 2011. Os valores do pH foram em média de 8,2; um pH característico de um lixiviado proveniente de um aterro velho (> 10 anos) onde predomina a fase metanogênica. Vários autores reportaram valores similares de pH, entre eles, Máximo (2007); Giust, Visintin e Del Piccolo (2007); Silva, Dezotti e Sant'Anna Jr. (2004) para aterros velhos, porém Amokrane, Comel e Veron (1997) e Wu et al. (2004) para aterros intermediários.

Tabela 7 – Resultados das análises do lixiviado do estudo

Parâmetro	Unidade	Média
pH	*	8,2
Turbidez	NTU	51,1
Cor	PtCo	2.003
Condutividade	$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	14,37
N-NH ₃	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1.153
DQO	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	2.918
DBO ₅	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	82
ST	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	10.074
SST	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	2.100
SDT	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	7.974
STF	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	5.390
STV	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	2.584

Os valores de DBO_5 foram baixos com média de 82 mg.L^{-1} proporcionando razões de biodegradabilidade (DBO_5/DQO) em torno de 0,03 confirmando sua recalcitrância. Valores muito baixos na relação DBO_5/DQO são característicos de lixiviados em adiantada fase de degradação. Kjeldsen e Christophersen (2001), encontraram valor similar para DBO_5 , 90 mg.L^{-1} e relação DBO_5/DQO perto de 0,1 analisando apenas lixiviados de aterros sanitários velhos (10 – 40 anos). De acordo com TCHOBANOGLIOUS *et al.* (2003), inicialmente, durante a decomposição dos resíduos aterrados, a relação apresenta valores acima de 0,5.

Valores no intervalo de 0,4 – 0,6 indicam de que a matéria orgânica no lixiviado é prontamente biodegradável. Em aterros velhos a relação DBO_5/DQO geralmente se situará na faixa de 0,05 – 0,2. A relação é menor porque o lixiviado proveniente de aterros antigos contém tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos que não são prontamente biodegradáveis. Öman e Junestedt (2008) e Waara *et al.* (2003) também reportaram valores menores que 0,1 para relação DBO_5/DQO em lixiviados de aterros velhos. O elevado valor referente à DQO correspondente ao material orgânico recalcitrante o que torna o lixiviado do Aterro de Biguaçu resistente à biodegradação (MORAIS, 2005).

Embora os lixiviados maduros apresentem baixas concentrações de matéria orgânica biodegradável, eles contém altas concentrações em termos de $N-NH_3$. Os valores de amônia foram altos quando comparados a lixiviados de mesma idade. Isto se certifica quando se compara o valor encontrado para esta pesquisa, de 1153 mg/L , aos relatados por Kjeldsen e Christophersen (2001), Ettala (1998), Öman e Junestedt (2008) e Waara *et al.* (2003) que foram inferiores a 550 mg/L .

Dependendo do valor do pH, a amônia pode aparecer como amônia livre (NH_3) ou na forma de íon amônio (NH_4), como ilustra a Tabela 8. Provavelmente, no lixiviado objeto de estudo nesta pesquisa, há o predomínio de amônia na forma de NH_4 e uma pequena parcela na forma de NH_3 .

Tabela 8 – Faixas de pH e diferentes compostos de nitrogênio

pH < 8	Praticamente toda amônia na forma de NH_4
pH =9,5	Aproximadamente 50% NH_3 e 50% NH_4
pH > 11	Praticamente toda amônia na forma de NH_3

Fonte: Von Sperling, 2005

A porção sólida do lixiviado é composta principalmente por sólidos dissolvidos (SDT), no entanto, o valor médio encontrado para os sólidos suspensos foi alto, 2100 mg/L quando comparado a aterros de mesma idade. Uma sedimentação prévia pode explicar valores tão altos para os sólidos em suspensão (SS), já que o ponto de coleta para as análises fica na parte inferior de um reservatório de 5000 litros a 10 metros da unidade experimental.

A fração fixa (STF) corresponde a mais de 50% dos sólidos totais (ST), e a relação SVT/SFT foi de 0,47 para o lixiviado utilizado durante o experimento. Isso indica, mais uma vez, que o lixiviado já está em fase de estabilização (metanogênica). A cor é responsável pela coloração do lixiviado e o principal constituinte são os sólidos dissolvidos (SDT). O lixiviado do aterro de Biguaçu apresentou a cor com valor médio de 2003 PtCo, corroborando com GIORDANO *et al.* (2002) com o valores médios de 2500 PtCo.

6.2 Estudo da Evaporação no Sistema

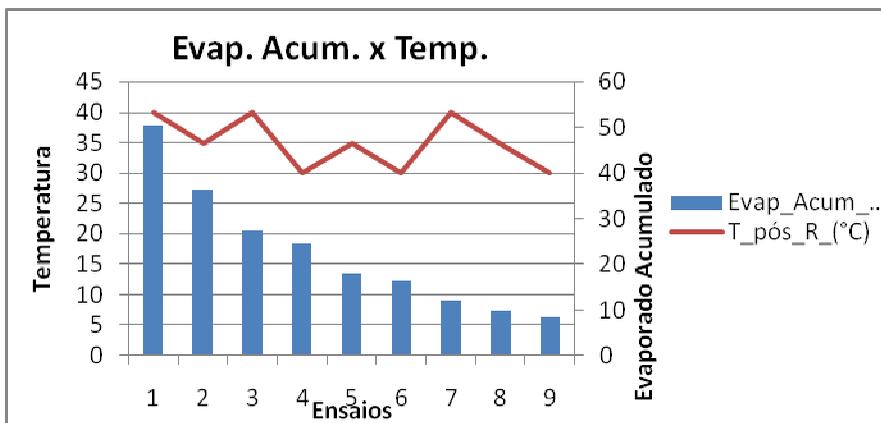
6.2.1 Ensaios Preliminares

Os ensaios preliminares foram realizados com água e com o intuito de pré selecionar as condições climáticas simuladas com a maior eficiência. A tabela 9 mostra a configuração dos ensaios, feitos em duplicata, e a média do evaporado acumulado nas oito horas de batelada.

Tabela 9 – Ensaios preliminares

ENSAIO	T_pós_R_(°C)	Vel (m/s)	Evap_Acum_(L)
1	40	6,0	50,5
2	35	6,0	36,3
3	40	3,0	27,3
4	30	6,0	24,5
5	35	3,0	17,9
6	30	3,0	16,2
7	40	1,0	12,2
8	35	1,0	9,9
9	30	1,0	8,4

Observou-se que para uma mesma temperatura e velocidade do ar diferente a discrepância é grande quando comparados os volumes evaporados podendo até ser superior a 100%, como no caso de se comparar os ensaios 4 e 9, assim como os ensaios 1 e 3 onde a diferença chega a ser superior a 90%. A Figura 14 visualiza graficamente a Tabela 9.

**Figura 12 – Ilustração dos ensaios preliminares**

As variações da evaporação, medida a cada meia hora durante os ensaios, são apresentados sob a forma de gráficos *box plot* a seguir (Figura 15).

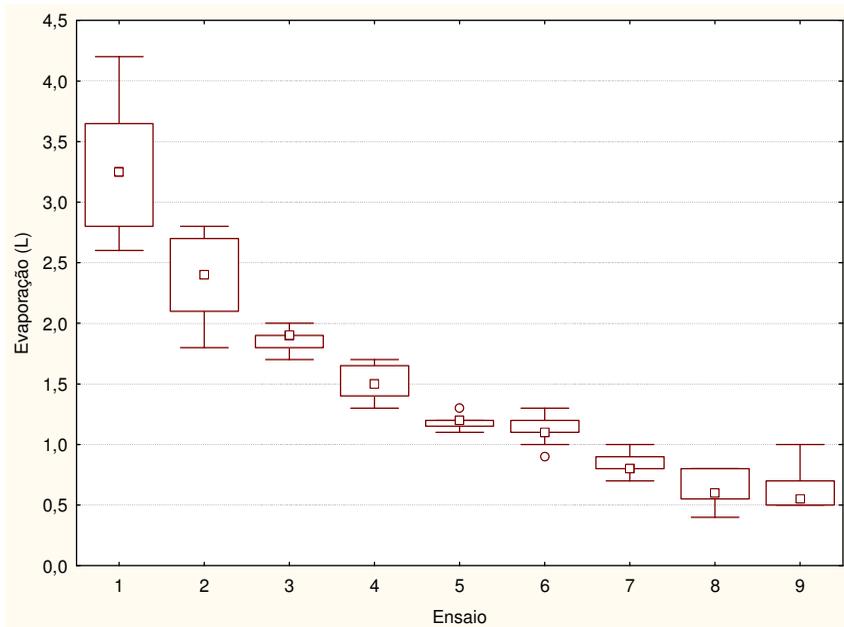


Figura 13 – Box plot dos ensaios preliminares

Os ensaios com velocidades do ar e temperaturas maiores dentro do sistema, foram os que apresentaram as maiores eficiências. Por estas razões, optou-se por realizar a análise estatística das variáveis para saber quais e a intensidade destas que influenciam no processo evaporativo.

6.2.1.1 Análise Estatística

A análise estatística foi aplicada para obter uma correlação entre a evaporação no experimento piloto e as características climáticas simuladas no mesmo. Esta análise foi realizada, com o auxílio do software *Statistica 8*, para identificar quais variáveis climáticas influenciam no fenômeno de evaporação utilizando os painéis evaporativos. Considerou-se a evaporação como variável dependente e as variáveis temperatura, velocidade do vento, umidade relativa como aquelas independentes. Esta análise estatística foi realizada apenas com a série de dados registrados pelo software *Aquis*, durante os ensaios preliminares.

Primeiramente buscou-se uma correlação paramétrica das componentes, através do método de Pearson, pois esta indica a existência de relação linear entre as variáveis. Entretanto as correlações não-paramétricas, métodos de Kendall Tau e Spearman, apontam somente a existência ou não de correlação entre elas.

As primeiras análises de gráficos de distribuição normal, histogramas, *box plots* e tabelas, mostraram que em todos os ensaios houve um regime intransitório inicial, ou seja, o experimento piloto levou, em média, três (3) horas para se estabilizar, como mostra a Figura 16.

