

**Universidade Federal de Santa Catarina
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**ANÁLISE EM INSTALAÇÃO PILOTO DA DISPERSÃO DE
MICRORGANISMOS, COMPOSTOS ORGANICOS VOLÁTEIS
E ASPECTOS TOXICOLÓGICOS NO TRATAMENTO DE
LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS**

JOSÉ AUGUSTO SANTOS DE CASTRO JORGE

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
SETEMBRO/2008**

**Universidade Federal de Santa Catarina
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**ANÁLISE EM INSTALAÇÃO PILOTO DA DISPERSÃO DE
MICRORGANISMOS, COMPOSTOS ORGANICOS VOLÁTEIS
E ASPECTOS TOXICOLÓGICOS NO TRATAMENTO DE
LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS**

JOSÉ AUGUSTO SANTOS DE CASTRO JORGE

**Trabalho apresentado à Universidade
Federal de Santa Catarina para Conclusão
do Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental**

**Orientador:
Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Júnior**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
SETEMBRO/2008**

**Universidade Federal de Santa Catarina
Centro Tecnológico
Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental**

**ANÁLISE EM INSTALAÇÃO PILOTO DA DISPERSÃO DE
MICROORGANISMOS, COMPOSTOS ORGANICOS VOLÁTEIS E
ASPECTOS TOXICOLÓGICOS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE
ATERROS SANITÁRIOS**

JOSÉ AUGUSTO SANTOS DE CASTRO JORGE

**Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos
para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental**

BANCA EXAMINADORA

**Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Júnior
(Orientador)**

**Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Júnior
(Membro da Banca)**

**Prof. Dr. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto
(Membro da Banca)**

**FLORIANÓPOLIS, (SC)
SETEMBRO/2008**

RESUMO

A produção de resíduos está associado à vida cotidiana, pois quase todas as atividades do Homem produzem resíduos. A disposição adequada dos resíduos sólidos deve ser realizada em um aterro sanitário.

O tratamento do lixiviado de aterro sanitário é um dos grandes desafios sanitários dos dias de hoje. Os lixiviados são o resultado da percolação da água de chuva e da água que é liberada durante o processo de decomposição dos resíduos. O lixiviado é um efluente de difícil degradabilidade, composto por altas concentrações de matéria orgânica, inorgânica, substâncias recalcitrantes, metais e outros produtos tóxicos com alto potencial nocivo, tornando-se um efluente altamente tóxico e de difícil tratamento. Vários autores recomendam a utilização de processos biológicos e físico-químicos combinados a fim de promover a depuração desse efluente. Uma das técnicas emergentes de tratamento é a evaporação, que consiste na transformação da fração líquida dos lixiviados para as fases gasosa e sólida, cujo funcionamento se baseia, fundamentalmente, na utilização de três parâmetros climáticos (vento, umidade relativa, e temperatura). Através deste processo, elimina-se o problema das descargas nos meios receptores naturais, obtendo-se, como único subproduto, uma fracção sólida de fácil manuseamento e com potencial utilização agrônômica.

Foi montado um piloto de campo, composto por um conjunto de tanques, aspersores e de um painel evaporativo de elevada área específica, sobre o qual o lixiviado foi pulverizado, intensificando assim a superfície de contato entre o ar e o líquido, favorecendo as condições para que ocorresse a evaporação.

Identificaram-se as possíveis emissões de compostos orgânicos voláteis resultantes da evaporação do lixiviado, bem como a dispersão de microrganismos no meio envolvente ao piloto. Avaliou-se a eficiência do evaporador no que diz respeito ao tratamento do lixiviado, em termos físicos, químicos e biológicos.

Verificou-se que junto ao piloto experimental a probabilidade de se encontrar compostos orgânicos voláteis era maior face à amostra coletada a 15 metros de distância do piloto. Além disto, verificou-se que a dispersão dos microrganismos na envolvente do piloto, ocorre apenas numa área máxima de 7 a 8 metros em redor do piloto, sendo que a partir desta distância este não influencia a qualidade do ar do

meio ambiente. O fenômeno de evaporação permitiu uma melhoria na qualidade do lixiviado presente no tanque de evaporação, em termos de toxicidade, como também em relação a outros parâmetros de natureza física e química, como por exemplo, a amônia, o nitrogênio total de Kjeldhal, o oxigênio dissolvido, e a demanda bioquímica de oxigênio,

Palavras Chave - Evaporação, Lixiviado, Piloto, Tratamento, Impacto Ambiental

ABSTRACT

The production of waste is associated with daily life, because almost all human activities produce waste. The proper disposal of solid waste must be held in a landfill.

The treatment of landfill leachate is one of the major current health challenges. The leachate is the result of the percolation of water rain and water that is released during decomposition of waste. The leachate is a effluent with a low degradability, composed by high organic matter concentrations, inorganic, recalcitrant substances, toxic metals and other products with high potential harmful, becoming a highly toxic effluent and difficult to treat. Several authors recommend the biological processes and physical-chemical combination to promote the purification of effluent. One of the emerging techniques of treatment is evaporation, which is the transformation of the leachate liquid fraction in gas and solid, whose operation is based, fundamentally, in the use of three climate parameters (wind, relative humidity and temperature). Through this process of treatment, the problem of discharges can be eliminate in natural resources receivers, obtain, as a only product, a solid fraction easy to handle and use as potential agronomic.

A pilot-field was build, composed by a number of tanks, sprinklers and a high evaporative specific area panel, where the leachate was sprayed. This enhancing the surface of contact between air and liquid, improving the conditions for the evaporation.

Have been identified possible emissions of volatile organic compounds from the leachate evaporation, and the microorganisms dispersal around the pilot. For the leachate treatment, the evaporator efficiency was evaluated in physical, chemical and biological terms.

The probability of finding volatile organic compound was higher in pilot field against the samples collected at 15 metres from the pilot. However, microorganisms dispersion around the pilot, occurs in a maximum of 7 to 8 meters. From this distance it does not affect the air quality of the environment. The evaporation phenomenon allowed an improvement in leachate quality in terms of toxicity, and other parameters, such ammonia, Total Kjeldhal Nitrogen, dissolved oxygen and biochemical oxygen demand.

Key Words - Evaporation, leachate, Pilot, Treatment, Environmental Impact

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	IV
LISTA DE TABELAS.....	V
LISTA DE TABELAS.....	V
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	VI
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. JUSTIFICATIVA.....	12
3. OBJETIVOS	12
3.1. Objetivo geral	12
3.2. Objetivos específicos	12
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
4.1. Resíduos Sólidos Urbanos	13
4.1.1. Classificação dos resíduos sólidos.....	14
4.1.1.1. Quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio.....	14
4.1.1.2. Quanto à natureza ou origem.....	15
4.1.2. Características dos resíduos sólidos.....	16
4.1.3. Aspectos legais e normativos.....	19
4.1.4. Tratamento dos resíduos sólidos urbanos	20
4.1.5. Destino final dos resíduos sólidos urbanos.....	22
4.1.5.1. Aterros Sanitários	24
4.1.6. Degradação dos resíduos sólidos urbanos	28
4.1.6.1. Degradação microbiológica dos resíduos	30
4.1.7. Impactos Ambientais dos aterros sobre o meio ambiente.....	35
4.2. Produção de lixiviados e de biogás em aterros sanitários.....	37
4.2.1. Produção de biogás	37
4.2.2. Produção de lixiviados.....	39
4.2.2.1. Características dos lixiviados.....	39
4.3. Técnicas de tratamento de lixiviados.....	46
4.3.2. Processos Biológicos	47

4.3.2.1.	Recirculação dos lixiviados nos aterros sanitários	48
4.3.2.2.	Lodos ativados	49
4.3.2.3.	Lagoas de estabilização	49
4.3.2.4.	Filtros Biológicos.....	50
4.3.2.5.	Sistema Anaeróbio.....	51
4.3.2.6.	Processos aeróbios/anaeróbios.....	51
4.3.2.	Tratamento Físico-Químico.....	51
4.3.2.1.	Adsorção	52
4.3.2.2.	Adsorção Coagulação/Floculação/Sedimentação	53
4.3.2.3.	Precipitação Química.....	53
4.3.2.4.	Processos empregando membranas	53
4.3.2.5.	Remoção de poluente por arraste com ar (air stripping).....	54
4.3.2.6.	Oxidação química	54
4.3.2.7.	Evaporação.....	54
4.3.5.7.1.	Evaporação natural de lixiviado.....	55
4.3.5.7.2.	Estudo do Impacto de painéis de evaporação sobre o meio ambiente	57
4.4.	Ecotoxicologia e Toxicologia Ambiental	59
4.4.2.	Testes de toxicidade aguda	60
4.5.	Compostos Orgânicos Voláteis.....	62
4.5.2.	Impactos dos COV.....	63
5.	METODOLOGIA.....	65
5.1.	Coleta e caracterização dos lixiviados	65
5.1.2.	Caracterização do local da coleta dos lixiviados	65
5.2.	Caracterização do piloto experimental	67
5.2.2.	Descrição do piloto	67
5.2.2.	Evaporação natural	69
5.2.2.1.	Parâmetros físicos no fenômeno de evaporação	70
5.3.	Parâmetros monitorados	72
5.3.2.	Lixiviados	72
5.3.2.1.	Análises Físico-Químicas	73
5.3.2.2.	Metodologia do Teste de Ecotoxicidade Aguda.....	74

5.3.2.	Ar	77
5.3.2.1.	Compostos Orgânicos Voláteis.....	77
5.3.5.1.1.	Análise química por adsorção no piloto experimental.....	77
5.3.2.2.	Dispersão de microrganismos no ambiente	82
6.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	85
6.1.	Caracterização do Lixiviado Bruto	85
6.1.2.	Características Físico-Químicas	85
6.1.2.	Testes de Toxicidade Aguda.....	88
6.2.	Caracterização do Lixiviado do tanque de evaporação	88
6.2.2.	Características Físico-Químicas	88
6.2.2.	Testes de Toxicidade Aguda.....	91
6.3.	Lixiviado Bruto vs Lixiviado Tratado	92
6.4.	Dispersão de Microrganismos na envolvente do piloto.....	94
6.5.	Compostos Orgânicos Voláteis.....	95
7.	CONCLUSÕES	99
8.	RECOMENDAÇÕES	100
	ANEXOS	112

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Unidade de destino final do lixo coletado	23
Figura 2 – Corte da seção de um aterro sanitário	25
Figura 3 – Principais impactos resultantes da disposição dos resíduos em aterro.....	29
Figura 4 – Fluxograma do processo de decomposição anaeróbia dos RSU	33
Figura 5 – Imagem do piloto experimental de tratamento de lixiviados por evaporação natural	67
Figura 6 - Esquema do piloto experimental de tratamento de lixiviados por evaporação natural	68
Figura 7 - Variação dos parâmetros físicos no fenômeno de evaporação com painéis evaporativos	72
Figura 8 – Sonda multipâmetros.....	74
Figura 9 – Esquema do teste de toxicidade aguda com <i>Daphnia magna</i>	75
Figura 10 – Exemplo de montagem de um teste de toxicidade aguda.....	76
Figura 11 - Esquema de amostragem de COV	79
Figura 12 - Equipamento de análise dos COV: dessorção térmica automática (DTA), cromatógrafo gasoso (CG), espectrômetro de massa (EM).....	80
Figura 13 – Caminho dos compostos do cartucho à coluna	80
Figura 14 – Esquema da disposição das placas de petri no piloto experimental	84
Figura 15 – Mapa da dispersão de bactérias na envolvente do piloto (gráfico obtido pelo programa Surfer).....	94
Figura 16 – Cromatograma da amostra coletada junto ao piloto experimental	95
Figura 17 - Cromatograma da amostra coletada a 15 metros de distancia do piloto experimental no sentido Noroeste.....	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação dos resíduos sólidos urbanos.	15
Tabela 2 - Composição gravimétrica do lixo de alguns países.....	16
Tabela 3 – Comparação entre os Aterros e os Lixões.....	27
Tabela 4 – Efeitos da actividade microbiológica sobre resíduos sólidos urbanos.....	31
Tabela 5 – Composição clássica do Biogás	38
Tabela 6 – Composição dos lixiviados de aterros sanitários, valores em faixa. (.....	43
Tabela 7 – Composição de lixiviados de aterro sanitário em função da idade.....	45
Tabela 8 – Principais características fisico-químicas do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu	66
Tabela 9 – Parâmetros e respectivos métodos de análise do lixiviado.	73
Tabela 10 – Detalhes da amostragem de COVs	81
Tabela 11 – Características dos adsorventes empregados	82
Tabela 12 - Resultados da caracterização do lixiviado bruto.	85
Tabela 13 – Resultados dos testes de toxicidade para o lixiviado bruto.....	88
Tabela 14 - Estimativa do efeito tóxico com base nos valores de Fator de Diluição	88
Tabela 15 - Resultados do lixiviado do tanque de evaporação.....	89
Tabela 16 – Resultados dos testes de toxicidade aguda no lixiviado do tanque de evaporação	91
Tabela 17 – Comparação de diversos parametros entre o lixiviado bruto e o do tanque de evaporação.....	92
Tabela 18 – Relação dos compostos encontrados no cartucho para a amostra coletada junto ao piloto experimental	96
Tabela 19 – Relação dos compostos encontrados no cartucho para a amostra coletada a 15 metros de distância do piloto no sentido Noroeste.	97

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

% - Porcentagem

Ca – Cálcio

CE(1)50 – Concentração Efetiva Inicial Mediana

CEA – Coordenadoria de Educação Ambiental

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CG – Cromatografia Gasosa

CH₃COOH – Ácido acético

CH₄ – Metano

Cl⁻ - Cloretos

CNTP – Condições Normais de Temperatura e Pressão

CO – Monóxido de Carbono

CO₂ – Dióxido de Carbono

CO₃⁻² – Carbonato

CONAMA – Conselho Nacional do meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DT – Dessorção Térmica

DTA – Dessorção Térmica Automática

EH – Potencial Redox

EM – Espectrometria de Massa

FATMA - Fundação do Meio Ambiente

FD – Fator de Diluição

H₂ – Hidrogênio

H₂O – Água

H₂S – Sulfureto de Hidrogênio

HCO₃⁻ - Bicarbonato

IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal

kKJ - KiloJoule

Km – Kilometro
LABTOX – Laboratório de Ecotoxicologia Ambiental
Mg – Magnésio
N₂ – Nitrogênio
NBR – Norma Brasileira
NH₃ – Amônia
NH₄⁺ - Amônio
N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal
NTK - Nitrogênio total Kjeldhal
O₂ – Oxigênio
PCI - Poder Calorífico Inferior
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
S⁻² – Sulfeto
SETAC Brasil – Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia
SF – Sólidos Fixos
SO₄⁻² – Sulfato
ST – Sólidos Totais
SV – Sólidos Voláteis

1. INTRODUÇÃO

A produção de resíduos é um factor que está associado à vida quotidiana, pois quase todas as atividades do Homem produzem resíduos, sendo o seu volume e as suas características, um reflexo das condições de vida das populações (RODRIGUES, 2007).

Os resíduos fazem parte da natureza, mas, com o crescimento populacional, as modificações económicas e o desenvolvimento industrial crescente, houve um aumento acelerado da produção de resíduos, principalmente aqueles que não se decompõem facilmente na natureza (ALMEIDA, 2003)

Em geral, a sociedade não se preocupa como os resíduos produzidos são dispostos e tratados, desejando sempre que sejam feitos longe do seu alcance de vista, uma vez que produzem maus odores e têm um aspecto desagradável (RODRIGUES, 2007)

Pela legislação federal (Decreto n° 49.974-A de 21/01/61 – Código Nacional de Saúde – Art. 40) cabe aos governos municipais a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição final dos resíduos sólidos urbanos (entendido como resíduos sólidos urbanos domiciliares, comercial e público) produzidos no município, em condições que não tragam malefícios ou inconvenientes à saúde, ao bem estar público e à estética.

Os principais sistemas de disposição final de resíduos no Brasil, apesar de muitos não serem considerados sanitariamente adequados são:

- Descarga a céu aberto ou lixão,
- Aterro controlado (lixão controlado) e
- Aterro sanitário.

A disposição adequada dos resíduos sólidos deve ser realizada em um aterro sanitário. Este deve ser implantado em locais específicos, caracterizados por grandes áreas e a certa distância de zonas urbanas (RODRIGUES, 2007).

Desta forma, o aterro sanitário constitui uma forma de destinação final de resíduos, amplamente utilizada em todo o mundo em virtude da sua simplicidade de execução, do seu baixo custo, e da sua capacidade de absorção diária de grande

quantidade de resíduos quando comparadas às restantes formas de disposição final dos resíduos. Contudo, existem diversos fatores limitantes a esta prática, como por exemplo, a redução da disponibilidade de áreas próximas aos centros urbanos, os riscos ambientais associados à infiltração do lixiviado e a emissão não controlada de biogás. (ENSINAS, 2003).

Os lixiviados ou as águas lixiviantes são o resultado da percolação de água, através da massa de resíduos, acompanhada de extração de materiais dissolvidos ou em suspensão (DINIS, 2007)

Os lixiviados formam-se, maioritariamente, a partir de água com origem em fontes externas tais como a precipitação, escoamentos superficiais, águas subterrâneas ou águas de nascente. Podem, ainda, ser o resultado da decomposição dos resíduos (DINIS, 2007)

A composição dos lixiviados é grandemente variável e depende, sobretudo, da idade do aterro e da fase de decomposição em que os resíduos depositados se encontram. (DINIS, 2007)

Os lixiviados são líquidos concentrados, caracterizados por pH ácido, por uma alta Demanda Química de Oxigênio (DQO), e pela presença de compostos tóxicos tais como 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 (GIORDANO, 2003).

A dificuldade do tratamento do lixiviado está relacionado com a sua alta concentração em matéria orgânica, de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal, além de componentes tóxicos como os íons metálicos. Assim, por esta razão, o tratamento dos lixiviados é fundamental para minimizar o impacto ambiental destes sobre o meio ambiente. Apesar de já existirem muitas pesquisas relacionadas com o tratamento dos lixiviados, e de muitos destes tratamentos já venham sendo aplicados, tratam-se de efluentes que ainda não tem uma metodologia de tratamento definida e de comprovada eficiência, tamanha a sua complexidade (RODRIGUES, 2007)

Uma tecnologia recente que vem sendo utilizada em muitos países com sucesso no tratamento de lixiviado é o processo de evaporação.

Neste tipo de tratamento geralmente utiliza-se a energia contida no biogás gerado no próprio aterro sanitário para evaporar o lixiviado por aquecimento. Existem já diversas tecnologias já desenvolvidas para atingir este objetivo. Estas tecnologias permitem tratar de forma combinada o total dos efluentes de um aterro sanitário (gases e lixiviado), obtendo-se assim um lodo que pode ser disposto no aterro sanitário ou utilizado na agricultura (ROE, 1998).

No entanto existem outras tecnologias que se baseiam num recente processo tecnológico, que consiste em separar a fracção sólida do efluente (por centrifugação), e eliminar, parcial ou totalmente, a fracção líquida, através de painéis de evaporação, cujo funcionamento se baseia, fundamentalmente, na utilização de três parâmetros climáticos (vento, umidade relativa, e temperatura). Através deste processo de tratamento, elimina-se o problema das descargas nos meios receptores naturais, obtendo-se, como único subproduto, uma fracção sólida de fácil manuseamento e com potencial utilização agronômica. (DUARTE, 1994)

O fenómeno da evaporação é, certamente, uma das tecnologias mais interessantes para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, principalmente em locais onde existem restrições de área disponível para a instalação da unidade de tratamento, e onde as condições climáticas, tais como a temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento, possam otimizar a evaporação natural (DUARTE, 1994).

Este trabalho realizou-se no Laboratório de Pesquisa de Resíduos Sólidos – Departamento de Engenharia Ambiental, pertencente à Universidade Federal de Santa Catarina – Florianópolis – Brasil. O trabalho em questão enquadra-se num outro trabalho já em desenvolvimento no que se refere ao tratamento de lixiviados por evaporação natural. Este trabalho já em desenvolvimento tem por objetivo tratar líquidos percolados através de um sistema compacto (Painél Evaporativo), em alternativa aos métodos usuais mais utilizados que exigem grande disponibilidade de espaço físico.

Deste modo a realização deste trabalho tem por objetivo avaliar os possíveis impactos ambientais deste experimento no meio ambiente, no que se refere a emissão de Compostos Orgânicos Voláteis, bem como à dispersão de microrganismos na envolvente do piloto experimental, bem como avaliar a

eficiência do evaporador no que diz respeito ao tratamento do lixiviado, em termos físicos, químicos e biológicos.

2. JUSTIFICATIVA

Os lixiviados produzidos em aterros sanitários são efluentes que apresentam uma grande variabilidade de características. Estão presentes em sua composição altas 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.

O fenômeno da evaporação é, certamente, uma das tecnologias mais interessantes para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Porém é necessário avaliar se ocorre ou não a transferência, de substâncias poluentes para o ar, inerente ao fenômeno evaporativo. Convém também avaliar a eficiência do evaporador no que se refere ao tratamento do lixiviado, em termos físico, químicos e biológicos.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Análise em Instalação Piloto da Dispersão de Microrganismos, Compostos Orgânicos Voláteis e Aspectos Toxicológicos no Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários

3.2. Objetivos específicos

- Avaliar a eficiência do processo de evaporação no tratamento do lixiviado em termos físicos, químicos e biológicos.
- Análises ecotoxicológicas do lixiviado bruto e do lixiviado presente no

tanque de evaporação.

- Avaliar os possíveis impactos deste experimento no meio ambiente, no que se refere a emissão de Compostos Orgânicos Voláteis, bem como à dispersão de microrganismos na envolvente do piloto experimental.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Resíduos Sólidos Urbanos

O desenvolvimento sócio-económico e a evolução dos hábitos e modos de vida gera um consumo excessivo, que conduz ao esgotamento de recursos e à geração de grandes quantidade de resíduos.

Segundo a norma brasileira NBR 10004, de 2004 – Resíduos sólidos – classificação, resíduos sólidos são:

“Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

Esta definição mostra a diversidade e complexidade dos resíduos sólidos. Os resíduos sólidos de origem urbana (RSU) compreendem aqueles produzidos pelas inúmeras atividades desenvolvidas em áreas com aglomerações humanas, abrangendo resíduos de várias origens, como residencial, comercial, de estabelecimentos de saúde, industriais, da limpeza pública, da construção civil e, finalmente, os agrícolas. Dentre os vários RSU gerados, são normalmente encaminhados para a disposição em aterros sob responsabilidade do poder municipal,

os resíduos de origem domiciliar ou aqueles com características similares, bem como os comerciais, e os resíduos da limpeza pública (ZANTA e FERREIRA, 2003).

Os RSU domésticos apresentam uma composição bastante diversificada, compreendendo desde restos de alimentos, papéis, plásticos, metais e vidro até componentes considerados perigosos por serem prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública. No caso dos resíduos comerciais, estes podem ser aceitos para coleta e disposição no aterro desde que autorizado pelas instituições responsáveis. Por outro lado os resíduos de origem não domiciliar, como por exemplo, os resíduos de serviço de saúde ou da construção civil, são igualmente da responsabilidade do gerador, estando sujeitos a legislação específica vigente (ZANTA e FERREIRA, 2003).

No entanto são resíduos que têm vindo a receber uma maior atenção por parte da sociedade, profissionais e administradores públicos, devido ao volume produzido, tornando-se um problema de poluição ambiental, que pode levar à deterioração da qualidade das águas, do solo. Além disso, existem muitas vezes limitações de espaços para disposição, principalmente nos grandes centros urbanos (AMORIM, 1996 apud RODRIGUES, 2007).

4.1.1. Classificação dos resíduos sólidos

Existem diversos tipos de classificação dos resíduos sólidos que se baseiam em determinadas características ou propriedades identificadas. A classificação é importante para a escolha da estratégia de gerenciamento mais apropriada.

4.1.1.1.Quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio Ambiente

A norma NBR 10.004, de 2004 trata da classificação de resíduos sólidos quanto a sua perigosidade, ou seja, característica apresentada pelo resíduo em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, que podem representar potencial de risco para a saúde pública e ao meio ambiente. De acordo com sua perigosidade os resíduos sólidos podem ser enquadrados como (Tabela 1).

Tabela 1 – Classificação dos resíduos sólidos urbanos (Fonte: NBR 10.004 de 2004).

<i>Classe I - Perigosos</i>	São aqueles que, em função de suas características intrínsecas de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, apresentam riscos à saúde pública através do aumento da mortalidade ou da morbidade, ou ainda provocam efeitos adversos ao meio ambiente quando manuseados ou dispostos de forma inadequada.
Classe II – Não Perigosos	São os resíduos que podem apresentar características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, com possibilidade de acarretar riscos à saúde ou ao meio ambiente, não se enquadrando nas classificações de resíduos Classe I –
IIA - Não Inertes	Perigosos ou Classe IIB – Inertes.
Classe II - Não Perigosos	São quaisquer resíduos que, quando amostrados de forma representativa, e submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a
IIB - Inertes	concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se os padrões de aspecto, cor, turbidez e sabor.

4.1.1.2.Quanto à natureza ou origem

A origem é o principal elemento para a caracterização dos resíduos sólidos. Segundo este critério, os diferentes tipos de lixo podem ser agrupados em cinco classes (IBAM, 2001):

- Lixo doméstico ou residencial
- Lixo comercial
- Lixo público

- Lixo domiciliar especial
 - Entulho de obras
 - Pilhas e baterias
 - Lâmpadas fluorescentes
 - Pneus
- Lixo de fontes especiais
 - Lixo industrial
 - Lixo radioativo
 - Lixo de portos, aeroportos e terminais rodoferroviários
 - Lixo agrícola
 - Resíduos de serviços de saúde

4.1.2. Características dos resíduos sólidos

As características do lixo podem variar em função de aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos, ou seja, os mesmos fatores que também diferenciam as comunidades entre si e as próprias cidades.

A Tabela 2 expressa a variação das composições do lixo em alguns países, deduzindo-se que a participação da matéria orgânica tende a se reduzir nos países mais desenvolvidos ou industrializados, provavelmente em razão da grande incidência de alimentos semipreparados disponíveis no mercado consumidor (IBAM, 2001).

Tabela 2 - Composição gravimétrica do lixo de alguns países (Fonte: IBAM, 2001)

<i>Composto</i>	<i>Brasil</i>	<i>Alemanha</i>	<i>Holanda</i>	<i>EUA</i>
Matéria Orgânica	65	61,2	50,3	35,6
Vidro	3	10,4	14,5	8,2
Metal	4	3,8	6,7	8,7
Plástico	3	5,8	6	6,5
Papel	25	18,8	22,5	41

A análise dos resíduos pode ser efetuada segundo as suas características físico-químicas e biológicas.