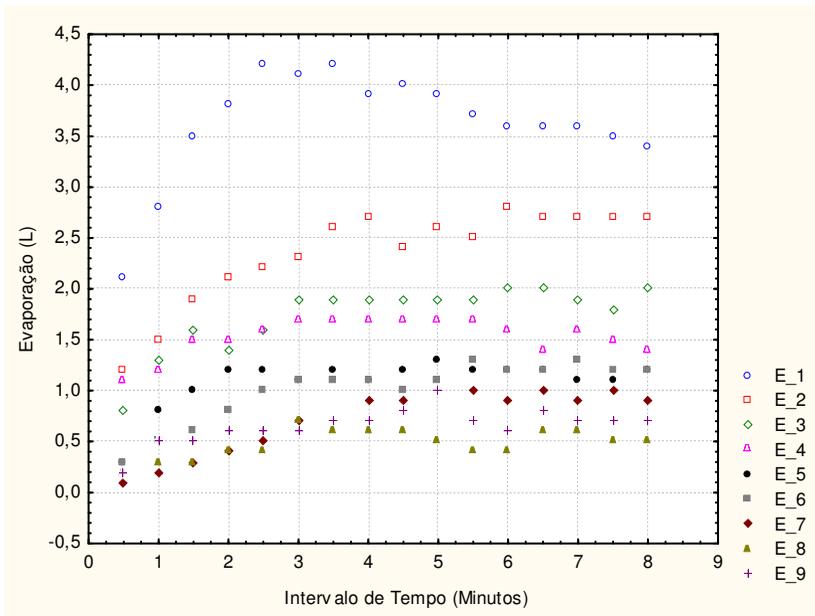


Figura 14 – Medições dos ensaios preliminares

Com as velocidades de ar variando, mas permanecendo constante durante os ensaios, o método mais apropriado para correlacionar a evaporação no sistema com a velocidade do ar na entrada do sistema é pela análise de variância facilmente notada pela Figura 17.

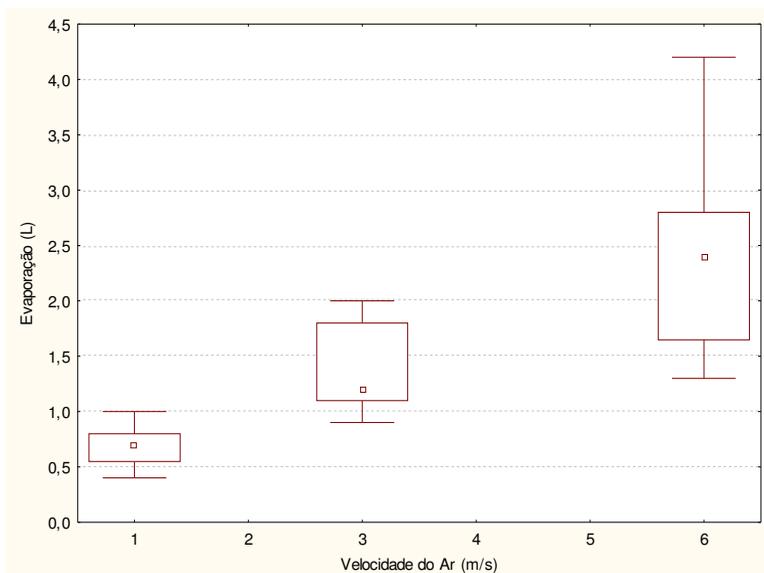


Figura 15 – Box plot das medições da relação velocidade do ar- evaporação dos ensaios preliminares

Através da Figura 17, identifica-se que a velocidade do ar é uma variável que influencia o fenômeno evaporativo no sistema. Por exemplo, entre as velocidades de 1,0 e 3,0 m/s, as medições só se coincidiram nos valores de desvios padrões. Outro ponto que ilustra bem essa correlação é a mediana dos ensaios com velocidade de 6,0 m/s, quase o dobro da mediana dos valores encontrados para os ensaios com velocidade e 3,0 m/s.

As variáveis temperatura (na entrada, pós resistência, na colméia, nos aspersores e na saída), umidade (na entrada e na saída), apresentaram modas múltiplas, valores discrepantes para médias e medianas comprovando a não gaussianidade (normalidade) dos dados.

Com os dados não normalizados buscou-se, então, a análise da correlação não-paramétrica das variáveis, através da correlação de Kendall Tau. Avaliou-se as variáveis significativas, e em que intensidade afetam no fenômeno evaporativo.

De acordo com Crichton (2001), a correlação de Spearman é mais difundida pois é mais fácil de calcular do que aquela de Kendall Tau. Não obstante, a principal vantagem em utilizar a correlação de Kendall Tau é que sua distribuição estatística possui propriedades mais precisas (CONOVER, 1980 *apud* CRICHTON, 2001).

Porém, ainda segundo Crichton (2001), em quase todas as situações os valores das correlações de Spearman e de Kendall Tau são semelhantes e levam às mesmas conclusões. Portanto, foram adotadas como representativas as correlações de Kendall Tau.

A correlação varia entre 1 e -1. Um valor próximo de zero indica que as duas variáveis não estão relacionadas enquanto valores próximos aos extremos (1 e -1) indicam forte relação entre elas. Uma correlação positiva indica que as duas variáveis são diretamente proporcionais, ao passo que uma correlação negativa indica que se comportam de maneira oposta. O software *Statistica 8* evidencia (em vermelho) as correlações significativas entre as variáveis (Tabela 10)

Tabela 10 – Análise estatística pelo método Kendall Tau para os ensaios preliminares

	UR_e	UR_s	T_sai	T_asp	T_col	T_pos_R	T_ent	Evaporação
UR_e	1,000000	0,973101	0,158043	0,444472	0,136614	0,016349	0,113228	-0,916723
UR_s	0,973101	1,000000	0,171587	0,459188	0,155923	0,026811	0,079576	-0,929309
T_sai	0,158043	0,171587	1,000000	0,749451	0,953933	0,551351	0,898447	-0,253491
T_asp	0,444472	0,459188	0,749451	1,000000	0,701754	0,556577	0,648793	-0,455056
T_col	0,136614	0,155923	0,953933	0,701754	1,000000	0,525747	0,906248	-0,243127
T_pos_R	0,016349	0,026811	0,551351	0,556577	0,525747	1,000000	0,459919	-0,126745
T_ent	0,113228	0,079576	0,898447	0,648793	0,906248	0,459919	1,000000	-0,158109
Evaporação	0,916723	0,929309	0,253491	0,455056	0,243127	0,126745	0,158109	1,000000

Pela correlação de Kendall Tau, a umidade relativa de entrada é a variável que mais se relaciona com a evaporação no sistema (0,92). A alta relação entre a umidade relativa de saída no sistema e a evaporação é explicada pela alta relação entre as umidades de entrada e saída que é de (0,97).

Um fato interessante foi a correlação negativa (-0,45) entre a evaporação e a temperatura na saída dos aspersores, indicando que estas variáveis são inversamente proporcionais, entretanto isso se explica pela alta correlação positiva que esta variável teve com a umidade na entrada e saída do sistema. Como era esperado, pelo método de Kendau Tau, todas as temperaturas se correlacionaram e forma positiva e significativamente.

6.2.2 Ensaios Finais

Os ensaios finais foram realizados durante os meses de março, abril e maio de 2011. Primeiramente resolveu-se utilizar as configurações dos ensaios preliminares 1 e 2, por estes terem sido os ensaios que apresentaram as maiores eficiências. Posteriormente, foram trabalhados 2 ensaios com simulações mínimas de velocidade de ar, ou seja 1,0 m/s, para que pudesse obter uma temperatura maior do que 40°C, já que com as outras velocidades maiores isso não foi possível. Finalmente foi realizado mais um ensaio de longa duração para analisar o comportamento do sistema operando em regime permanente.

Tentou-se então, a configuração do primeiro ensaio, por ser o de maior eficiência, porém as resistências já não alcançavam a temperatura de 40°C, chegando a uma média de 30°C. A Tabela 11 mostra a configuração dos ensaios finais realizados com o lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu.

Tabela 11 – Configuração dos ensaios finais

ENSAIO	T_pós_R_(°C)	Vel (m/s)	Tempo (Hs)	Quantidade De Ensaios
1	40	6,0	8	4
2	40	3,0	8	4
3	40	1,0	8	2
4	65	1,0	8	2
5	30	6,0	72	1

A idéia inicial era fazer o maior número de ensaios possíveis, mas em virtude do elevado tempo para implantar o experimento piloto foram possíveis realizar apenas 13 ensaios, conforme descrito acima

Lembrando que para o cálculo da eficiência, nos ensaios realizados em batelada de 8 horas foram desconsideradas as três primeiras horas, devido ao período intransitório do sistema até o mesmo se estabilizar.

A Figura 18 e 19, mostram sob a forma de gráficos *box-plot*, as variações da evaporação, em litros, em relação a velocidade do vento para os ensaios de 1 a 4, e em relação a temperatura para os ensaios 3 e 4, respectivamente.

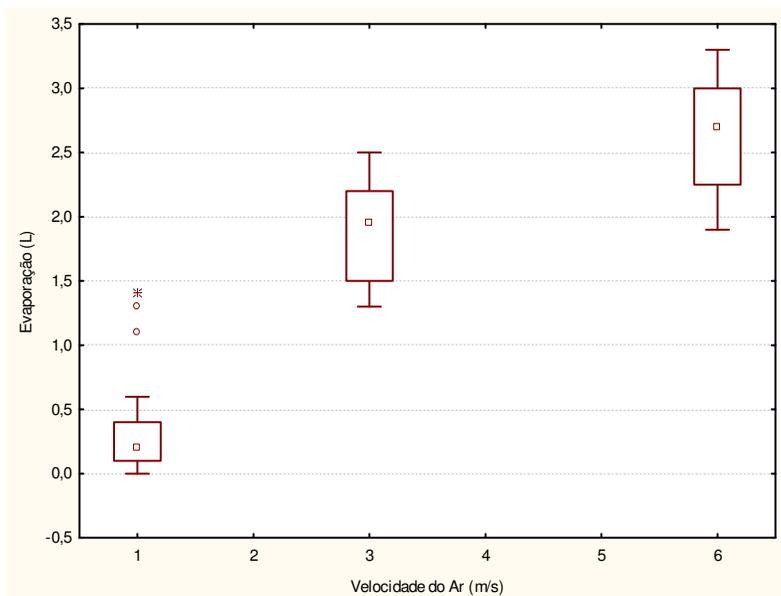


Figura 16 – Box plot da relação velocidade do ar- evaporação para os ensaios 1-4.

Os ensaios realizados com a menor velocidade do ar, de 1,0 m/s, tiveram como objetivo mostrar que a temperatura pós resistência influi sim na evaporação do sistema, ao contrário do que mostrou a análise estatística. A Figura 19 abaixo mostra bem a diferença das medianas encontradas para os dois valores de temperatura a uma mesma velocidade do ar.