Em relação aos aspectos biológicos, os resíduos orgânicos podem ser metabolizados por vários microrganismos decompositores, como fungos e bactérias, aeróbios e/ou anaeróbios, cujo desenvolvimento dependerá das condições ambientais existentes. Além desses microrganismos, os resíduos sólidos contaminados com dejetos humanos e de animais domésticos, os resíduos de serviços de saúde e os lodos de estação de tratamento de esgoto podem ser fontes de microrganismos patogênicos. No entanto, ainda são escassos os estudos que avaliam a ocorrência desses microrganismos (INSTITUTO DE PESQUISA TECNOLÓGICAS, 2000).

O conhecimento das características biológicas dos resíduos tem-se revelado muito importante no desenvolvimento de inibidores de cheiro e de retardadores/aceleradores da decomposição da matéria orgânica, normalmente aplicados no interior de veículos de coleta, com o objetivo de evitar ou minimizar problemas com a população ao longo do percurso dos veículos. Da mesma forma, já se encontram em desenvolvimento processos de destinação final e de recuperação de áreas degradadas, com base nas características biológicas dos resíduos (IBAM, 2001).

O conhecimento das características químicas possibilita a seleção de processos de tratamento e técnicas de disposição final. Algumas das características básicas de interesse são: poder calorífico, pH, composição química (nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre e carbono) e relação teor de carbono/nitrogênio, sólidos totais fixos, sólidos voláteis e teor de umidade (ZANTA e FERREIRA, 2003).

Quanto às características físicas, de acordo com a NBR 10.004, os resíduos sólidos podem ser classificados segundo:

- Geração per capita
- Composição gravimétrica
- Peso específico aparente
- Teor de umidade
- Compressividade

A “geração per capita” relaciona a quantidade de resíduos urbanos gerada diariamente e o número de habitantes de determinada região (ATHAYDE JÚNIOR, BESERRA, FAGUNDES, 2007).

A determinação da composição gravimétrica dos resíduos é outro dado essencial. No caso dos resíduos de origem domiciliar e comercial, normalmente dispostos em aterros, os principais componentes são: matéria orgânica putrescível, metais ferrosos, metais não ferrosos, papel, papelão, plásticos, trapos, vidro, borracha, couro, madeira, entre outros (MATTEI e ESCOSTEGUY, 2007).

O peso específico aparente é o peso dos resíduos separados em função do volume ocupado livremente, sem qualquer compactação, expresso em kg/m^3 (IBAM, 2001; MÁXIMO, 2007).

Em relação ao teor de umidade, esta é definida como sendo a quantidade de água presente nos resíduos, medida em percentual do seu peso. Este parâmetro se altera em função das estações do ano e da incidência de chuvas, podendo-se estimar um teor de umidade variando em torno de 40 a 60% (FUNASA, 2003).

A compressividade é o grau de compactação ou a redução do volume que uma massa de lixo pode sofrer quando compactada. Submetido a uma pressão de 4 kg/cm^2 , o volume do lixo pode ser reduzido de um terço (1/3) a um quarto (1/4) do seu volume original (FUNASA, 2003; IBAM, 2001).

Além dos aspectos qualitativos é necessário determinar a quantidade de resíduos produzidos por dia (ton/dia ; m^3/dia) e a produção per capita (ton/hab.dia). A quantidade exata de resíduos gerados é de difícil determinação pelo fato de esta sofrer interferências do armazenamento, da reutilização ou reciclagem e do descarte em locais clandestinos, que acabam por desviar parte do fluxo de materiais antes do seu descarte em locais de domínio público, ou seja, aqueles onde a responsabilidade dos resíduos é do poder público. Por estas razões, na prática, determina-se a quantidade de resíduos sólidos coletados. A quantidade de resíduos coletada pode ser obtida com base em dados já existentes fornecidos pela Prefeitura Municipal ou utilizando métodos estimativos baseados na expectativa de crescimento populacional, na produção per capita de resíduos sólidos e no crescimento da demanda dos serviços de limpeza urbana. Outra forma de obter estas informações é por meio de levantamentos de campo. Estes podem adotar diferentes procedimentos, como, a

seleção de domicílios por classes sócio-econômicas e a subsequente pesagem das quantidades coletadas ou, a seleção de áreas de coleta representativas, obtendo-se a carga transportada por cada veículo coletor em cada viagem realizada. Em qualquer uma dessas alternativas deve-se estabelecer o período de amostragem e a época do ano em que será efetuado, de modo a que se possa realizar o tratamento estatístico cabível dos dados obtidos (ZANTA e FERREIRA, 2003).

4.1.3. Aspectos legais e normativos

Além da Constituição Federal, o Brasil já dispõe de uma legislação ampla (leis, decretos, portarias, etc.) que, por si só, não tem conseguido equacionar o problema da gestão dos resíduos sólidos urbanos. A falta de diretrizes claras, de sincronismo entre as fases que compõem o sistema de gerenciamento, faz com que existam algumas lacunas e ambiguidades, dificultando o seu cumprimento.

As principais legislações federais de interesse são:

- Resolução Conama nº 005, de 31 de março de 1993 – Dispõe sobre o tratamento de resíduos gerados em estabelecimentos de saúde, portos e aeroportos e terminais ferroviários e rodoviários.
- Lei ordinária 787, de 1997 – Dispõe sobre o Programa de Prevenção de Contaminação por Resíduos Tóxicos, a ser promovido por empresas fabricantes de lâmpadas fluorescentes, de vapor de mercúrio, vapor de sódio e luz mista e dá outras providências.
- Resolução Conama nº 237, de 19 de dezembro de 1997 – Estabelece norma geral sobre licenciamento ambiental, competências, listas de atividades sujeitas a licenciamento, etc.
- Resolução Conama nº 257, de 30 de junho de 1999 – Define critérios de gerenciamento para destinação final ambientalmente adequada de pilhas e baterias, conforme especifica.
- Resolução Conama nº 283, de 12 de julho de 2001 – Dispõe sobre o tratamento e a destinação final dos resíduos dos serviços de saúde. Esta resolução visa aprimorar, atualizar e complementar os

procedimentos contidos na Resolução Conama nº 05/93 e estender as exigências às demais atividades que geram resíduos de serviços de saúde.

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 também é pertinente quanto ao controle de tratamento dos resíduos sólidos, mais especificamente do lixiviado produzido, uma vez que define padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos de acordo com o enquadramento destes corpos receptores.

A gestão de resíduos sólidos urbanos ainda não conseguiu ter uma definição quanto a seus procedimentos. Apesar do país possuir diversas leis que versam sobre o assunto, falta uma política clara com diretrizes e que consiga unificar questões e soluções e coordenar as diversas fases que compõem o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (ZANTA e FERREIRA, 2003).

4.1.4. Tratamento dos resíduos sólidos urbanos

Define-se tratamento como uma série de procedimentos destinados a reduzir a quantidade ou o potencial poluidor dos resíduos sólidos, seja impedindo descarte de lixo em ambiente ou local inadequado, seja transformando-o em material inerte ou biologicamente estável (FUNASA, 2003).

O tratamento mais eficaz é o prestado pela própria população quando está empenhada em reduzir a quantidade de lixo, evitando o desperdício, reaproveitando os materiais, separando os recicláveis em casa ou na própria fonte e se desfazendo do lixo que produz de maneira correta. Além desses procedimentos, existem processos físicos e biológicos que objetivam estimular a atividade dos microrganismos que atacam o lixo, decompondo a matéria orgânica e causando poluição (IBAM, 2001). As usinas de incineração ou de reciclagem e compostagem interferem sobre essa atividade biológica até que ela cesse, tornando o resíduo inerte e não mais poluidor. (FUNASSA, 2003).

A incineração do lixo é também um tratamento eficaz para reduzir o seu volume, tornando o resíduo absolutamente inerte em pouco tempo. Porém sua

instalação e funcionamento são geralmente dispendiosos, principalmente em razão da necessidade de filtros e implementos tecnológicos sofisticados para diminuir ou eliminar a poluição do ar provocada por gases produzidos durante a queima do lixo. As usinas de reciclagem e compostagem além de gerar emprego, podem reduzir a quantidade de resíduos que deverão ser dispostos no solo, em aterros sanitários. A economia da energia que seria gasta na transformação da matéria-prima, já contida no reciclado, e a transformação do material orgânico do lixo em composto orgânico adequado para nutrir o solo destinado à agricultura, representam vantagens ambientais e econômicas importantes proporcionadas pelas usinas de reciclagem e compostagem (PRADO FILHO, 2007).

A reciclagem propicia as seguintes vantagens (IBAM, 2001):

- Preservação de recursos naturais;
- Economia de energia;
- Economia de transporte (pela redução de material que demanda o aterro);
- Geração de empregos
- Conscientização da população para as questões ambientais.

A reciclagem ideal é aquela onde a população separa os resíduos recicláveis em casa, jogando no lixo apenas o material orgânico (MÁXIMO, 2007). O material reciclável que se encontra misturado no lixo domiciliar pode ser separado em uma usina de reciclagem através de processos manuais e eletromecânicos, conseguindo-se em geral uma eficiência de apenas 3 a 6% em peso, dependendo do tamanho e do grau de sofisticação tecnológica da usina (IBAM, 2001).

Após a separação do lixo dos recicláveis, os resíduos, que são essencialmente orgânicos, podem ser processados para se tornarem um composto orgânico, com todos os macros e micronutrientes, para uso agrícola.

O processo de compostagem, define-se como o processo natural de decomposição biológica de materiais orgânicos, de origem animal e vegetal, pela ação de microrganismos. Para que este processo ocorra, não é necessária a adição de qualquer componente físico ou químico à massa do lixo (CEA, sem data).

A compostagem pode ser aeróbia ou anaeróbia, em função da presença ou não de oxigênio no processo. Na compostagem anaeróbia a decomposição é realizada por microrganismos que podem viver em ambientes sem a presença de oxigênio, e ocorre a baixas temperaturas, com exalação de fortes odores, o que leva mais tempo até que a matéria orgânica se estabilize. A compostagem aeróbia é um processo que mais se adequa ao tratamento do lixo domiciliar, uma vez que a decomposição é realizada por microrganismos que só vivem na presença de oxigênio. A temperatura pode chegar até aos 70°C, os odores emanados não são agressivos e a decomposição é mais veloz. O processo de compostagem aeróbio de resíduos orgânicos tem como produto final o composto orgânico, um material rico em húmus e nutrientes minerais que pode ser utilizado na agricultura como potencial fertilizante (COSTA et. al, 2002)

4.1.5. Destino final dos resíduos sólidos urbanos

Com o crescimento das cidades, o desafio da limpeza urbana não consiste apenas em remover o lixo de logradouros e edificações, mas principalmente em dar um destino final adequado aos resíduos coletados.

Os depósitos a céu aberto, mais conhecidos como “lixões”, são locais de disposição de resíduos inadequados e sem nenhum controle do uso do solo ou do lixiviado produzido, podendo contaminar o solo, o ar e as águas superficiais e subterrâneas nas proximidades dos mesmos. Além da poluição das águas, solo e ar, liberação de gases nocivos e geração de lixiviados, essa forma de despejo se constitui em habitat propício à proliferação de vetores, como ratos, moscas e mosquitos. Esses vetores estão associados a várias doenças, como dengue, cólera, febre tifóide, leptospirose, etc (REICHERT, 2000 apud CECCONELLO, 2003).

Além disto, os lixões ainda causam um problema social muito grave, relacionado com a catação de resíduos sólidos inorgânicos (que podem ser reciclados e assim possuem um valor de mercado). Os catadores são pessoas de todas as idades que fazem da catação do lixo um meio de sobrevivência, ficando suscetíveis a condições de insalubridade por viverem misturadas no meio do lixo, muitas vezes

criando comunidades inteiras ao redor dos depósitos a céu aberto (CONSONI, 2000 apud CUNHA e CAIXETA FILHO, 2002).

O processo recomendado para a disposição adequada do lixo domiciliar é o aterro, existindo dois tipos: os aterros sanitários e os aterros controlados.

O aterro sanitário é um método para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos, sobre terreno natural, através de seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo. A disposição em aterro sanitário é o método mais recomendado e adequado no que se refere à disposição dos resíduos sólidos, em grande parte devido aos seus mecanismos de controle de minimização de impactos e controle de vetores, mas também pela sua capacidade de receber grandes volumes, e de seu relativo baixo custo e simplicidade de operação (IBAM, 2001).

Há também os aterros chamados controlados, que são semelhantes aos aterros sanitários, quanto ao confinamento dos resíduos, sua compactação e cobertura de solo. Entretanto, estes tipos de aterros não possuem sistemas de coleta, tratamento dos lixiviados, nem a coleta e queima do biogás, podendo causar impactos aos mananciais e corpos hídricos ao redor destes depósitos (CUNHA e CAIXETA FILHO, 2002). O aterro controlado é bastante utilizado no Brasil, como mostra a Figura 1.