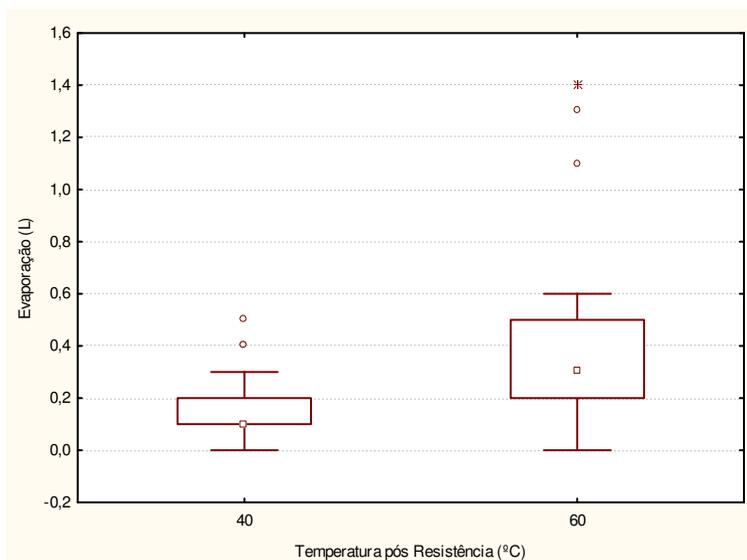


Figura 17 – Box plot da relação temperatura-evaporação para os ensaios 3-4.

A Tabela 12 mostra a relação dos ensaios feitos em batelada quanto à evaporação medida a cada meia hora e acumulada ao final dos ensaios; eficiência diária do sistema e eficiência medida em L/m².dia.

Tabela 12 – Eficiência dos ensaios finais.

ENSAIO	Configuração		Evaporação			
	T_pós_R_(°C)	Vel (m/s)	Medição (L)	Acumulado (L)	L/dia	L/m ² .dia
1	40	6,0	2,6	26,5	127,2	353,3
2	40	3,0	1,9	19	91,2	253,3
3	40	1,0	0,15	1,6	7,7	21,3
4	65	1,0	0,4	4,5	21,4	59,3

Os valores desta pesquisa corroboram aos encontrados por outros autores, como indica a Tabela 13, que apresenta a eficiência de outros trabalhos encontrados na literatura.

Tabela 13 – Eficiência encontrada na bibliografia.

Bibliografia	Eficiência (L/m ² .dia)
Bondon <i>et al.</i> (1994)	168
Duarte e Neto (1996)	330
Ranzi (2009)	26

O ensaio 1 foi o que apresentou melhor eficiência, 353,3 L/m².dia um valor ligeiramente superior ao encontrado por Duarte e Neto (1996), 330 L/m².dia, lembrando que este trabalho foi aplicado ao tratamento de efluentes de vinícolas. Evidencia-se novamente como a variável velocidade do vento influencia no processo evaporativo ao compararmos os ensaios 1, 2 e 3, que foram realizados a mesma temperatura, o primeiro ensaio chega a ser 40% mais eficiente do que o segundo e dezesseis vezes mais eficiente que o terceiro ensaio, todavia com um gasto energético superior aos demais também. A Figura 20 abaixo apresenta, em forma de gráficos de dispersão, o comportamento da variável evaporação em relação ao tempo para os quatro ensaios número 1

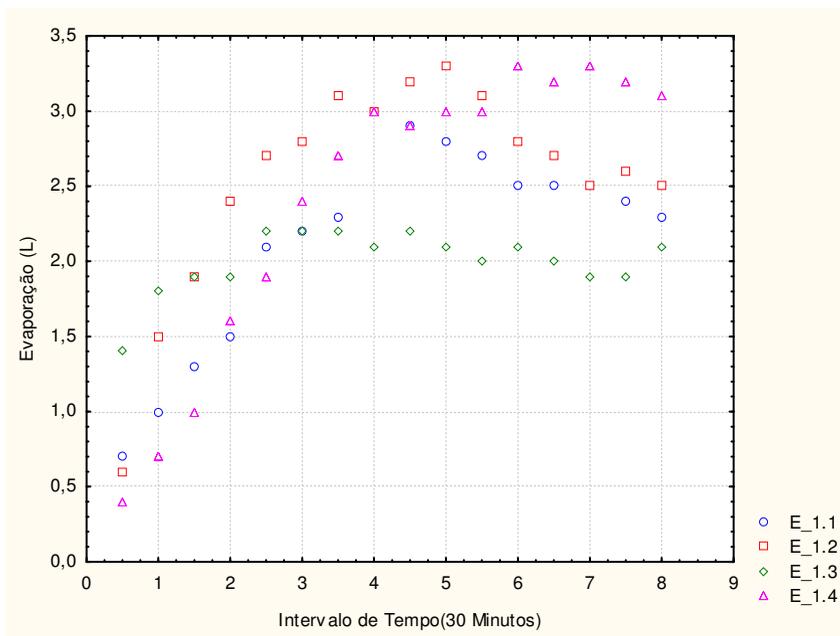


Figura 18 – Medições do ensaio 1.

A Tabela 14 usada em laboratório para as medições a cada meia hora é representada abaixo com os valores médios dos quatro ensaios número 1.

Tabela 14 – Tabela padrão com os valores das médias do ensaio 1.

Intervalo de Tempo (Hs)	UR_ent	UR_saf	T_saf_ (°C)	T_asp_ (°C)	T_col_ (°C)	T_pós_R_ (°C)	T_ent_ (°C)	Vel_(m/s)	Evap_ (L)	Evap_Acum_ (L)
0,5	85,0	90,8	27,3	26,0	26,3	36,3	24,1	6,0	0,8	0,4
1,0	83,8	87,8	27,7	25,7	26,8	40,0	24,7	6,0	1,3	1,7
1,5	83,3	85,0	28,1	26,7	27,5	40,1	25,3	6,0	1,5	3,2
2,0	82,0	83,8	28,3	27,3	27,9	40,4	25,6	6,0	1,9	5,0
2,5	79,3	80,8	28,5	27,1	27,8	40,3	25,9	6,0	2,2	7,3
3,0	78,5	78,5	28,4	27,4	28,0	40,5	25,9	6,0	2,4	9,7
3,5	77,8	76,3	28,6	26,7	28,3	40,4	26,1	6,0	2,6	12,2
4,0	77,0	75,5	28,8	26,6	28,6	40,7	26,4	6,0	2,8	15,0
4,5	76,5	73,8	28,9	27,0	28,7	40,4	26,6	6,0	2,8	17,8
5,0	77,0	74,5	29,0	28,0	28,7	40,4	26,7	6,0	2,8	20,6
5,5	79,0	76,3	28,9	27,9	28,6	40,3	26,3	6,0	2,7	23,3
6,0	79,3	78,8	28,8	29,0	28,4	40,2	26,3	6,0	2,7	26,0
6,5	80,0	79,5	28,6	28,8	28,2	40,1	26,0	6,0	2,6	28,6
7,0	81,8	82,3	28,5	28,1	28,1	39,9	26,1	6,0	2,6	31,1
7,5	83,0	85,3	28,3	27,2	27,8	39,4	25,5	6,0	2,5	33,7
8,0	83,5	87,3	28,1	27,3	27,5	39,9	25,1	6,0	2,5	36,2

A Figura 20 apresenta graficamente a Tabela 14 exposta acima. Nota-se graficamente que assim que a umidade relativa de entrada no sistema diminui, a evaporação se eleva, comprovando a análise estatística feita com os ensaios preliminares de que existe uma correlação inversa entre as duas variáveis.

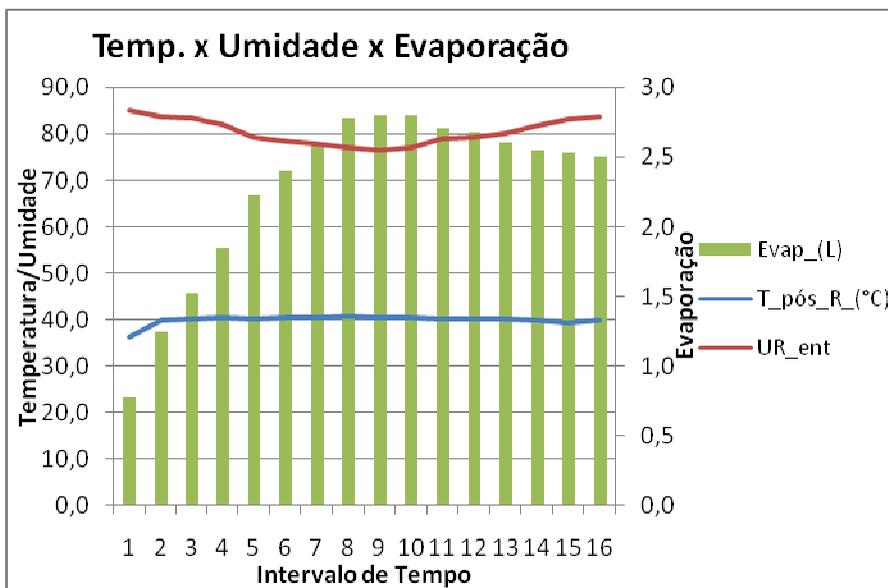


Figura 19 – Ilustração da Tabela 14.

A eficiência do sistema para o ensaio 2 é de 253,3 L/m².dia e chega a ser até onze vezes maior que a eficiência do ensaio 3, e 51% maior quando comparado ao estudo de Bondon *et al.* (1994) que encontrou 168 L/m².dia. A Figura 21 abaixo apresenta, em forma de gráficos de dispersão, o comportamento da variável evaporação em relação ao tempo para os quatro ensaios número 2.

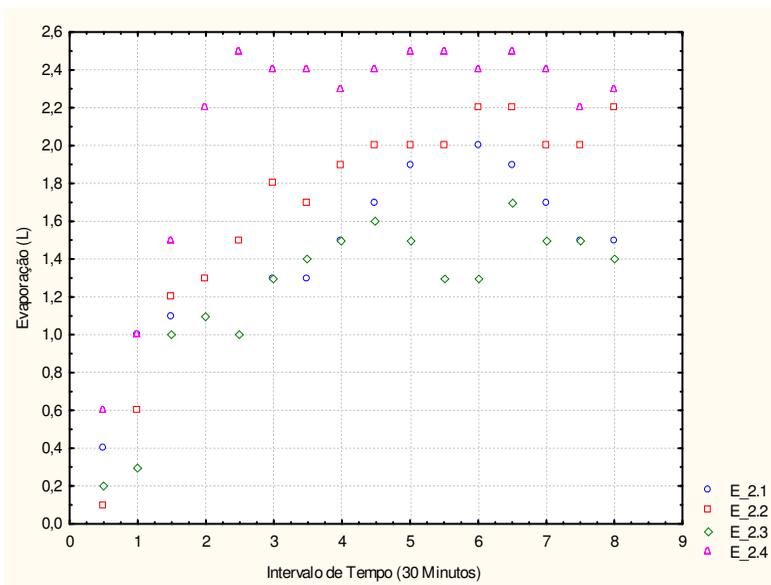


Figura 20 – Medições do ensaio 2.