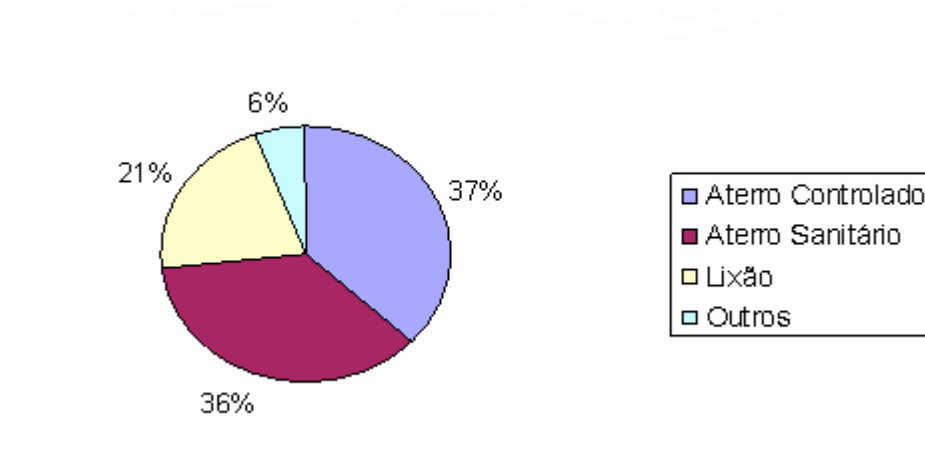


Figura 1 – Unidade de destino final do lixo coletado (Fonte: Adaptado IBGE 2000)

4.1.5.1. Aterros Sanitários

Segundo a NBR 8419, o aterro sanitário é definido como a técnica de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, através do confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde e à segurança, minimizando os impactos ambientais. Preferencialmente deve possuir uma vida útil superior a 10 anos, prevendo-se ainda o seu monitoramento por alguns anos após o seu fechamento.

No processo de decomposição dos resíduos sólidos, ocorre a liberação de gases e líquidos (lixiviado ou percolado) muito poluentes, o que leva um projeto de aterro sanitário a exigir cuidados como impermeabilização do solo, implantação de sistemas de drenagem eficazes, entre outros, evitando uma possível contaminação da água, do solo e do ar. (JACKSON et al, 1984, apud FRANÇA, 2002)

O projeto de um 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)

Um aterro sanitário deve ser constituído pelas seguintes unidades (Figura 2) (IBAM, 2001):

- Unidades operacionais:
- Células de lixo domiciliar;
- Células de lixo hospitalar (caso o Município não disponha de processo mais efetivo para dar destino final a esse tipo de lixo);
- Impermeabilização de fundo (obrigatória) e superior (opcional);
- Sistema de coleta e tratamento dos líquidos percolados (chorume);
- Sistema de coleta e queima (ou beneficiamento) do biogás;
- Sistema de drenagem e afastamento das águas pluviais;
- Sistemas de monitoramento ambiental, topográfico e geotécnico;
- Pátio de estocagem de materiais.
- Unidades de apoio:
- Cerca e barreira vegetal;
- Estradas de acesso e de serviço;

- Balança rodoviária e sistema de controle de resíduos;
- Guarita de entrada e prédio administrativo;
- Oficina e borracharia.
- A operação de um aterro deve ser precedida do processo de seleção de áreas, licenciamento, projeto executivo e implantação.

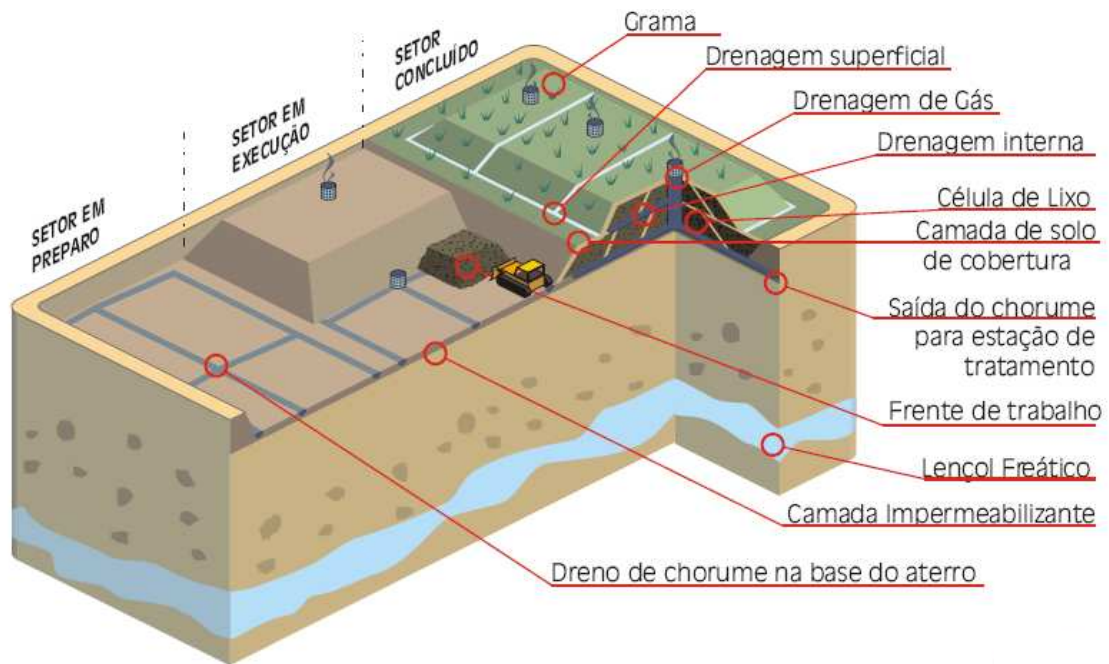


Figura 2 – Corte da seção de um aterro sanitário (Fonte: SEPLANTEC, sem data)

A escolha de um local para a implantação de um aterro sanitário não é uma tarefa simples. O alto grau de urbanização das cidades, associado a uma ocupação intensiva do solo, restringe a disponibilidade de áreas próximas aos locais de geração de lixo e com as dimensões requeridas para se implantar um aterro sanitário que atenda às necessidades dos municípios (ZANTA e FERREIRA, 2003).

Contudo, há que se levar em consideração outros fatores, como os parâmetros técnicos das normas e diretrizes federais, estaduais e municipais, os aspectos legais das três instâncias governamentais, planos diretores dos municípios envolvidos,

pólos de desenvolvimento locais e regionais, distâncias de transporte, vias de acesso e os aspectos político-sociais relacionados com a aceitação do empreendimento pelos políticos, pela mídia e pela comunidade (QIAN, KOENER e GRAY, 2002). Por outro lado, os fatores econômico-financeiros não podem ser deixados de lado, uma vez que os recursos municipais devem ser sempre usados com muito equilíbrio (IBAM, 2001).

Por isso, os critérios para se implantar adequadamente um aterro sanitário são muito severos, havendo a necessidade de se estabelecer uma cuidadosa gestão dos mesmos. A estratégia a ser adotada para a seleção da área do novo aterro consiste nos seguintes passos (IBAM, 2001):

- Seleção preliminar das áreas disponíveis no Município;
- Estabelecimento do conjunto de critérios de seleção;
- Definição de prioridades para o atendimento aos critérios estabelecidos;
- Análise crítica de cada uma das áreas levantadas, em relação aos critérios estabelecidos e priorizados, selecionando-se aquela que atenda à maior parte das restrições através de seus atributos naturais.

Com a adoção desta estratégia, minimiza-se assim a quantidade de medidas corretivas a serem implementadas para adequar a área às exigências da legislação ambiental vigente, reduzindo-se ao máximo os gastos com o investimento inicial.

O Aterro Sanitário tem várias vantagens, tais como (SEPLANTEC, sem data):

- Auto-suficiência como destinação final – Ao contrário de outros métodos, como a incineração e a reciclagem, o aterro sanitário não apresenta resíduos no final do seu processo;
- Baixos custos – Apesar do custo inicial ser alto, o aterro sanitário permite um controle operacional, evitando gastos posteriores com meio ambiente;
- Controle – Todas as etapas são acompanhadas por técnicos capacitados.

Na Tabela 3 é feita a comparação das vantagens da utilização de aterros sanitários em detrimento dos tradicionais lixões (SEPLANTEC, sem data).

Tabela 3 – Comparação entre os Aterros e os Lixões (Fonte: SEPLANTEC, sem data)

Parâmetros	Aterros	Lixões
Receção de resíduos	Entrada restrita a veículos evidentemente cadastrados, desde que contenham apenas resíduos permitidos para aquele aterro.	Sem qualquer controle de entrada de veículos e resíduos.
Controle de entrada	Pesagem, procedência, composição do lixo, horário de entrada e de saída dos veículos são observados	Não dispõe de controle de pesagem, horário, procedência, etc.
Impermeabilização	Antes da utilização da célula, o local é devidamente impermeabilizado segundo determinados critérios, que dependem das características do solo e do clima, entre outras.	O lixo é depositado diretamente sobre a camada de solo, podendo provocar danos ambientais, bem como para a enôm pública.
Deposição	A deposição deve ser feita segundo critérios técnicos definidos, tais como: Resíduos dispostos em camadas compactadas, com espessura controlada, frente de serviço reduzida, taludes com inclinação definida.	Não existe uma deposição controlada dos resíduos.
Drenagem	Possui dispositivos para captação e drenagem do líquido resultante da decomposição dos resíduos (lixiviado ou chorume), evitando assim infiltrações, e o livre escoamento para os corpos receptores, tais como rios, lagos, entre outros.	Não possui dispositivos para drenagem interna, o que faz com que haja uma maior probabilidade de infiltração, e de escoamento superficial do lixiviado, sem qualquer controle.
Cobertura	É feita diariamente com camadas de solo, reduzindo-se assim produção de lixiviados, (menor infiltração das águas de chuva) impedindo desta forma que o vento carregue o lixo, afastando vetores de doenças.	A exposição do lixo permite a emissão de fortes odores, bem como o espalhamento de lixo leve, além de atrair vetores de doenças (ratos, moscas, etc.).

Acessibilidade	Acesso restrito às pessoas devidamente identificadas. O aterro deve ser bem cercado para impedir a entrada de estranhos ao aterro.	Possibilidade de entrada de animais e pessoas alheias ao aterro.
Impacte Visual	É amenizado com a recuperação ambiental e paisagística do aterro.	Impacte visual agressivo, área degradada e desagradável aos nossos olhos.

4.1.6. Degradação dos resíduos sólidos urbanos

Nos dias de hoje, o método de tratamento de resíduos sólidos urbanos mais utilizado, e que apresenta menor custo, consiste no seu armazenamento no solo por intermédio da técnica de aterro sanitário. Os resíduos sólidos urbanos acumulados continuamente em aterros não são, contudo inativos, estando em constantes evoluções complexas, devido a diversos fenômenos de natureza física, química e biológica (CASTILHOS Jr et al., 2003).

Além da dissolução dos elementos minerais e do arrastamento das partículas finas pela água de percolação, o principal responsável pela degradação dos resíduos consiste na bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. O conjunto desses fenômenos conduz à geração de metabólitos gasosos (biogás) e ao arrastamento de moléculas muito diversas pela água, moléculas essas, que podem originar vetores de poluição nos aterros sanitários (CASTILHOS Jr et al., 2003).

Deste modo, a título de exemplo pode-se verificar na Figura 3 os principais impactos ambientais decorrentes da disposição no solo de resíduos sólidos urbanos (CASTILHOS Jr et al., 2003).

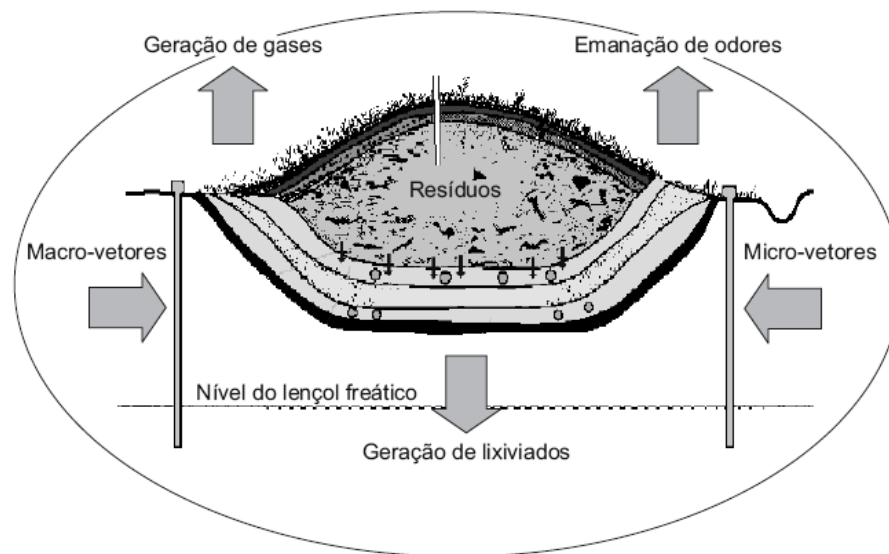


Figura 3 – Principais impactos resultantes da disposição dos resíduos em aterro (Fonte: CASTILHOS Jr et al., 2003)

O processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos é um fenômeno que se baseia na superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, pela quantidade de água presente nos resíduos, pela umidade inicial, e pela águas das precipitações que ocorrem quando estes estão dispostos em aterro sanitário. Os principais fenômenos de degradação que ocorrem ao nível dos aterros sanitários são (FARIA, sem data):

- Fenômenos de dissolução dos elementos minerais presentes nos resíduos,
- Bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis gasosas,
- Arrastamento de partículas finas e do material solúvel, pelas águas de percolação.

4.1.6.1.Degradação microbiológica dos resíduos

A biodegradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos é caracterizada por uma sucessão de processos complexos através dos quais microrganismos (em especial bactérias), transformam a matéria orgânica em compostos minerais e gasosos. A natureza desses microrganismos e características das diferentes reacções químicas e seus produtos permitem distinguir várias etapas da degradação. A composição do biogás produzido vai também evoluindo ao longo dos processos, destacando-se o CO₂ e o CH₄, que, representam em conjunto mais de 95% do seu volume (RUSSO, 2005).

Na Tabela 4 são apresentados os principais efeitos da atividade microbiológica sobre os resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário (CASTILHOS Jr et al., 2003)

Tabela 4 – Efeitos da actividade microbiológica sobre resíduos sólidos urbanos
(Fonte: CASTILHOS Jr et al., 2003).

<i>Tipos de efeitos</i>	<i>Natureza dos efeitos</i>
Efeitos directos	<ul style="list-style-type: none"> • Geração de produtos solúveis <ul style="list-style-type: none"> ○ Minerais ○ Orgânicos
Efeitos indirectos	<ul style="list-style-type: none"> • Geração de produtos gasosos • Produção de biomassa em excesso • Efeitos sobre as condições do meio <ul style="list-style-type: none"> ○ pH ○ Potencial Redox ○ Temperatura • Reacções químicas e químico-físicas dos produtos com os resíduos ou seus produtos

Os microrganismos presentes na natureza apresentam um papel importante na degradação da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos. As bactérias são microrganismos, predominantemente unicelulares, procariontes protistas. Quanto às condicionantes ambientais, a temperatura e o pH são os fatores que mais afetam o seu desenvolvimento. Em geral toleram mais um excesso de temperatura, em relação ao seu intervalo ótimo de reprodução, do que temperaturas baixas. O pH ótimo está na faixa neutra, entre 6.5 e 7.5, podendo considerar-se que para o seu crescimento o pH entre 4 e 9.5 é tolerado, ao contrário de valores fora deste intervalo, que podem fazer cessar a sua actividade vital (RUSSO, 2005).

Em termos de composição elementar muitas células microbianas contêm cerca de 45 a 55 % de carbono, 16 a 22 % de oxigênio, 12 a 16 % de azoto, 7 a 10 % de hidrogênio, 2 a 5 % de fósforo e porcentagens abaixo de 0.5 % de micronutrientes como o sódio, cálcio, magnésio, cloro e ferro, além de elementos vestigiais de molibdênio, cobalto, manganês e zinco (STRAUB, 1982 apud RUSSO, 2005).

Após a disposição de resíduos num aterro verificam-se, sucessivamente, metabolismos aeróbios e, sobretudo, anaeróbios. Com efeito, o oxigênio contido inicialmente nos poros da massa de resíduos difunde-se pelas camadas superiores permitindo a atividade de microrganismos aeróbios. No entanto, este é um período muito breve e, embora dependente da metodologia de operação do aterro, não vai além de 2 a 3 meses no máximo (podendo até ser de apenas umas semanas), dado que a disposição permanente de resíduos sobre camadas já aterradas interrompe a acumulação de ar atmosférico nos interstícios. Assim, o oxigênio se vai esgotando devido ao efeito conjunto do consumo pelos microrganismos aeróbios e das operações de recobrimento que impedem a sua difusão pelas diversas camadas, propiciando condições para se verificar a fermentação anaeróbia (RUSSO, 2005).

A fase aeróbia é a primeira etapa na degradação da matéria orgânica, apesar de temporalmente curta (genericamente caracterizada na fase I da degradação microbiana de resíduos). O oxigênio do ar é o receptor final dos elétrons das reações de oxi-redução. Estas reações são fortemente exotérmicas: podem gerar de 380 a 460 KJ por mole de oxigênio consumido. Durante este período são observadas temperaturas elevadas na massa de resíduos, podendo estabelecer-se perfis térmicos característicos. Nesta fase há igualmente produção de água e dióxido de carbono (PIRT, 1978; EMBERTON, 1986; BARLAZ et al., 1990 apud RUSSO, 2005).

A fase anaeróbia constitui a etapa mais longa da degradação dos RSU (engloba as fases: de transição, ácida, metânica e de maturação, que se descrevem a seguir). É caracterizada por uma sucessão de reações complexas e interdependentes entre si. Ao longo do tempo, a matéria orgânica vai sendo transformada em biogás. Os microrganismos que participam no processo de decomposição anaeróbia podem ser divididos em três importantes grupos de bactérias, com comportamentos fisiológicos distintos: primeiro grupo – composto por bactérias fermentativas que hidrolisam os polímeros em monômeros e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos (ex.: glicose); segundo grupo – formado por bactérias acetogênicas produtoras de heterogêneo, que convertem os produtos gerados pelo primeiro grupo (aminoácidos, açúcares, ácidos orgânicos e álcoois) em acetato, heterogêneo e dióxido de carbono; terceiro grupo – formado por dois grupos diferentes de bactérias metanogênicas, que

utilizam os produtos finais do segundo grupo para seus substratos essenciais. Um desses grupos transforma o CH_3COOH em CH_4 e CO_2 . O outro produz CH_4 através da redução do CO_2 (PIRT, 1978; EMBERTON, 1986; BARLAZ et al., 1990 apud RUSSO, 2005).

O processo de digestão anaeróbia, por simplificação pode ser analisado em quatro fases principais (Figura 4): Hidrólise, Acidogênese, Acetogênese e Metanogênese.

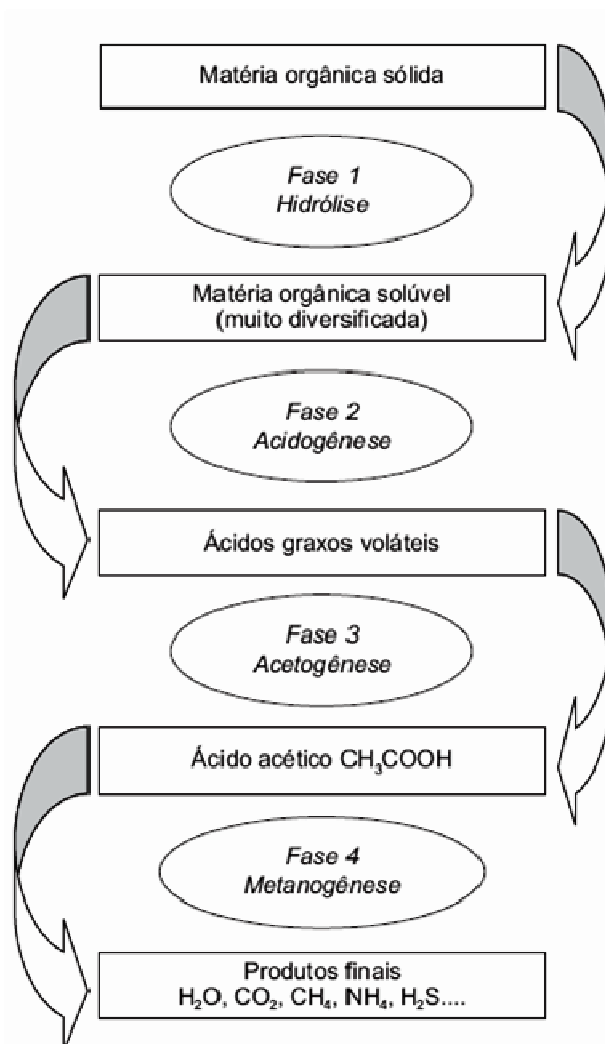


Figura 4 – Fluxograma do processo de decomposição anaeróbia dos RSU (Fonte: CASTILHOS *et al.*, 2002)

Hidrólise: Os materiais particulados complexos (polímeros) são hidrolisados em materiais dissolvidos mais simples (moléculas menores). A hidrólise dos polímeros ocorre usualmente de forma lenta, sendo vários os fatores que podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado como a temperatura do reator; o tempo de residência do substrato no reator; a composição do substrato (ex.: teores de lenhina, hidratos de carbono, proteínas e lipídios); o tamanho das partículas; o pH do meio; a concentração de amônio (NH_4^+); a concentração de produtos da hidrólise (ex.: ácidos gordos voláteis) (ENGE).

Acidogênese: Os produtos solúveis provenientes da fase de hidrólise são metabolizados, no interior das células das bactérias fermentativas, em compostos mais simples que são a posteriori excretados pelas células. Os compostos produzidos incluem ácidos gordos voláteis, álcoois, ácido láctico, dióxido de carbono, hidrogênio, amônia e sulfureto de hidrogênio, para além de novas células bacterianas. Os ácidos graxos voláteis são produzidos por organismos fermentativos (bactérias fermentativas acidogénicas). A acidogênese é efectuada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, designadamente as espécies *Clostridium* e *Bacteroids* (CAMPOS, 1999).

Acetogênese: As bactérias acetogénicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase acidogénica, obtendo-se um substrato apropriado para as bactérias metanogénicas. Os produtos gerados pelas bactérias acetogénicas são: H_2 , CO_2 e CH_3COOH . Durante a formação dos ácidos acético e propiónico, é formada uma grande quantidade de hidrogênio, fazendo com que o valor do pH do meio se acidifique. De todos os produtos metabolizados pelas bactérias acidogénicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados directamente pelas bactérias metanogénicas (CRESSON, 2007).

Metanogênese: A fase final do processo global da digestão anaeróbia de compostos orgânicos, e sua transformação em CH_4 e CO_2 , é efectuada por bactérias metanogénicas, que utilizam um número limitado de substratos, designadamente o

ácido acético, o hidrogênio, o dióxido de carbono, o ácido fórmico, o metanol, as metilaminas e o monóxido de carbono (HENRRIQUES, 2004).

4.1.7. Impactos Ambientais dos aterros sobre o meio ambiente

Os aterros sanitários contribuem significativamente, para a emissão global antropogênica de metano para a atmosfera. Através de processos anaeróbios, os compostos orgânicos presentes nos resíduos são convertidos em biogás, mistura composta majoritariamente por metano e dióxido de carbono (45 a 60% e 40 a 60%, respectivamente), embora contenha ainda outros componentes tóxicos e produtores de cheiro (RUSSO, 2005).

A emissão de gás pode causar impactos locais e globais importantes, no que se refere à emissão de maus cheiros, e danos na vegetação circundante aos aterros. Estima-se que as emissões globais de metano provenientes de aterros sanitários contribuam com 22-46 Tg/ano, o que equivale a 6-13 % da emissão global de metano no planeta. A melhor forma de reduzir as emissões de metano para a atmosfera consiste na recuperação e na utilização da energia contida no biogás. (RUSSO, 2005)

A presença de hidrocarbonetos fluoretados e clorados voláteis no biogás, coloca um problema de alguma importância. Devido à sua estabilidade química, em especialmente os hidrocarbonetos fluoretados (“freons”), a presença destes na atmosfera pode causar o desaparecimento da camada de ozônio. (VIEIRA, 1996 apud RUSSO, 2005)

Muitos componentes do biogás, como por exemplo, o dióxido de carbono e o gás sulfídrico são potencialmente tóxicos para o homem, mas a maior preocupação concentra-se na eventual ocorrência de pequenas concentrações de compostos orgânicos como o cloreto de vinilo e o benzeno, devido aos seus efeitos cancerígenos. Contudo, a ocorrência de problemas com os compostos orgânicos voláteis tóxicos (COV) não tem sido verificada, a não ser em casos muito especiais. (CASTILHOS Jr et al., 2003; HENRRIQUES, 2004)

Os problemas de maus cheiros provenientes dos aterros derivam da liberação de gás sulfídrico e de compostos orgânicos sulfurosos (mercaptanos). É durante a

operação do aterro que ocorrem os maiores problemas, decorrentes da fase de fermentação ácida dos resíduos (REAL, 2005).

Os ruídos associados à operação do aterro sanitário devem-se, essencialmente, ao tráfego de veículos de transporte dos resíduos, e ao equipamento de compactação e movimentação de terras. Por vezes, o ruído de aves atraídas pelos resíduos contribui também de uma forma crescente para o problema do ruído, que pode ser minimizado através de equipamentos modernos, barreiras vegetais e períodos de operação adequados (PFEFFER, 1992 apud RUSSO, 2005).

Vários tipos de animais são atraídos pelo aterro à procura de alimentos, principalmente nos aterros que recebem resíduos orgânicos, o que pode levar ao aparecimento de várias espécies de aves, roedores e insetos cuja presença constitui um potencial risco para a saúde pública por atuarem como vetores (transmissores de doenças). (RUSSO, 2005).

O transporte de poeiras pelo vento pode constituir também um problema para a vizinhança, pelo que devem ser adotadas medidas para as evitar. Essas medidas passam pela cobertura dos resíduos, pela lavagem de rodas de veículos, por limpezas constantes, etc. (FUNASA, 2003).

O biogás que é produzido é explosivo devido essencialmente à presença do metano. O limite explosivo do metano encontra-se entre 5 e 15 % no ar à pressão atmosférica e à temperatura ambiente. Em várias situações, têm sido registrados danos na vegetação circundante dos aterros, principalmente devido à asfixia por remoção de oxigênio na zona radicular das plantas como consequência do deslocamento do oxigênio pelo gás de aterro ou por oxidação do metano. (DINIS, 2007; REAL, 2005)

Os principais problemas de poluição de solos adjacentes aos aterros estão relacionados com o derrame de combustíveis dos veículos de recolha, com o levantamento de poeiras, e o arrastamento de solo poluído pelas águas das chuvas. Estes inconvenientes podem ser solucionados recorrendo a uma operação adequada de drenagem de taludes (DINIS, 2008).

A poluição de águas superficiais deve-se principalmente à descarga inadequada de lixiviados sem tratamento, o que provoca a desoxigenação da água (asfixia de peixes), levando deste modo à alteração da fauna e flora bênticas. Este

tipo de poluição pode ser facilmente controlado, através de esquemas apropriados de drenagem e tratamento de lixiviados (DASS, 1977 apud RUSSO, 2005).