A Tabela 15 usada, em laboratório para as medições a cada meia hora, é representada abaixo com os valores médios dos quatro ensaios número 2.

Tabela 15 – Tabela padrão com os valores das médias do ensaio 2.

Intervalo de Tempo (Hs)	UR_ent	UR_sai	T_sai_ (°C)	T_asp_ (°C)	T_col_ (°C)	T_pós_R_ (°C)	T_ent_ (°C)	Vel_ (m/s)	Evap_ (L)	Evap_Acum_ (L)
0,5	78,3	70,8	24,7	23,4	24,7	41,2	22,7	3,0	0,3	0,6
1,0	77,3	66,8	24,8	23,5	24,9	40,9	23,2	3,0	0,7	1,3
1,5	76,0	63,5	25,2	23,5	25,4	41,0	24,0	3,0	1,2	2,5
2,0	76,0	63,0	25,6	24,8	26,1	41,2	24,8	3,0	1,5	4,0
2,5	77,0	64,0	26,1	25,3	26,5	41,2	25,3	3,0	1,6	5,6
3,0	76,8	65,3	26,2	26,2	26,8	40,6	25,3	3,0	1,7	7,3
3,5	77,8	65,0	26,3	26,5	26,9	40,3	25,5	3,0	1,7	9,0
4,0	76,3	62,8	26,5	26,9	27,0	40,4	25,9	3,0	1,8	10,8
4,5	76,3	62,5	26,4	25,8	27,0	40,5	25,8	3,0	1,9	12,8
5,0	77,0	64,0	26,3	25,7	26,8	40,4	25,6	3,0	2,0	14,7
5,5	78,5	66,3	26,2	25,0	26,6	40,2	25,4	3,0	2,0	16,7
6,0	79,5	67,3	25,8	23,6	26,1	39,9	24,9	3,0	2,0	18,7
6,5	79,8	68,3	25,6	23,2	25,8	39,6	24,5	3,0	2,1	20,7
7,0	82,0	71,5	25,3	23,3	25,6	39,3	23,9	3,0	1,9	22,6
7,5	81,5	71,3	25,2	22,8	25,4	39,3	23,9	3,0	1,8	24,4
8,0	83,0	74,5	25,0	22,8	25,2	39,8	23,3	3,0	1,9	26,3

A Figura 21 apresenta graficamente a Tabela 15 exposta acima. O gráfico visualiza bem a distinção entre o regime intransitário, até três horas de funcionamento, e o regime estabilizado posteriormente.

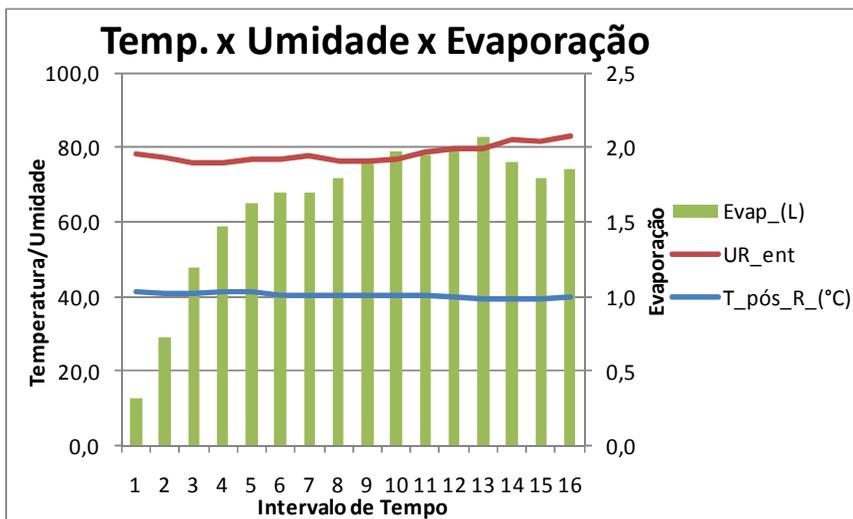


Figura 21 – Ilustração da Tabela 15.

O ensaio 3 apresentou a menor eficiência dentre todos, 21,3 L/m².dia, uma eficiência 22% menor quando comparado aos valores apresentados por Ranzi, (2009) e 78% inferior ao ensaio 4, evidenciando que a temperatura pós resistência é uma variável que influencia na evaporação do sistema.

A Figura 22 abaixo apresenta, em forma de gráficos de dispersão, o comportamento da variável evaporação em relação ao tempo para os dois ensaios número 3.

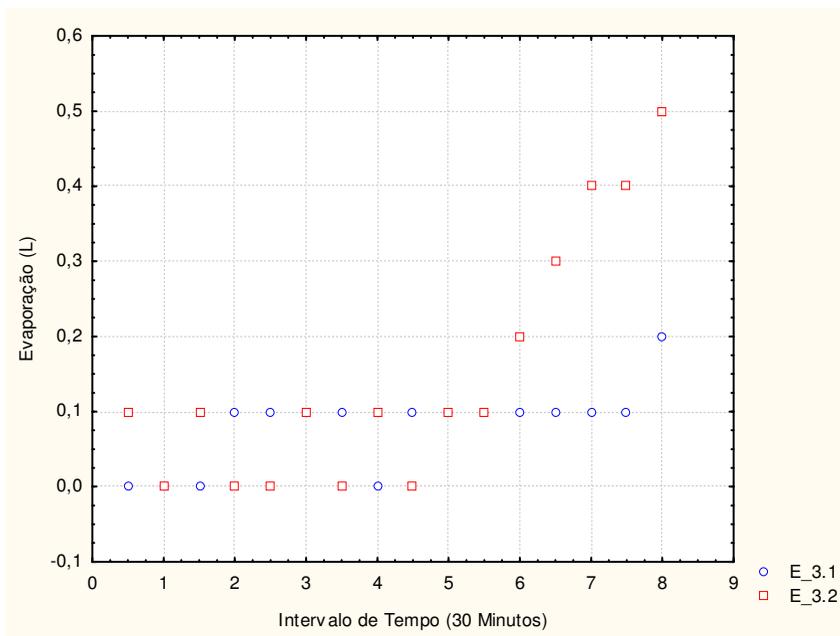


Figura 22 – Medições do ensaio 3.

A Tabela 16, usada em laboratório para as medições a cada meia hora, é representada abaixo com os valores médios dos dois ensaios número 3. A tabela mostra a dificuldade em manter a temperatura pós resistência constante com a velocidade do ar de 1,0 m/s. Essa dificuldade pode ser responsável pelo fato do regime intransitório ser maior nestes ensaios, como mostra o gráfico 22 acima.

Tabela 16– Tabela padrão com os valores das médias do ensaio 3.

Intervalo de Tempo (Hs)	UR_ent	UR_sai	T_sai (°C)	T_asp_ (°C)	T_col_ (°C)	T_pós_R_ (°C)	T_ent_ (°C)	Vel_ (m/s)	Evap_ (L)	Evap_Acum_ (L)
0,5	95,0	86,0	20,7	22,1	21,9	43,2	18,5	1,0	0,1	0,0
1,0	95,5	87,5	20,9	21,7	22,2	42,1	18,6	1,0	0,2	0,2
1,5	94,5	87,0	21,2	21,9	22,3	42,7	18,7	1,0	0,2	0,3
2,0	89,0	87,0	21,2	21,5	22,3	42,8	18,6	1,0	0,1	0,4
2,5	94,0	87,5	21,0	21,1	22,2	42,8	18,2	1,0	0,1	0,5
3,0	93,5	87,5	21,0	21,6	22,2	43,4	18,3	1,0	0,1	0,7
3,5	94,0	87,5	21,0	21,8	22,2	43,1	18,2	1,0	0,1	0,8
4,0	93,5	86,5	20,6	21,0	21,6	39,3	18,0	1,0	0,1	0,9
4,5	93,5	86,0	20,5	21,1	21,5	40,7	17,9	1,0	0,1	1,0
5,0	93,5	87,0	20,4	21,0	21,5	41,0	17,7	1,0	0,2	1,1
5,5	93,5	87,0	20,2	20,6	21,2	40,1	17,5	1,0	0,2	1,3
6,0	94,5	87,0	20,1	20,4	21,2	40,3	17,3	1,0	0,3	1,6
6,5	94,0	88,0	20,0	20,1	21,1	40,3	17,1	1,0	0,3	1,9
7,0	94,0	89,0	20,0	20,3	21,1	41,0	17,1	1,0	0,5	2,4
7,5	94,0	88,5	20,0	20,2	21,1	41,1	17,1	1,0	0,6	3,0
8,0	94,5	90,5	19,9	20,2	21,0	40,7	16,9	1,0	0,6	3,7

A Figura 23 apresenta graficamente a Tabela 16 exposta acima mostrando, mais uma vez, que o tempo para a evaporação se estabilizar neste ensaio foi duas vezes maior que os ensaios 1 e 2.

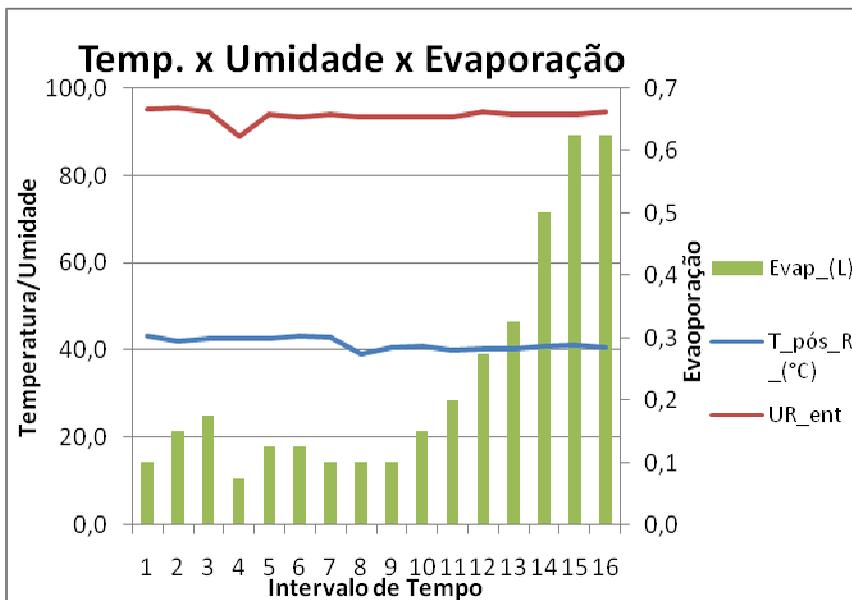


Figura 23 – Ilustração da Tabela 16.