O risco de poluição das águas subterrâneas constitui provavelmente o impacto negativo mais importante dos aterros sanitários, o que implica a instalação de adequados sistemas de impermeabilização, de recolha e métodos de tratamento de lixiviados (CECCONELLO, 2005). Problemas ambientais envolvendo os recursos hídricos subterrâneas estão muitas vezes associados às emissões e/ou manuseio de metais pesados, substâncias como hidrocarbonetos e solventes orgânico-sintéticos (principalmente clorados), do que propriamente às excessivas cargas orgânicas degradáveis (elevada DQO) (IG, 1997 apud OLIVEIRA e PASQUAL, sem data)

4.2. Produção de lixiviados e de biogás em aterros sanitários

4.2.1. Produção de biogás

A mistura de gases produzidos através do processo fermentativo da biomassa (digestão anaeróbia) é denominada de biogás, que tem como constituinte energético o metano, além de outros gases como o gás carbônico, que estão presentes em menor proporção, variável em função da composição do resíduo tratado e das condições do reator (PIERRE e QUEZADA DORIA, 1995 apud FRANÇA, 2002).

O biogás é composto por 65-70% de CH_4 , 25-30% de CO_2 e uma pequena quantidade de outros elementos como o N_2 , H_2 , H_2S e NH_3 (PRICE e CHEREMISINOFF, 1981 apud FRANÇA, 2002). A Tabela 5 mostra a composição clássica do biogás (PIRES, 2008).

Tabela 5 – Composição clássica do Biogás (Fonte: PIRES, 2008)

<i>Gases</i>	<i>% da mistura</i>
Metano (CH ₄)	50 a 75 %
Dióxido de carbono (CO ₂)	25 a 40 %
Hidrogênio (H ₂)	1 a 3 %
Nitrogênio (N ₂)	0,5 a 2,5 %
Oxigênio (O ₂)	0,1 a 1 %
Sulfureto de Hidrogênio (H ₂ S)	0,1 a 0,5 %
Amônia (NH ₃)	0,1 a 0,5 %
Monóxido de Carbono (CO)	0 a 0,1 %
Água (H ₂ O)	variável

O biogás apresenta um caráter mais energético quanto maior for o seu teor de metano, devido este gás ser o combustível por excelência do biogás. O biogás é um gás combustível produzido basicamente por fontes antropogênicas e naturais. Dentre as fontes antropogênicas, as principais, em quantidades emitidas, são as plantações de arroz, a fermentação entérica, a degradação anaeróbia de biomassa, o manejo de resíduos e as perdas de gás natural. O manejo de resíduos inclui, como fontes principais de emissões de metano, o tratamento de efluente e a disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários. As fontes naturais são os pântanos, oceanos e águas doces (CETESB, 2000).

Nas últimas décadas ocorreu um aumento da concentração de gás metano no Brasil, devido a prováveis variações nas fontes ou nos reservatórios. Por outro lado, as emissões, devido às fontes naturais, têm se mantido constantes. Já as emissões antropogênicas aumentaram consideravelmente (CETESB, 2000).

O biogás produzido nos aterros que recebam resíduos biodegradáveis deverá ser captado, tratado e utilizado de forma a reduzir ao mínimo os efeitos negativos ou a deterioração do ambiente e os riscos para a saúde pública. Caso os gases captados não possam ser utilizados para a produção de energia, deverão ser queimados num queimador, vulgarmente denominado de tocha, em temperaturas e tempos de

retenção na câmara de queima adequadas, mínima de 850 °C e 0.3 segundos, respectivamente (RUSSO, 2005).

Sendo a densidade do biogás menor do que a do ar, ao contrário dos gases butano e propano, ele apresenta menores riscos de explosão, uma vez que sua acumulação é mais difícil. Em condições normais de produção, devido ao seu baixo teor de monóxido de carbono (< 0,1%) não é considerado como tóxico, porém, devido às suas impurezas o biogás é muito corrosivo, sendo que o componente que provoca essa característica na mistura é o gás sulfídrico, que entre outros materiais, ataca o cobre, latão e aço, dependendo de sua concentração (PIRES, 2002).

O Poder Calorífico Inferior (PCI) do biogás tratado é da ordem de 60 % do gás natural, demonstrando potencialidade de uso controlado. Seu PCI é muito variável, mas se mantém ao redor de 5.500 Kcal/m³, quando seco e previamente tratado (SABESP).

O processo de degradação anaeróbia transforma a matéria orgânica em gás carbônico, metano, água e biomassa, onde a energia potencial do resíduo é transferida para a biomassa e para o metano. Desta forma, o conteúdo energético existente no biogás pode ser utilizado na substituição dos combustíveis fósseis (CETESB, 2000).

4.2.2. Produção de lixiviados

Os lixiviados de aterro sanitário são líquidos de coloração escura e com odor bastante desagradável, caracterizados por altas concentrações de matéria orgânica e quantidades consideráveis de metais pesados, que lhes confere uma certa complexidade no que respeita ao seu tratamento (GOMES, 2005).

4.2.2.1. Características dos lixiviados

Os lixiviados podem ter origem em três fontes principais, que são a umidade natural dos resíduos sólidos, a água de constituição dos diferentes materiais que sobram durante o processo de decomposição, e o líquido proveniente dos materiais

orgânicos. O movimento dos líquidos percolados no solo ocorre verticalmente na zona não saturada, dependendo do fluxo de água subterrânea, na zona saturada. O conhecimento da hidrologia da área delimitada de um aterro é muito importante para avaliar se os lixiviados representarão um perigo de poluição das águas. Dentre os mais importantes aspectos a serem avaliados estão (RUSSO, 2005):

- Localização e movimento da água subterrânea;
- escoamento de água superficial;
- Existência de coleções superficiais de água;
- Estudo da precipitação e da evapotranspiração, parâmetros que estão influenciando a quantidade de água que se infiltra no solo e forma o lixiviado.

Os principais fatores que afetam a geração dos lixiviados são: a precipitação, a infiltração, o escoamento superficial, a evapotranspiração e a capacidade de retenção de água dos resíduos (CASTILHOS, 1991 apud STRELAU, 2006).

A formação de lixiviados é o resultado de processos físico-químicos e biológicos dos resíduos dispostos no aterro que, aliados à infiltração da água de chuva, da umidade atmosférica, percolam por entre as camadas do aterro, produzindo um efluente com alto potencial poluidor (RODRIGUES, 2007).

A formação do lixiviado ocorre devido à perda natural de água em cada célula do aterro, em virtude do aumento sucessivo de resíduos e da sua compactação. Este líquido então escorre da parte superior destas células para a inferior. Numa segunda parte, o lixiviado é formado a partir da decomposição anaeróbia da matéria orgânica presente nos resíduos. A terceira parte da formação do lixiviado deve-se à água precipitada no aterro que se infiltra nas células do mesmo contribuindo com o arraste do líquido contido no interior do aterro e com o aumento de seu volume produzido (GIORDANO, 2003 apud RODRIGUES, 2007).

A quantidade de lixiviado produzido bem como a sua qualidade é geralmente atribuída a uma complexa interação de vários fatores como a composição dos resíduos dispostos, a profundidade, a idade e aspectos relacionados com a operacionalidade do aterro, balanço hídrico, e a dinâmica dos processos de formação do lixiviado (QASIM e CHIANG, 1994).

Os principais factores que influenciam a composição do lixiviado são (EL FADEL *et al.*, 2002; KJELDSSEN *et al.*, 2002; CINTRA *et al.*, 2002 apud MORAIS 2005):

- Características dos resíduos: composição dos resíduos, sua granulometria, umidade, estágio de decomposição e pré-tratamento.
- Condições ambientais: geologia, regime pluviométrico, clima.
- Características do aterro: aspectos construtivos, balanço hídrico, grau de compactação dos resíduos, propriedades do terreno, co-disposição de resíduos líquidos, irrigação, recirculação, impermeabilização do aterro.
- Processos internos do aterro: hidrólises, adsorção, biodegradação, especiação, dissolução, redução, troca iônica, tempo de contato, partição, troca e transporte de gás.

O lixiviado é composto de matéria orgânica e inorgânica e de uma fração microbiológica. Possui uma coloração que pode variar de amarela clara até negra e sua condutividade possui valores acima de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, devido principalmente à alta concentração de sais (GIORDANO, 2003 apud RODRIGUES, 2007).

A matéria orgânica dissolvida, presente no lixiviado é expressa em DQO ou COT, incluindo CH_4 , ácidos graxos voláteis e muitos compostos de difícil degradabilidade, como por exemplo, compostos fúlvicos e úmicos decorrentes da decomposição de madeira e vegetais. A fração orgânica contém também aminas, proteínas, e açúcares. Há ainda a presença de compostos orgânicos xenobióticos, que incluem uma variedade de hidrocarbonetos halogenados, compostos fenólicos, álcoois, aldeídos, cetonas e ácidos carboxílicos, além de outras substâncias caracteristicamente tóxicas. Em relação aos outros componentes presentes, destacam-se elementos como o cálcio (Ca), o magnésio (Mg), cloretos (Cl^-), sulfato (SO_4^{-2}), sulfeto (S^{-2}) e carbonato (CO_3^{-2}). Encontram-se também, mas em menores concentrações, sais de ferro e metais tóxicos como: cádmio, zinco, cromo, cobre, chumbo, níquel. A fração inorgânica do lixiviado apresenta também alguns elementos como o caso do boro, do arsênico, selênio, bário, lítio, mercúrio e do cobalto (CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

Em relação à composição microbiológica, os principais microrganismos que se podem encontrar no lixiviado são aqueles provenientes do processo de biodegradação anaeróbia dos resíduos, sendo mais comuns as bactérias acetogênicas, metanogênicas e desnitrificantes (CHRISTENSEN et al., 2001)

Devido à considerável complexidade do lixiviado, a composição dos lixiviados é frequentemente determinada através de análises físico-químicas e biológicas, com destaque para os parâmetros: pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Nitrogênio Kjeldhal Total (NKT), Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃), alcalinidade e toxicidade (CLEMENT et al., 1996; KJELDSSEN et al., 2002; BAUN et al., 2004).

A grande variabilidade da composição de chorume de aterros sanitários pode ser observada na Tabela 6.

Tabela 6 – Composição dos lixiviados de aterros sanitários, valores em faixa.
(Fonte: CHRISTENSEN et al., 2001).

Parametro	Faixa
pH	4,5 – 9
Condutividade específica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	2 500 – 35 000
Sólidos totais	2 000 – 6 0000
Matéria orgânica (mg/L)	
Carbono Orgânico Total	30 – 29 000
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)	20 – 57 000
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	140 – 152 000
Nitrogênio Orgânico	14 – 2 500
Macrocomponentes inorgânicos	
Fósforo total	0,1 – 23
Cloretos	150 – 4 500
Sulfatos	8 – 7 750
HCO_3^-	610 – 7 320
Sódio	70 – 7 700
Potássio	50 – 3 700
Nitrogênio amoniacal	50 – 2 200
Cálcio	10 – 7 200
Magnésio	30 – 15 000
Ferro	3 – 5 500
Manganês	0,03 – 1 400
Elementos Traços Inorgânicos (ug/L)	
Arsênico	0,01 – 1
Cádmio	0,0001 – 4
Cromo	0,02 – 1,5
Cobalto	0,005 – 1,5
Cobre	0,005 – 10
Chumbo	0,001 – 5
Mercúrio	0,00005 – 0,16
Níquel	0,015 – 13
Zinco	0,03 – 1 000

Diversos estudos de caracterização têm demonstrado significativas diferenças na composição do lixiviado, estando estas diferenças relacionadas com a idade dos aterros sanitários (MORAIS, 2005).

Ao longo dos anos da vida de um aterro, é de esperar uma alteração na qualidade do lixiviado relacionada com a idade do aterro, pois a matéria orgânica continua a se deteriorar até a sua estabilização. A maioria das concentrações dos poluentes do lixiviado alcança seu pico nos primeiros anos de funcionamento do aterro e estes valores sofrem um constante decréscimo ao longo dos anos, especialmente os indicadores de matéria orgânica como DQO, DBO e COT, entre outros. Elementos como o ferro, o zinco, fosfatos, cloretos, sódio, cobre, nitrogênio orgânico, sólidos totais e sólidos suspensos também começam por sofrer também um decréscimo durante os primeiros anos de funcionamento do aterro (QASIN e CHIANG, 1994).

A idade de um aterro pode ser dada pela razão DBO_5/DQO , chamada de razão de biodegradabilidade. Esta razão sofre um decréscimo com o aumento da idade do aterro. O baixo valor desta relação mostra que o lixiviado apresenta uma fraca biodegradabilidade (MORAIS, 2005).

Outro indicativo da idade do aterro e do nível de estabilização do lixiviado é através do valor do pH do líquido percolado. Quando o aterro está predominantemente em sua fase de acidificação, o pH do lixiviado é ácido e aumenta seu valor de acordo com o aumento da idade do aterro. Quando o pH atinge um valor de caráter alcalino, pode-se dizer que o aterro está em sua fase metanogênica de decomposição de sua matéria orgânica (RODRIGUES, 2007).

Apresenta-se na Tabela 7 dados da composição de lixiviados de aterro sanitário em função da idade, onde se pode verificar a evolução da sua composição, o que é o mesmo que dizer que cada célula de um aterro sanitário, com idades diferentes, gera lixiviados diferentes (RUSSO, 2005).

Tabela 7 – Composição de lixiviados de aterro sanitário em função da idade (Fonte: RUSSO, 2005 e PIRES, 2008)

<i>Parâmetros/ Composição</i>	<i>Aterros Recentes</i>		<i>Aterros com mais de 10 anos</i>
	Intervalo (mg/L)	Valor Típico (mg/L)	
DBO ₅	2 000 – 30 000	10 000	100 – 200
DQO	3 000 – 60 000	18 000	100 – 500
COT	1 500 – 20 000	6 000	80 – 160
SST	200 – 2000	500	100 – 400
Azoto orgânico	10 – 800	200	80 – 120
Azoto amoniacal	10 – 800	200	20 – 40
NO ₃ ⁻ - Nitratos	-	25	5 – 10
P total	5 – 100	30	5 – 10
Ortofosfatos – PO ₄	-	20	4 – 8
Alcalinidade em CaCO ₃	1 000 – 10 000	3 000	200 – 1 000
pH	4,5 – 7,5 (s/ unidades)	6	6,6 – 7,5
Dureza total em CaCO ₃	300 – 10 000	3 500	200 – 500

Pode constatar-se a variação da composição do lixiviado com a idade do aterro. Esta variabilidade de constituição dos lixiviados com o tempo dificulta o estabelecimento de um sistema de tratamento para toda a vida do aterro. Assim, um método de tratamento de lixiviados para um aterro novo será muito diferente daquele que se propõe para um aterro velho.

Os lixiviados produzidos nos aterros sanitários, devido às suas características, conferem um potencial poder poluente que exige o conveniente tratamento (gestão, drenagem e tratamento propriamente dito). Com valores de DQO muitas vezes superiores a 200 vezes em relação ao dos esgotos urbanos, com variações sazonais e anuais ao longo do envelhecimento do aterro, a simples transposição de esquemas usados para o tratamento de esgotos urbanos para os lixiviados tem-se revelado insuficiente para atingir os parâmetros de qualidade de descarga no meio hídrico receptor (RUSSO, 2005). Os métodos de tratamento dos lixiviados podem ser divididos em dois grandes grupos, com diversas variantes:

- Processos de eliminação, que transformam grande parte das substâncias contaminantes em outras mais simples e inócuas (CO₂, N₂, H₂O);
- Processos de separação dos sólidos da fracção líquida dos lixiviados.

Estes processos podem ser combinados de várias formas, resultando em variantes distintas (RUSSO, 2005).

Num primeiro grupo, aparecem as combinações de processos de separação com processos de eliminação baseados em tratamentos biológicos com etapas posteriores de eliminação e/ou separação de componentes não biodegradáveis. No segundo grupo encontram-se os processos de separação físicos, físico-químicos e térmicos, cujos produtos finais são resíduos secos com concentrações superiores a 90% de sólidos e de um líquido que contém azoto amoniacal, sulfato de amônio, fosfato de amônio e azoto livre. (RUSSO, 2005).

Um terceiro grupo é constituído por combinações de métodos de recirculação dos lixiviados e dos concentrados provenientes de processos de separação. O próprio aterro constitui um reactor anaeróbio para os concentrados inoculados conjuntamente com cerca de 30% de lixiviado, sendo este um procedimento muito comum em vários países (Estados Unidos da América, Alemanha, Reino Unido, Itália, Holanda, Áustria) (RUSSO, 2005).

4.3. Técnicas de tratamento de lixiviados

O tratamento dos lixiviados de aterros sanitários deve ser feito de tal modo a que o seu lançamento num corpo receptor, siga os padrões de lançamento exigidos pela legislação ambiental vigente. (WISZNIOWSKI *et al.*, 2006)

Para a escolha e concepção dos componentes de um sistema de tratamento de lixiviados é necessária a consideração de fatores de caracterização do mesmo, como por exemplo, concentrações de matéria orgânica e inorgânica e a quantidade de materiais tóxicos. Porém, existem diversas alternativas de lançamento do efluente final, bem como tecnologias disponíveis, e exigências legais e/ou normativas.

Muitas vezes os lixiviados podem ser recirculados dentro das células do aterro sanitário, com o objetivo de se diminuir o volume a ser efetivamente tratado e de forma a acelerar a estabilização do lixiviado, diminuindo desta forma valores de DQO e de DBO. Entretanto, deve-se tomar cuidado para que o volume recirculado não interfira prejudicialmente nos processos de decomposição no interior do aterro (DILLENBURG, 2006).

As dificuldades no tratamento dos lixiviados estão relacionadas com a sua alta concentração de matéria orgânica, alta concentração de nitrogênio, principalmente na forma amoniacal, além de componentes tóxicos como os íons metálicos. Também deve ser ressaltado que, cada aterro gera um lixiviado com características particulares, e ainda, no mesmo aterro, à medida que os resíduos permanecem maior tempo em processo de decomposição, suas características sofrem alterações importantes (KARGI et al., 2003).

A seguir são descritas algumas técnicas, que têm sido aplicadas para o tratamento de lixiviados de aterro sanitário.

4.3.2. Processos Biológicos

Os processos biológicos consistem na remoção de sólidos coloidais não sedimentáveis e na estabilização da matéria orgânica e, em muitos casos, a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Esses objetivos são alcançados pela atividade de diversos microorganismos, principalmente bactérias (METCALF E EDDY, 2003 apud MORAIS, 2005).

Os processos biológicos podem ser classificados como anaeróbios, aeróbios, anóxicos e facultativos. Em cada processo, há diferenças quanto ao crescimento biológico, quanto ao fluxo (contínuo ou intermitente) e quanto às características hidráulicas (mistura completa, fluxo de pistão ou fluxo arbitrário) (MENDONÇA, 2002).

Para o tratamento biológico dos lixiviados, além do processo de recirculação, realizado no próprio aterro, também podem ser utilizados sistemas aeróbios (lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos), anaeróbios (reator anaeróbio de fluxo

ascendente, lagoas anaeróbias, filtro anaeróbio), e os facultativos, representados pelas lagoas facultativas (MORAIS, 2005).

4.3.2.1. Recirculação dos lixiviados nos aterros sanitários

Diversos estudos têm mostrado que o maior benefício da recirculação é a produção de lixiviados com uma baixa carga orgânica, num período de tempo relativamente curto (+/- 18 meses) (ROBINSON et al. 1982 apud RUSSO, 2005).

Em pesquisas no Reino Unido foi demonstrado que a redução do volume de ácidos voláteis por evaporação contribuía para a redução da contaminação dos lixiviados, se estes fossem recirculados para o corpo do aterro e dispersos sobre os resíduos acumulados (ROBINSON et al. 1982 apud RUSSO, 2005).

Apesar de a carga orgânica do lixiviado poder ser reduzida pela recirculação, existem outros constituintes que não são removidos significativamente (amônia, cloretos e metais), exigindo um tratamento posterior, se desmobilizados do sistema (RUSSO, 2005).

Apesar destas desvantagens, a redução de volume e de contaminação orgânica do lixiviado através da recirculação são sempre benéficas na gestão de um aterro, reduzindo os custos de outros tratamentos que sejam adotados (POHLAND, 1986 apud RUSSO, 2005).

O processo de recirculação tem de ser rigorosamente controlado, de forma a maximizar a estabilização do aterro, e do volume. A frequência de recirculação do lixiviado deve ser rigorosamente controlada. O excesso de volume nas células do aterro pode resultar na imposição de condições ácidas, as quais vão reduzir a atividade metanogênica, alterando a cinética dos processos de decomposição mediados por microorganismos. (CHANG et al., 2002.)

4.3.2.2.Lodos ativados

Existem nos dias de hoje, diversas variantes do sistema de lodo ativado, que pode ser classificado de acordo com as características hidráulicas e tipo de aeração. (MENDONÇA, 2002).

No método de tratamento do tipo lodos ativados, podem ser apontados os seguintes sistemas: lodo ativado convencional, aeração prolongada, e fluxo intermitente. O princípio básico do sistema de lodo ativado convencional consiste na recirculação dos sólidos no fundo da unidade de decantação, através do bombeamento para a unidade de aeração, ocorrendo desta forma um aumento da concentração de bactérias. Enquanto que no sistema de lodo convencional, a estabilização do lodo é feita em separado, na aeração prolongada ela é feita conjuntamente no próprio reator. (HUSSAR, 2001).

4.3.2.3.Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são bacias de grande volume e pequenas profundidades, onde pela ação de vento, e pela fotossíntese realizada pelas algas permitem a sua aeração. Uma mistura de população microbiana autotrófica e heterotrófica permite a degradação da matéria orgânica ao longo de um grande tempo de residência (REICHERT, 1999 apud CECCONELLO, 2005).

A radiação solar é um fator ambiental muito importante uma vez que regula a produção de oxigênio para as algas (REICHERT, 1999 apud CECCONELLO, 2005).

As lagoas de estabilização, sob o ponto de vista do seu tratamento, podem ser classificadas da seguinte forma: lagoas anaeróbias, lagoas facultativas, lagoas aeróbias, e lagoas areadas. (SILVA, 1979 apud HUSSAR, 2001).

Na lagoa anaeróbia, a matéria orgânica é submetida a um processo de degradação na ausência de oxigênio com produção de gás metano e gás carbônico (MORAIS, 2006). Lagoas anaeróbias são tanques com profundidade de 4,0 a 5,0 m, de maneira a reduzir a possibilidade de penetração do oxigênio produzido na superfície para as camadas mais profundas. A carga orgânica aplicada deverá ser

alta, principalmente para que a taxa de consumo de oxigênio seja várias vezes superior à taxa de produção, criando condições estritamente anaeróbias (MEIRA, 2003).

Lagoas facultativas são tanques de menor profundidade (1,5 a 3,0 m). Nesses locais a matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel), conjuntamente com a matéria orgânica de pequenas dimensões (DBO finamente particulada) não sedimenta, permanecendo dispersa na massa líquida. Na camada mais superficial a matéria orgânica é oxidada por meio da respiração aeróbia. Abaixo da zona de penetração da energia solar, forma-se a zona facultativa composta de grupos de bactérias que são capazes de sobreviver e proliferar tanto na presença como na ausência de oxigênio. Na camada de maior profundidade forma-se uma zona anaeróbia, onde os sedimentos sofrem o processo de decomposição por microrganismos anaeróbios, sendo convertidos lentamente em gás carbônico, água, metano e outros (MEIRA, 2003).

As lagoas aeradas são normalmente construídas com taludes de terra e funcionam como reatores biológicos de crescimento suspenso, sem recirculação do lodo, tendo profundidade de 2,5 a 5,0 m. São normalmente usados aeradores mecânicos para a mistura e aeração da massa líquida (D'ALMEIDA e VILHENA, 2000 apud MORAIS, 2005).

4.3.2.4.Filtros Biológicos

O filtro biológico baseia-se em um reator denominado de leito fixo ou de filme fixo. Nestes reatores os microorganismos são mantidos aderidos a um material suporte (pedra brita, cascalhos, suportes plásticos, concreto triturado, cascas de árvore) que constitui o recheio da unidade. O filtro biológico aeróbio mais simples é composto por um leito de pedras ou de materiais inertes, com forma, tamanho e interstícios adequados, que permitam a livre circulação natural do ar, sobre o qual dispositivos de distribuição lançam os lixiviados que percolam entre as peças que constituem o referido recheio. Quando o lixiviado percola através do leito, ocorre o contato direto do substrato e do oxigênio presente no ar com os microrganismos, que

se encontram aderidos à superfície de um meio suporte (METACALF e EDDY, 2003 apud MORAIS, 2005).

4.3.2.5.Sistema Anaeróbio

O emprego do processo oferece várias vantagens em relação ao sistema aeróbio, destacando o menor consumo de energia, a menor produção de lodo e, além disso, requer menor área par a implantação e oferece potencialidade do uso do metano produzido como combustível (MENDONÇA, 2002). No entanto, trata-se de um tratamento que exige um tempo de retenção hidráulica maior, e que apresenta uma maior sensibilidade a choques de carga, apresentando uma menor eficiência que o sistema aeróbio, tanto na remoção de matéria orgânica quer na remoção de nutrientes (METCALF E EDDY, 2003 apud MORAIS, 2005).

4.3.2.6.Processos aeróbios/anaeróbios

Uma das mais modernas tendências para o tratamento de efluentes consiste na utilização de processos anaeróbios-aeróbios alternados. Este sistema aumenta significativamente a eficiência do tratamento, o que permite a redução do tamanho das estações e dos tempos de residência. Nestas combinações, o pré-tratamento anaeróbio é empregue com o objetivo de reduzir a carga orgânica na entrada do reator aeróbio, o que permite uma redução no consumo de energia e na produção de lodo, além de promover a remoção de nutrientes (MENDONÇA, 2002).

4.3.2. Tratamento Físico-Químico

Os métodos físicos e físico-químicos têm sido aplicados para remover carga orgânica e nitrogênio do lixiviado. Pode-se dizer que os tratamentos físico-químicos

são aqueles que envolvem, principalmente, a remoção de sólidos e espumas, o que permite uma clarificação dos resíduos (MANAHAN, 2000 apud MORAIS, 2005).

Os processos físico-químicos utilizados no tratamento dos lixiviados caracterizam-se em geral pela adição de produtos químicos ao efluente a tratar, de modo a facilitar a depuração do efluente. Os tratamentos químicos são sempre utilizados em conjunto com processos físicos (MANAHAN, 2000 apud MORAIS, 2005).

As principais formas de tratamento dos lixiviados são as seguintes:

- Tratamentos químicos: Coagulação, Floculação e precipitação, Adsorção por carbono, Troca iônica e Oxidação química.
- Tratamentos físicos: Air stripping, floculação e sedimentação, filtração, osmose reversa e ultrafiltração.

A seguir uma breve descrição de alguns desses processos.