O ensaio 4 apresentou uma eficiência 30% maior ao se comparar com o valor encontrado por Ranzi (2009). A Figura 24 abaixo apresenta, em forma de gráficos de dispersão, o comportamento da variável evaporação em relação ao tempo para os dois ensaios número 4.

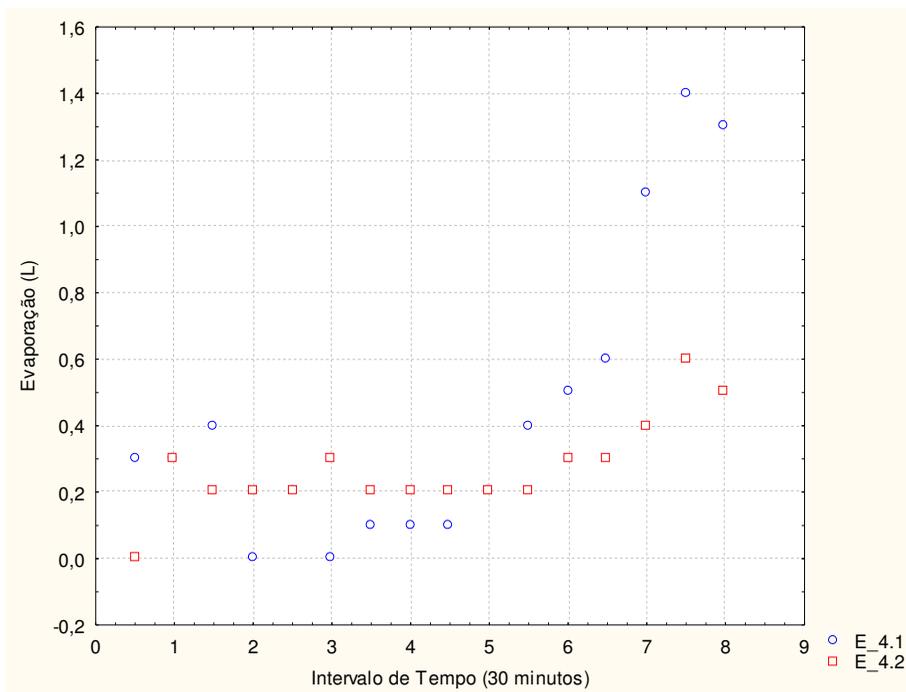


Figura 24 – Medições do ensaio 4.

A Tabela 17 usada, em laboratório para as medições a cada meia hora, é representada abaixo com os valores médios dos dois ensaios número 4. É válido lembrar que as temperaturas ambiente nos ensaios 3 e 4 estavam abaixo dos 20°C, podendo isso ser responsável pelas baixas eficiência destes ensaios em relação aos outros ensaios deste trabalho.

Tabela 17– Tabela padrão com os valores das médias do ensaio 4.

Intervalo de Tempo (Hs)	UR_ent	UR_saí	T_saí_ (°C)	T_asp_ (°C)	T_col_ (°C)	T_pós_R_ (°C)	T_ent_ (°C)	Vel_ (m/s)	Evap_ (L)	Evap_Acum_ (L)
0,5	85,0	76,0	22,6	28,0	24,3	65,6	18,8	1,0	0,2	0,0
1,0	85,0	73,0	22,9	27,8	25,1	65,3	19,2	1,0	0,3	0,3
1,5	84,0	72,0	23,5	28,5	25,6	65,1	19,5	1,0	0,3	0,6
2,0	84,0	71,0	23,9	28,9	26,1	65,5	19,9	1,0	0,1	0,7
2,5	84,0	71,5	23,9	28,5	26,3	65,6	19,7	1,0	0,2	0,9
3,0	84,0	72,5	23,8	27,4	26,2	64,9	19,6	1,0	0,2	1,1
3,5	85,0	73,5	23,9	27,4	26,1	64,6	19,5	1,0	0,2	1,2
4,0	84,0	72,5	24,0	27,9	26,2	64,8	19,6	1,0	0,2	1,4
4,5	83,5	70,5	24,1	28,3	26,1	65,1	19,8	1,0	0,2	1,5
5,0	84,0	72,0	24,0	29,2	26,0	65,2	19,6	1,0	0,2	1,7
5,5	86,0	75,0	24,0	29,6	26,0	65,7	19,3	1,0	0,3	2,0
6,0	87,0	77,5	23,7	29,0	25,8	65,2	18,8	1,0	0,4	2,4
6,5	88,0	79,0	23,4	26,0	25,4	65,5	18,6	1,0	0,5	2,9
7,0	87,5	79,0	23,3	28,4	25,2	65,3	18,3	1,0	0,8	3,6
7,5	88,0	79,0	23,0	28,2	25,0	64,9	18,1	1,0	1,0	4,6
8,0	88,0	79,5	22,7	27,6	24,7	64,4	17,8	1,0	0,9	5,5

A Figura 25 apresenta graficamente a Tabela 17 exposta acima, evidenciando mais uma vez que o tempo para a evaporação se estabilizar neste ensaio foi duas vezes maior que os ensaios 1 e 2.

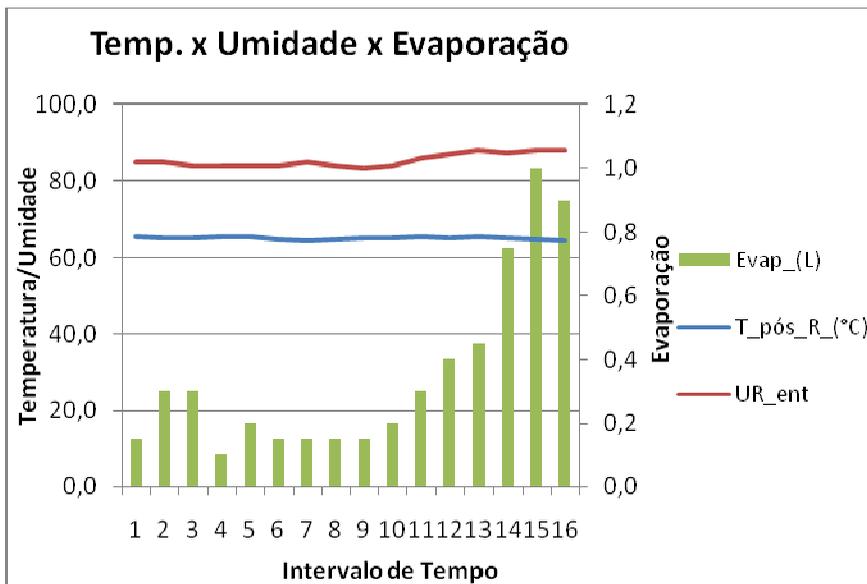


Figura 25 – Ilustração da Tabela 17.

Conforme descrito anteriormente, o quinto ensaio foi de longa duração para analisar o comportamento do sistema operando em regime permanente. Foram medidas as variáveis num período de três dias, de três em três horas, totalizando 24 medições. A Tabela 18 apresenta as variáveis durante todo o ensaio.

Tabela 18– Medições ensaio 5

Intervalo de tempo (3 Hs)	UR_e	T_pós_R	Evap (L)	Evap Acum(L)
1	83	32,5	9,4	9,4
2	87	30,6	14,6	24,0
3	92	31	14,1	38,1
4	91	31,4	12,9	51,0
5	91	31,7	14,5	65,5
6	91	31,5	13,5	79,0
7	90	32,7	17	96,0
8	86	34	16,5	112,5
9	82	33,9	13,8	126,3
10	89	31	15,3	141,6
11	90	30,9	12,7	154,3
12	91	30,2	10,5	164,8
13	83	35,5	14,2	179,0
14	73	33,8	11,3	190,3
15	72	34,1	14,1	204,4
16	79	30,8	14,6	219,0
17	83	28,6	13,9	232,9
18	83	28,7	19,8	252,7
19	83	28,4	21,4	274,1
20	79	28,1	18,6	292,7
21	79	28,1	13,4	306,1
22	67	28,6	13,8	319,9
23	58	32,6	13,2	333,1
24	62	34,6	14,8	347,9
Média	82	31,4	14,5	

Ao final do ensaio, a uma média de temperatura de 31,4° C foram evaporados 347,9 litros de lixiviado, uma média de 14,5 a cada três horas, gerando uma média de quase 2,5 litros a cada meia hora durante o ensaio, quase a mesma média anotada durante os ensaios realizados com configuração máxima, ou seja, 6,0 m/s e 40° C, comprovando o resultados da análise estatística, que a temperatura pós resistência pouco influenciou na evaporação do sistema. Convém ressaltar que as temperaturas pós resistência variaram apenas 35° C durante os ensaios.

A Figura 26 mostra, através de gráficos de dispersão, o comportamento da evaporação em função do tempo durante o ensaio realizado em regime permanente.

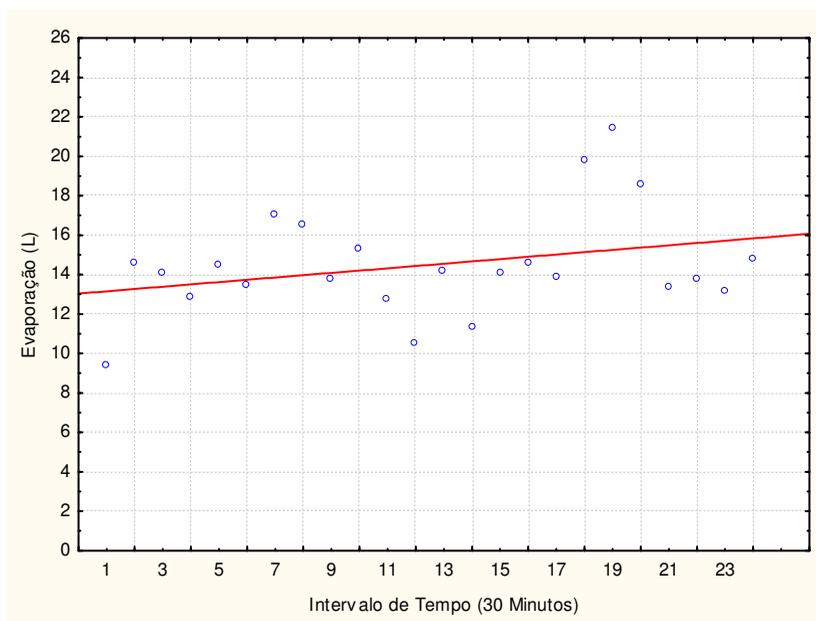


Figura 26 – Medições do ensaio 5.

Pode-se notar que após o regime intransitório, o sistema funcionou estável durante as 72 horas de ensaio. Isto comprova que o sistema deve

operar em regime permanente para obter uma eficiência maior. Ao todo, durante os ensaios finais, foram evaporados 0,5443 m³ do lixiviado.

6.3 Análise Ambiental do Sistema

6.3.1 Análise da dispersão de microorganismos

A coleta das amostras foi realizada às 08 horas do dia 25/05/2011. A predominância da direção de vento nordeste favoreceu a coleta das amostras, uma vez que as placas foram dispostas na direção sudoeste da fonte. As condições meteorológicas estão dispostas na tabela 1. O parâmetro Título, representa a angulação do ponto em relação a fonte dispersora, considerando o norte como 0 ou 360 graus (Tabela 19).

Tabela 19 – condições climáticas da coleta da dispersão

Data / Hora	Condição do tempo	Temperatura [°C]	Umidade Relativa do Ar [%]	Direção predominante do vento	Velocidade do vento [m/s]
25/05/2011 08:00- 08:30	Nublado	20	72	Nordeste	3,8

O número de UFCs observado nas amostras coletadas é apresentado na Tabela 20. A tabela está organizada em função da distância do ponto de exaustão para a melhor compreensão.

Tabela 20– Relação entre distância e a dispersão

Placa	Distância [m]	Título [graus]	Número de UFCs bactérias	Número de UFCs fungos	Total UFCs
18	Branco	Branco	0	0	0
16	1,5	130	101	24	125
6	2,2	81,5	74	37	111
5	6,3	205	39	40	79
1	8,2	318	32	19	51
2	10	274,5	43	30	73
4	13,5	217	22	38	60
3	16	251,5	40	33	73
7	18,2	316	65	29	94
8	20	291,5	39	18	57
9	24	273	36	51	87
13	24,1	243,5	37	25	62
10	26,7	315,2	154	34	188
11	27	297,5	65	60	125
14	29	259,5	48	55	103
12	29,7	282	77	166	243
15	35	269,5	96	43	139
17	53,5	266	17	29	46
19	58	270,5	10	25	35
20	62,5	267	2	17	19

O número de UFCs em função da distância do ponto de exaustão é mostrada na Figura 27.

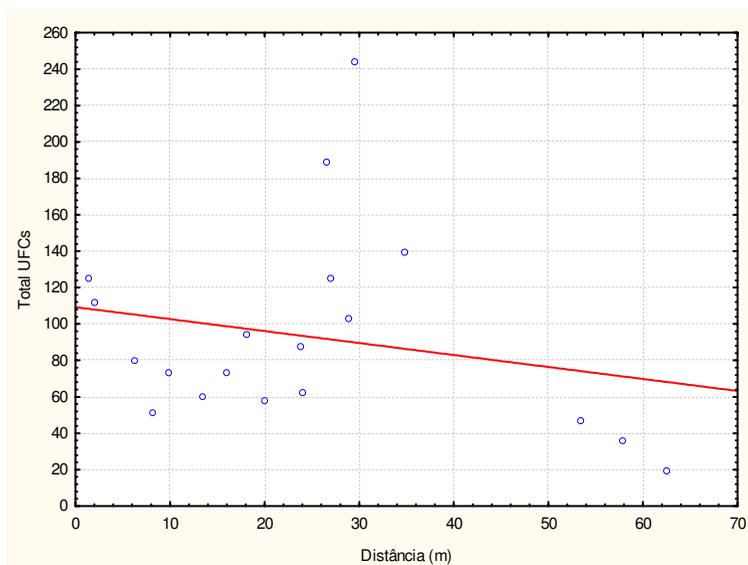


Figura 27 – Ilustração da Tabela 20.

O resultado da contagem das UFCs totais mostrou, que além das placas 6 e 16, que estavam a uma distância de até 2 metros da fonte, as placas contendo o maior número de UFCs estavam entre 25 e 30 metros do ponto de exaustão. A placa 18 ficou selada durante todo o ensaio para ser o branco. A placa colocada mais próxima a fonte, distante 1,5 metros, apresentou 125 UFCs. A placa colocada mais distante da fonte, distante 62,5 metros, apresentou 19 UFCs. As três placas localizadas dentro dos limites da creche do Hospital Universitário apresentaram números de UFCs abaixo de 50.

É válido ressaltar que as placas de número 10, 11, 12 e 15, responsáveis pelos pontos de máxima no gráfico 1 estavam localizadas a cerca de 1 metro de uma rua por onde passaram diversos carros durante o período de coleta. A placa de número 14 estava localizada ao lado de uma entrada de carro que dava acesso ao laboratório. Isto indica que as UFCs desenvolveram nas placas independentemente do experimento.

Em uma segunda análise, descartando o resultado das placas de número 10, 11, 12, 14 e 15, foi possível perceber que o número de UFCs tende a diminuir em função da distância, como mostra a Figura 28.

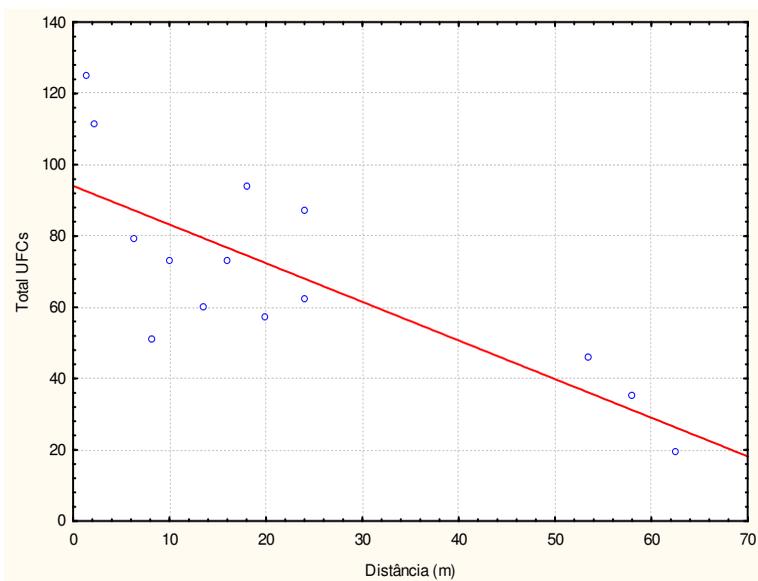


Figura 28 – Ilustração da Tabela 20 corrigida.

Uma relação do alcance potencial de aerossóis e velocidade do vento desenvolvida em estudo prévio de Canivatto *et al* (1991 *apud* ROSA; DE MELO LISBOA, 2005) mostrou que ocorre um crescimento exponencial do alcance das partículas com uma maior velocidade do vento.

Os resultados apresentados no presente estudo mostraram uma possível configuração do alcance de microorganismos dispersos pelo evaporador. Porém, pela não caracterização dos indivíduos, pela simplificada metodologia aplicada e pela não repetição das análises em outros cenários, resultados mais significativos exigem um estudo aprofundado.

6.3.2 Análise olfatométrica

As condições meteorológicas registradas no momento da coleta do ar para realização da análise olfatométrica estão apresentadas na Tabela 21.

Tabela 21 – Condições climáticas da coleta olfatométrica

Data / Hora	Condição do tempo	Temperatura [°C]	Umidade Relativa do Ar [%]	Direção predominante do vento	Velocidade do vento [m/s]
26/05/2011 08:00 – 09:30	Ensolarado	24	82	Sem vento	0,0

As características do odor da amostragem realizada a jusante do experimento, em triplicata para as duas velocidades, (Amostras 1 a 6), estão descritas na Tabela 22. O LCQAr submeteu o júri a uma amostra de ar puro (“Branco”), preparado em laboratório, para se ter um parâmetro de comparação com a amostra com odor. A Tabela 22 detalha também as concentrações odorantes obtidas no estudo de VIEIRA (2007), realizado no aterro sanitário de Biguaçu e de RANZI (2009) realizado com evaporação de lixiviados por painéis em sistemas abertos.

Tabela 22 – Amostragem da análise olfatométrica

Amostra	Concentração odorante UO/m ³
Branco	23
Saída Evaporador , v= 6,0 m/s [1]	120
Saída Evaporador , v= 6,0 m/s [2]	101
Saída Evaporador , v= 6,0 m/s [3]	116
Saída Evaporador , v= 3,0 m/s [1]	128
Saída Evaporador , v= 3,0 m/s [2]	110
Saída Evaporador , v= 3,0 m/s [3]	118
Evaporação Natural -Amostra 1 *	102
Evaporação Natural -Amostra 2 *	101
Sistema de Tratamento de Lixiviados **	4892
Célula de Aterro Aberta **	1359
Área limítrofe do Aterro **	526
Célula do Aterro sanitário Coberta **	190

Legenda:

[*] RANZI, (2009); [**]VIEIRA, 2007.

A concentração odorante foi calculada pelo software do olfatômetro Odile 2000© segundo a norma ASTM E679-91 (CARMO JUNIOR, 2005).

Pelos resultados descritos na Tabela 22 nota-se a baixa concentração odorante do ar coletado à jusante do experimento piloto para as duas velocidades de ar analisadas (entre 101 e 128 UO/m³), mostrando a independência desta variável, e também corroborando aos valores relatados por Ranzi, (2009), 102 e 101 UO/m³.

Mesmo que não tenham sido realizadas repetições da análise da concentração odorante em condições climáticas diferentes, os resultados obtidos coincidem com a observação de Bondon *et al.* (1994), de que devido à oxidação de compostos odorantes no líquido durante o tratamento por evaporação com painéis, a percepção olfativa do efluente é praticamente nula.

6.4 Aplicabilidade em escala real

Foram comparadas vazões de aterros sanitários afim de mostrar a aplicabilidade da tecnologia estudada em escala real, com a configuração da maior eficiência, ou seja, temperatura pós resistência de 40°C e velocidade do ar de 6,0 m/s.

Tabela 23: Vazões de aterros sanitários

Aterro Sanitário	Vazão (m³)	Quantidade de Evaporadores	
Aparecida de Goiânia	16,31	46	[1]
Muribeca (Recife)	432	1224	[2]
Morro do Céu (Niterói)	116.640	330425	[3]
Caximba (Curitiba)	20.000	56657	[4]

[1] Silva e Ferreira, (2005)

[2] Prefeitura de Recife, (2011)

[3] Águas de Niterói, (2011)

[4] Ministério Público do Paraná, (2011)

Para aterros com pequenas vazões, como o de Aparecida de Goiânia, a tecnologia é indicada pela pequena quantidade de evaporadores, que pode ser menor tendo em vista que, se trata de uma cidade que se situa no Centro Oeste brasileiro onde a média da temperatura é alta e a umidade é baixa, se comparando a umidade desértica durante o inverno.

Para aterros com médias e grandes vazões a quantidade de evaporadores é alta chegando a 330425, como no caso do aterro do Morro do Céu localizado em Niterói. Cabe ressaltar que as condições climáticas das cidades onde estes aterros estão localizados, são diferentes de Florianópolis, o que pode diminuir ou aumentar a quantidade de evaporadores. Uma alternativa plausível, para estes aterros seria a combinação da recirculação do lixiviado no próprio aterro com lagoas de estabilização e os evaporadores, diminuindo assim a quantidade dos mesmos.

7. ANÁLISE FINANCEIRA DA TECNOLOGIA ESTUDADA

Nesta etapa buscou-se estimar os custos de implantação e operação do experimento piloto de evaporação de lixiviados. O experimento foi construído durante o mês de junho de 2010 e sua operação teve início em 17 de fevereiro de 2011 durando até o dia 31 de maio de 2011. As Tabelas 23 e 24 discriminam os custos de implantação e operação do experimento piloto. Cabe ressaltar que alguns equipamentos foram reutilizados de outros experimentos do LARESO.

Tabelas 24 – Implantação do experimento piloto

Descrição	Quantidade	Valor Unitário	Valor Total
Torre Resfriamento	1	R\$ 15.000,00	R\$ 15.000,00
Adaptações Torre	*	R\$ 15.000,00	R\$ 15.000,00
Caixa d'água 5.000 L	1	Reutilizada	*
Caixa d'água 100 L	1	Reutilizada	*
Bomba centrífuga 1/2 cv	1	Reutilizada	*
Computador	1	Reutilizado	*
Balança	1	R\$ 300,00	R\$ 300,00
Total			R\$ 30.300,00

Levando em conta que o sistema funcionou 8 horas/dia durante 19 dias, mais três dias em regime permanente resultando em 72 horas, a média mensal de funcionamento do sistema foi de 56 horas.

Tabelas 25 – Operação do experimento piloto

Descrição	Nº horas de operação/mês	Potência [KW]	Custo de energia [R\$/KWh]	Valor total
Bomba centrífuga 1/2 cv	56	0,378	0,18218	R\$ 3,86
Ventilador 1/2 cv	56	0,378	0,18218	R\$ 3,86
Resistência 1	30	3,0	0,18218	R\$ 16,40
Resistência 2	26	3,0	0,18218	R\$ 14,20
Computador	56	0,018	0,18218	R\$ 0,20
Balança	56	0,00016	0,18218	R\$ 0,0002
Total mensal				R\$ 38,52
Custo total experimento piloto				R\$ 154,20

Com base nas Tabelas acima, o custo total de implantação e operação do experimento foi de R\$30.300,00. Os custos de operação se referem à energia elétrica consumida para o funcionamento da bomba, ventilador, resistências, computador e balança contidos no sistema que foram de R\$ 154,20.

O sistema não solicita mão-de-obra especializada, logo os profissionais responsáveis pela operação do aterro sanitário poderão realizar as operações de limpeza e manutenção dos componentes do sistema, tais como a limpeza da bomba centrífuga, dos aspersores, e do painel evaporativo.

8. CONCLUSÕES

Durante os 4 meses foi possível verificar que a técnica de evaporação natural com painéis em sistemas fechados se mostrou eficiente e que, mesmo tendo sido implementada em uma região com umidade relativa do ar elevada e grandes variações de temperatura como Florianópolis, os resultados obtidos se mostraram satisfatórios.

Testes específicos destinados a caracterizar o lixiviado bruto indicaram que o mesmo é proveniente de um aterro velho confirmado pelos valores de pH perto da neutralidade, baixa relação DBO/DQO, fase metanogênica predominante, evidenciando assim sua recalcitrância.

As características climáticas mais significativas ao processo de evaporação com painéis em sistemas controlados são a velocidade do vento, seguida pela umidade relativa do ar. A temperatura, ainda que não tenha resultado significativa na análise estatística em questão, possui uma relação proporcional à evaporação. Desta forma, locais com baixos índices de umidade relativa do ar e elevadas temperaturas podem ser mais indicados à implementação desta tecnologia.

Aliás em regiões com altas temperaturas, a tecnologia estudada terá um custo menor ao apresentado aqui, já que dispensa as resistências aquecedoras que são os equipamentos de maior consumo energético do sistema. Todavia, a tecnologia pode ser bastante útil em regiões subtropicais, como no caso de Florianópolis.

A dispersão de microrganismos no ar foi significativa apenas a 1,5 metros da saída do duto, diminuindo consideravelmente conforme esta distância aumenta. A uma distância de 6 metros do perímetro do piloto experimental a presença de unidades formadoras de colônias (UFC) é similar àquelas dos locais que não se encontram sob a influência do sistema.

O ensaio olfatométrico realizado indicou que a percepção olfativa é baixa no entorno do experimento. Por ter sido realizada apenas uma análise, esse resultado pode não ser representativo da realidade no período estudado. Não obstante, ao longo dos 3 meses de estudo com a evaporação do lixiviado não foram registradas reclamações em relação à presença do experimento, apesar de estar inserido em uma área do campus onde há uma intensa circulação de pessoas.

Ainda que os ensaios tenham sido pontuais, os fatores ambientais analisados indicam indícios de baixo impacto ambiental onde o sistema está inserido. Aliás, geralmente o tratamento de lixiviados de aterro sanitário é

realizado in loco, desta maneira, a tecnologia proposta não atribuiria impacto maior do que aquele gerado pela presença do próprio aterro sanitário.

De maneira geral, o sistema é de simples operação, podendo ser monitorado pelo próprio operador do aterro sanitário. Esta tecnologia em aterros sanitários pode ser explorada como alternativa ou complementação aos sistemas de tratamento de lixiviados, visando um manejo mais eficiente destes efluentes.

9. CONSIDERAÇÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir deste trabalho destaca-se que um dos fatores mais importantes a ser considerados no planejamento de experimentos pilotos é a exigência de tempo para a implementação e operação dos mesmos, já que isto pode comprometer a quantidade de ensaios a serem realizados.

Para um gasto energético menor recomenda-se, para estudos futuros, a implantação desta tecnologia em regiões com baixos valores de umidade relativa do ar e com temperaturas mais elevadas, onde o potencial da evaporação se apresentará mais elevado, sem a utilização das resistências, que são os equipamentos de maior consumo energético do sistema. A demanda energética do sistema pode ser suprida também por meio de alternativas como a energia solar e/ou a energia gerada a partir da captação do biogás do próprio aterro.

Devido aos aspersores serem os encarregados de distribuir o lixiviado por todo o painel evaporativo, um maior número dos mesmos ou o emprego de aspersores do tipo agrícola poderia contribuir com um aumento da eficiência do sistema.

Outro aspecto que deve ser levado em conta são as condições de salubridade do ambiente de trabalho no qual estão inseridos os operadores, já que uma das deficiências anotadas no presente trabalho foi o tipo de traslado do lixiviado entre os reservatórios.

Uma avaliação mais consistente do impacto ambiental do sistema poderia ser obtida através de medições de compostos voláteis, microrganismos e odores realizadas de forma periódica e constante.

Finalmente, para pesquisas futuras que visem a utilização do mesmo experimento piloto, se recomenda, com base nas dificuldades encontradas, o uso de sensores na balança de modo a facilitar a leitura durante os ensaios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 7 p., 1992.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: Resíduos sólidos**, Rio de Janeiro, 48 p. 2004.
- AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. **Landfill leachate pretreatment by coagulation - flocculation**. Water Research, v. 31, n. 11, p. 2775-2782, 1997.
- BAHÉ, J. M. C. F., **Estudo da evaporação de lixiviados de aterro sanitário como alternativa tecnológica de tratamento: testes em bancada**. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.
- BELLI FILHO, P., SILVA, G. P., SANTO, C. L., DE MELO LISBOA, H., CARMO JUNIOR, G.N. **Avaliação de impactos de odores em bacias hidrográficas com produções de suínos**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 3, pp. 252-258, 2007.
- BIDONE, F. R. A., POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 120 p. 1999.
- BIDONE, R. F. **Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados contruídos: estudo de caso – Central de Resíduos do Recreio, Minas do Leão/RS**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.
- BONDON, D., CRABOS, J. L., PIETRASANTA, Y., SAMBUCCO, J. P. **Traitment des Rejets Vinicoles par un Procédé Innovant: «l'Evaporation Forcée»**. Congrès International sur le Traitment des

Effluents Vinícolas: Actes du Colloque, 1994. ISBN 2-85362-366-1. CEMAGREF.

BRASIL. Congresso Nacional Constituinte. **Constituição Federal da República Federativa do Brasil**. Brasília, 1988.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. Publicação DOU nº 053, de 18/03/2005, p. 58-63. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>.

_____. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>.

BRUTSAERT, W. **Evaporation into the Atmosphere**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 290 p. 1982.

CALDAS, J. N., LACERDA, A. I., VELOSO, E., PASCHOAL, L. C. M. **Internos de Torres Pratos & Recheios**. EDUERJ, 466 p. 2003.

CARMO JUNIOR, G. N. **Otimização e avaliação de metodologias olfatométricas voltadas ao saneamento ambiental**. 186 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

CARVALHO, C. M. **Odor e biodesodorização em reatores anaeróbios**. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coordenador). **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. ABES, RiMa, 294 p. Rio de Janeiro, 2003.

CASTILHOS JUNIOR, A. B., REICHERT, G. A. **Projeto, operação e monitoramento de aterros sanitários**. CASTILHOS JR, A. B. (Coordenador). 92 p. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

CHEN, S., SUN, D., CHUNG, J. **Simultaneous removal of COD and ammonium from landfill leachate using an anaerobic-aerobic moving-bed biofilm reactor system**. Waste Management, v. 28, n. 2, p. 339–346, 2008.

CHRISTENSEN, J. B., JENSEN, D. L., GRON, C., FILIP, Z., CHRISTENSEN, T. **Characterization of dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater**. Water Research. v. 32 (1), p. 125-135, 1998.

CHRISTENSEN, T. H., KJELDSEN, P., BJERG, P. L., JENSEN, D. L., CHRISTENSEN, J. B., BAUN, A., ALBRECHTSEN, H. J., HERON, G. **Biogeochemistry of landfill leachate plumes**. Applied Geochemistry, v. 16, n. 7-8, p. 659–718, 2001.

CRICHTON, N. J. **Information point: Kendall's Tau**. Journal of Clinical Nursing, 10, pp. 707-715. Blackwell Science Ltd., 2001.

DUARTE, E. A., NETO, I. **Otimização do Fenômeno Evaporativo como Meio de Tratamento de Efluentes Vinícolas**. Anais da 1ª Jornada sobre Tratamento de Efluentes Vinícolas. Universidade do Minho – Portugal – 7 e 8 de novembro de 1994.

Evaporation Phenomenon as a Waste Management Technology.

Water Science Technology, v.33, n. 8, p.53-61. Elsevier Science Ltd., 1996.

EDEN, R. **Removal of ammonia from leachate in Hong Kong**. Organics Ltd, The Barclay Centre, University of Warwick Science Park, Coventry, CV4 7EZ, United Kingdom, 2001. Disponível em: www.organics.com. Acesso em abril de 2011.

- EL FADEL, M., DOUSEID, E., CHAHINE, W., ALAYLIC, B. **Factors influencing solid waste generation and management.** Waste Management. v. 22, p. 269 - 276, 2002.
- ETTALA, M. **Full-Scale Leachate Treatment Using New Evaporation Technology.** Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management, v. 2, n. 2, 1998.
- EVAPCOOLER. **Evaporação Resfriativa.** Disponível em: http://www.evapcooler.com.br/Manual_Usuario.pdf. 2006. Acesso em maio de 2011.
- FENT, K. **Ecotoxicological problems associated with contaminated sites: Review.** Toxicology Letters. v. 12, p. 1-13, 2003.
- FINK, R. G., HART, J. **Wastewater Evaporation 101. A Review of Wastewater Evaporators from Roman Times to the Latest Technology.** Pollution Engineering, v. 1, n. 2, p. 15-17. 2001.
- FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2003.
- FOUST, A. S., WENZEL, L. A., CLUMP, C. W. MAU, L. **Princípios das Operações Unitárias.** 2º Edição. 670 p. 1982.
- FRASCARI, D., BRONZINI, F.; GIORDANO, G., TEDIOLI, G., NOCENTINI, M. **Longterm characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill.** Chemosphere, v. 54, n. 3, p. 335-343, 2004.
- GIRALDO, E. **Tratamiento de Lixiviados de Rellenos Sanitarios: Avances Recientes.** Revista de Ingeniería, Universidad de Los Andes, v. 14, p. 44-55, 2001.

- GIORDANO, G., PIRES, J. C. A., FERREIRA, J. A., RITTER, E., CAMPOS, J. C., ROSSO, T. C. A. **Tratamento do Chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho –Rio de Janeiro – Brasil.** In Anais do XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México, 2002.
- GIUST, E.; VISINTIN, D.; DEL PICCOLO, C. **A combination of cogeneration of evaporation and membrane technique for landfill leachate treatment.** Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy, 2007.
- HEWITT, G. F., SHIRES G. L., BOLT T. R. **Process Heat Transfer.** CRC Press Inc., Londres, 1993.
- IBAM. Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos.** 2001. Disponível em <http://www.resol.com.br/cartilha4/manual.pdf>. Acesso em maio de 2011.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2000.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27032002pnsb.shtm>. Acesso em março de 2011.
- _____. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008.** Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf. Acesso em março de 2011.
- ILHAN, F.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M. T. **Treatment of leachate by eletrocoagulation using aluminium and iron electrodes.** Journal of Hazardous Materials, v. 154, n. 1-3, p.381-389, 2008.
- IM, J. H.; WOO, H. J.; CHOI, M. W.; HAN, K. B.; KIM, C. W. **Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system.** Water Research, v. 35, n. 10, p. 2403-2410, 2001.

- INCROPERA F. P.; DE WITT D. P. **Fundamentos de Transferência de Calor e Massa**, 4º ed, 494 p. 1998.
- JORGE, J. A. S. C. **Análise em instalação piloto da dispersão de microrganismos, compostos orgânicos voláteis e aspectos toxicológicos no tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa, 2008.
- JUCÁ, J. F. T. **Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas**. Painel 2: Aterros Sanitários. 10º Silubesa - Simpósio Luso-brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Braga, Portugal – 16 a 19 de setembro de 2002.
- KANG, K.; SHIN, H. S.; PARK, H. **Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications**. Water Research, v. 36, n. 16, p. 4023–4032, 2002.
- KJELDSEN, P.; CHRISTOPHERSEN, M. **Composition of leachate from old landfills in Denmark**. Waste Management & Research, v. 19, n.3, p. 249-256, 2001.
- KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. **Present and long-term composition of municipal solid leachate**. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.
- LO, I. M. C. **Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills**. Environmental International, v. 22, n. 4, p. 433–442, 1996.
- MAIA, C. M. B. F. **Acompanhamento do processo de compostagem da serragem de Pinus taeda pelas características químicas e espectroscópicas das substâncias húmicas em formação**. Tese (Doutorado em Química), Universidade Federal de Paraná, Curitiba, 2003.
- MARKS, A. L.; LUTHY, R. G.; DIWEKAR, U. M. **Semi-Continuous Evaporation Model for Leachate Treatment Process Evaluation**. Environmental Progress, v. 13, n. 4, p. 278-289, 1994.

- MÁXIMO, V. A. **Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis.** 186 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.
- MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A., FARQUHAR, G. J. **Solid Waste Landfill – Engineering and Design.** Prentice Hall, Inc. p. 521, 1995.
- MCGINLEY, C. M., MCGINLEY. M. A. **Odor Evaluation Fundamentals and Applications for Indoor Air Quality Research.** The First NSF International Conference on Indoor Air Health. Denver, CO: 3-5 May 1999.
- MORAIS, J. L. **Estudo da potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, isolados e integrados com processos biológicos Tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário.** 229 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Departamento de Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PA, 2005.
- NAGALI, A. **Diagnóstico e Avaliação dos Impactos Ambientais de Aterros de Disposição de Resíduos no estado do Paraná – Estudo de Caso dos Municípios de Jacarezinho e Barra do Jacaré.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental), Universidade Federal de Paraná, Curitiba, PA, 2005.
- ÖMAN, C. B., JUNESTEDT, C. **Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds.** Waste Management & Research, v. 28, n. 10, p. 1876-1891, 2008.
- OMNI - Grupo Industrial de Equipamentos Ltda. **Torres de Resfriamento de Água.** Elaborado para Stringal Equipamentos Industriais Ltda. 1989. Disponível em: http://www.omnigrupo.com.br/pdf/apostila_omni.pdf.
- QASIM, S. R., CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate - Generation, Control and Treatment.** EUA: Technomic, 323 p. 1994.
- RANZI, B. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por evaporação natural com painéis: estudo em escala piloto.** 107 f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2009.

RENOU, S., GIVAUDAN, J. G., POULAIN, S., DIRASSOUYAN, F., MOULIN, P. **Landfill leachate treatment: review and opportunity**, Journal of Hazardous Materials, v. 150, pp. 468-493, 2008.

ROHERS, F. **Tratamento Físico-Químico de Lixiviado de Aterro Sanitário por Filtração Direta Ascendente**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2007.

ROSA, E., DE MELO LISBOA, H. **Dispersão de Aerossóis no Sistema de Tratamento de Esgotos por Lodo Ativado na ETE Florianópolis - SC**. Revista de Estudos Ambientais, Blumenau - SC, v. 7, n. 1, p. 26-38, 2005.

SALEM, Z., HAMOURI, K., DJEMAA, R., ALLIA, K. **Evaluation of landfill leachate pollution and treatment**. Desalination, v. 220, p.108–114, 2008.

SAURY, D., HARMAND S. E, SIROUX M. **Experimental Study of Flash Evaporation of a Water Film**. International Journal of Heat and Mass Transfer, v. 45, p. 3447-3454, 2001.

SAVAGE, G. M.; DIAZ, L. F.; ERBISTI, A.; CHIUMENTI, A. **Performance of a low-cost, efficient leachate evaporator**. Proceedings Sardinia 2007, Eleventh International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italia – 1 a 5 de outubro de 2007.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. **Caracterização do Chorume do Aterro Sanitário de Bauru**. Anais do 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – AIDIS, Porto Alegre, 2000.

SILVA, A. C. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade**. 117 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) - Escola de

Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE - Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, A. C., DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR, G. L. **Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate.** Chemosphere, v. 54, n. 2, p. 207-214, 2004.

SILVA, C. L.; SEGATO, L. M. **Tratamento de Líquidos Percolados por Evaporação Através do Aproveitamento de Gás de Aterros Sanitários.** Anais do 28º Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancun, 2002.

SILVA, F. B. **Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários.** Dissertação (Mestrado em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

SILVA, J. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série: estudo em escala piloto.** 199 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2007.

SONG M., STEIFF, A. WEINSPACH P. M. **Parametric Analysis of Direct Contact Evaporation Process in a Bubble Column.** International Journal of Heat and Mass Transfer, v. 41, n. 12, p. 1749-1758, 1998.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”).** 371 p. – Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2009.

SOUZA, G. DE. **Monitoramento de Parâmetros qualitativos e quantitativos de líquidos percolados de aterro sanitários – Estudo em piloto experimental.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC, 2005.

- SUN, G., HEWITT, G. F. **Evaporation and Condensation of Steam-Water in a Vertical Tube.** Nuclear Engineering and Design. v. 207, p.137-145, 2001.
- TATSI, A. A., ZOUBOULIS, A. I., MATIS, K. A., SAMARAS, P. **Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates.** Chemosphere, v. 53, n. 7, p. 737-744, 2003.
- TCHOBANOGLOUS, G., THEISEN, H., VIRGIL, S. **Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues.** New York: McGraw-Hill, Inc. 978 p. 1993.
- TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F.L., STENSEL. H.D. Meltcalf & Eddy, Inc.'s **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse**, 4th Edition. McGraw-Hill, Inc., New York. 1819 p. 2003.
- TELLES, C. A. S. **Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário.** 130 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) –: Universidade Federal de Rio de Janeiro / COPPE, Rio de Janeiro, 2010.
- TIMUR, H.; ÖZTURK, I. **Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate.** Water Research, v. 33, n.15, p. 3225-3230, 1999.
- VIEIRA, F. J. **Avaliação de Odores em Aterros Sanitários.** 66 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2007.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 3º ed., v.1, 452 p. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2005.
- WAARA, S., ALLARD, A. S., E. K. M., SVENSON, A. **Chemical and toxicological characterization of landfill leachate after treatment in a pilot scale plant using different treatment methods.** Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy, 2003.

WICHITSATHIAN, B. **Application of Membrane Bioreactor systems for Landfill Leachate Treatment**, Ph D Dissertation, School of Environment, Resources and Development, Asian Institute of Technology, Thailand, 2004.

WU, J. J., WU, C. C., MA, H. W., CHANG, C. C. **Treatment of landfill leachate by ozonebased advanced oxidation processes**. Chemosphere, v. 54, n. 7, p. 997-1003, 2004.

YANG, Z., ZHOU, S. **The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system**. Chemosphere, v. 72, n. 11, p. 1751-1756, 2008.