4.3.2.1.Adsorção

Este método baseia-se na adsorção ou absorção de diversas espécies químicas presentes no lixiviado (iônicas ou orgânicas) por matrizes sólidas. Existem diversos materiais que têm sido testados como adsorventes (zeolitas, vermiculite, caolinite, alumina ativada), no entanto, o carvão ativado continua sendo aquele que apresenta melhores resultados (MORAIS, 2005).

A adsorção por carbono ativado permite uma remoção de 50 a 70 % de DQO, e de 20 a 35 % de nitrogênio amoniacal quando se empregam amostras de lixiviado estabilizado. (KARGI et al., 2003).

4.3.2.2.Adsorção Coagulação/Floculação/Sedimentação

Este método tem por objetivo a clarificação de efluentes contendo partículas coloidais e sólidos em suspensão. O princípio deste processo consiste na neutralização das cargas elétricas do material em suspensão, por adição de agentes de floculação (por exemplo, sulfato de alumínio). Após a neutralização das cargas superficiais a mistura é deixada em repouso, o que facilita a aglutinação das partículas por adsorção (SILVA, 2002).

Os principais agentes empregados nos processos de coagulação/floculação são geralmente classificados em dois grandes grupos: Agentes Inorgânicos: como sulfato de alumínio. Sulfato ferroso, cloreto férrico, clorosulfato férrico, cloreto de polialumínio; e Polímeros Orgânicos: derivados de poliacrilamida (ou polietileno), biopolímeros (polímeros produzidos por organismos biológicos). (ZOUBOULIS, CHAI e KATSOYIANNIS, 2004).

4.3.2.3.Precipitação Química

Este método baseia-se na utilização de hidróxido de cálcio (cal), sendo necessário cerca de 1-15g/L de cal no tratamento do lixiviado. Os efeitos resultantes da precipitação química são: o aumento do pH e da dureza, a baixa taxa de remoção da DQO (20-40%). Porém este método permite uma muito boa remoção de metais (90-90%) e 70-90% de remoção de cor, turbidez, e de sólidos suspensos. (AMOKRANE et al., 1997).

4.3.2.4.Processos empregando membranas

O processo de separação por membranas trata-se de uma variação dos processos convencionais de filtração clássica, nos quais os meios filtrantes (membranas) apresentam poros muito inferiores em comparação aos processos convencionais. Os processos onde são utilizadas membranas são conhecidos como: microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa, onde, o que varia é o

tamanho da partícula retida em cada um dos processos. A osmose reversa permite a remoção da salinidade, bem como da DQO residual dos lixiviados (SILVA, 2002).

4.3.2.5. Remoção de poluente por arraste com ar (air stripping)

Este processo baseia-se na remoção por volatilização de substâncias voláteis presentes nas águas residuárias, através de um processo físico de arraste com ar. No caso da remoção da amônia presente em grandes quantidades no chorume, é necessário elevar o pH do meio, de modo que favoreça a transformação do íon amônio em amônia livre (MORAIS, 2005).

Este método segundo alguns estudos permite a eliminação de aproximadamente 90% do teor de amônia presente no lixiviado (CHEUNG et al., 1997).

Por outro lado a remoção da amônia por este processo apresenta um elevado custo de operação, bem como a libertação da amônia para a atmosfera (CHEUNG et al., 1997).

4.3.2.6. Oxidação química

Este tipo de tratamento baseia-se na eliminação de odores e de sulfetos, através da utilização de cloro, ozônio, peróxido do hidrogênio, permanganato de potássio e hipoclorito de cálcio, que são utilizados como oxidantes. (AMOKRANE et al., 1997).

4.3.2.7. Evaporação

Esta técnica consiste na utilização de tanques abertos para evaporação do lixiviado. Trata-se de um processo que ocorre paralelamente em relação a outros processos, como por exemplo, o tratamento por lagoas e do emprego de processos de recirculação de lixiviados (SILVA, 2002).

As maiores dificuldades e desvantagens da aplicação desta técnica são o mau cheiro, o aumento da concentração de sais solúveis (cloreto de sódio, por exemplo). E quando os resíduos formados são depositados nas células do aterro sanitário, ocorre um aumento da concentração dos sais, com conseqüente alteração da força iônica, o que pode levar a inibição da ação dos microrganismos característicos, impedindo assim a degradação dos resíduos depositados (TYRREL et al., 2002).

A utilização da evaporação como um sistema de tratamento de lixiviados trata-se de uma recente tecnologia, onde se utiliza a energia contida no biogás gerado no próprio aterro sanitário para evaporar o lixiviado por aquecimento. Existem vários tipos de tecnologias já desenvolvidas para atingir este objetivo, que permitem tratar de uma forma global, o total dos efluentes de um aterro sanitário (gases e lixiviado), obtendo-se assim um lodo que pode ser disposto nos aterros sanitários (ROE et al, 1998).

Segundo GIRALDO (2001) a principal vantagem que se tem com a tecnologia de evaporação, é o aproveitamento do gás para a conversão em energia elétrica, em simultâneo com o tratamento do líquido percolado, solucionando os principais problemas que se tem nos aterros sanitários: a emissão de gases e os líquidos percolados. Outra vantagem mencionada é a simplicidade dos equipamentos e o baixo custo comparado com outras tecnologias similares.

A tecnologia de evaporação de lixiviados de aterros sanitários tem vindo a ser aperfeiçoada desde a década de 80. Muitos autores defendem que a tecnologia de evaporação é muito eficiente quando comparada com outros métodos de tratamento. Em suas investigações, à escala laboratorial, a tecnologia de evaporação pode ser otimizada ao nível de se conseguir apenas 1% de concentrado (lodo) em relação ao volume original de lixiviado. (GIRALDO, 2001).

4.3.5.7.1. Evaporação natural de lixiviado

Um dos métodos tradicionais de evaporação de águas residuárias consiste em lagoas de evaporação natural. 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 et al., 2001).

O fenômeno de evaporação ocorre na interface da superfície líquido-ar. A área de contato é um fator limitante na taxa de evaporação de um líquido. Segundo um princípio básico, nas reações físico-químicas quanto maior a superfície de contato entre os reagentes, maior a velocidade da reação. Assim sendo, para favorecer o processo de evaporação, deve-se aumentar a área de contato entre a água e o ar.

O fenômeno de evaporação, pode ser melhorado se forem utilizadas estruturas de contato, isto é, materiais com elevada superfície exposta. Estas superfícies de contato possuem uma estrutura alveolar, apresentando uma elevada área específica apesar de ocuparem volumes reduzidos. (BASENGE)

Nas superfícies de contato referidas anteriormente, a água é distribuída na parte superior de colmeias ou mantas descendo 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.

Existem diversos trabalhos, que têm evidenciado o tratamento de lixiviados através de painéis de evaporação.

Um estudo desenvolvido por DUARTE e NETO (1996) apresenta uma proposta de tratamento de efluentes vinícolas através do fenômeno da evaporação. Este tipo de tratamento consiste em separar a fracção sólida do efluente (por centrifugação), fracção esta que constituirá o único subproduto, de fácil manuseamento e com potencial utilização agronômica e, eliminar, parcialmente ou totalmente, a fracção líquida, através de painéis de evaporação, evitando a descarga direta no solo ou nos cursos de água. O processo de evaporação foi estudado com o intuito de fornecer uma solução alternativa aos sistemas de tratamento tradicionais para regiões onde estes sistemas são tecnicamente ou economicamente inviáveis, valorizando para isso as vantagens das condições climáticas locais (temperatura do ar, umidade relativa e velocidade do vento). Cada painel possui dimensão de 2,1 x 4,0 x 0,3 m (largura x altura x espessura), colocado sobre a sua largura, com uma

inclinação de 60° relativamente ao solo. Através deste experimento verificou-se que as quantidades de água evaporada dependem muito da velocidade do vento e da humidade relativa do ar. Quanto maior era a velocidade do vento, e menor a humidade relativa, maior era a taxa de evaporação. Assim este trabalho enfatizou a importância do fenómeno de evaporação como uma solução simples para lidar com problemas ambientais complexos.

Um outro estudo, desenvolvido por Bondon et al. (1994) consistia num sistema de evaporação para tratar efluentes agro-industriais, provenientes de indústrias vinícolas. Este sistema se baseia na utilização de painéis evaporativos que aumentam a superfície de troca entre o líquido e o ar. Inicialmente trabalharam com um piloto composto por 2 painéis evaporativos, cujas dimensões eram: 4 m de altura por 2,1 m de largura por 0,3 m espessura, sobre os quais o efluente foi pulverizado. O efluente excedente que não era evaporado voltava, através de efeito cascata, ao tanque de armazenamento, para uma sucessiva recirculação. Cada painel possui uma capacidade de evaporar, em média, 1,18 m³ de efluente por dia. Após os resultados obtidos na fase de experimentação do piloto, que durou 8 meses (de setembro 1991 a abril 1992), passou-se a uma instalação a uma escala real, composta por 6 painéis, para tratar todo o efluente da vinícola objeto de estudo (1500 m³ por ano). Verificou-se que além da eficiência do processo em evaporar líquidos, este experimento permite uma oxidação permanente dos compostos sulfurados, devido à aeração resultante do efeito cascata do líquido não evaporado.

4.3.5.7.2. Estudo do Impacto de painéis de evaporação sobre o meio ambiente

Um aspecto que deve ser estudado é a transferência ou não, de substâncias poluentes para o ar, inerente ao fenómeno evaporativo, que resulta da passagem do líquido pelos painéis de evaporação.

Segundo DUARTE e NETO (1994) através de um conjunto de ensaios realizados em painéis de evaporação para o tratamento de efluentes vinícolas, 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 às 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 conseqüentemente 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, diminuiram 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 fenômeno 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.

4.4. Ecotoxicologia e Toxicologia Ambiental

A base da Toxicologia Ambiental e a Ecotoxicologia é o estudo científico de efeitos adversos causados sobre os organismos vivos pelas substâncias químicas liberadas no ambiente. Em geral, a expressão Toxicologia Ambiental é usada nos estudos onde são descritos os efeitos das substâncias químicas sobre os seres vivos individualmente, e o termo Ecotoxicologia, para estudos dos efeitos desses compostos sobre populações e seus comportamentos nos ecossistemas (CHASIN e PEDROZO, 2003, apud FLOHR, 2007).

De acordo com a Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia – SETAC Brasil, a Ecotoxicologia é a ciência que tem como princípio básico o estudo dos efeitos dos agentes físicos, químicos e biológicos sobre os organismos vivos, particularmente sobre populações e comunidades em seus ecossistemas, incluindo as formas de transporte, distribuição, transformação, interações e destino final desses agentes nos diferentes compartimentos do ambiente (SETAC BRASIL, 2008).

A análise ecotoxicológica tem por finalidade saber, segundo uma determinada grandeza, se as substâncias químicas, isoladas ou em formas de misturas, são nocivas, e como e onde se manifestam seus efeitos. A ecotoxicologia revela, através de ensaios com matéria viva, efeitos agudos ou crônicos, produzidos por substâncias químicas (KNIE e LOPES, 2004 apud FLOHR, 2007).

Em ecotoxicologia, ao focar especificamente os efeitos, reporta-se àqueles evidenciados por testes de toxicidade que visam prever o impacto de determinado xenobiótico ao meio ambiente (CHASIN e PEDROZO, 2003, apud FLOHR, 2007)

Segundo Norma DIN 38412 parte 1, (1994), os testes de toxicidade têm as seguintes aplicações (SAAR, 2007):

- Determinação da toxicidade de várias substâncias ou de misturas destas;
- Comparação da sensibilidade específica de vários organismos aos mesmos poluentes;
- Determinação dos efeitos estimulantes ou inibidores (tróficos) de diferentes substâncias e efluentes;
- Avaliação da bioacumulação de substâncias;
- Avaliação da biodegradação de substâncias e de efluentes;
- Hierarquização de poluentes ou fontes de poluição prioritárias;
- Inspeção do funcionamento e da detoxificação produzida por estações de tratamento de efluentes;
- Avaliação dos efeitos de efluentes e de seus constituintes sobre as estações de
- Tratamento de esgotos e dos corpos receptores;
- Monitoramento da qualidade das águas;
- Investigação de descargas de efluentes;
- Especificação de padrões técnicos para tratamento de efluentes;
- Cálculo de impostos para efluentes, de acordo com seu efeito tóxico;
- Avaliação de eluatos de materiais sólidos.

4.4.2. Testes de toxicidade aguda

A toxicidade aguda é a manifestação de um efeito em um organismo aquático, num curto espaço de tempo (até 48 horas) após a administração de uma única dose de uma substância. Em geral, é o primeiro estudo realizado sobre uma substância

quando não há nenhuma noção ou somente noções teóricas, muito restritas, sobre a substância a ser estudada (MATIAS, 2003).

O ensaio de toxicidade aguda permite (FLOHR, 2007):

- Estabelecer uma relação entre a dose administrada e a intensidade de efeitos adversos observados;
- Calcular uma dose ou uma concentração letal (DL50 ou CL50) que é a expressão matemática da dose ou a concentração da substância que provoca a morte a 50% da população exposta;
- Estabelecer uma comparação da toxicidade de uma substância com outras no qual a toxicidade é conhecida;
- Fornecer indicações sobre os efeitos possíveis de uma exposição ao homem;

Segundo LU (1996), estes estudos também podem indicar o provável órgão afetado pela substância química e seu efeito tóxico específico, e podem ainda promover o estabelecimento das doses a serem usadas nos estudos mais prolongados.

Na toxicologia o organismo-teste escolhido não é necessariamente aquele que apresenta mais semelhanças com o homem, mas aquele que permitirá melhor evidenciar o tipo de efeito toxicológico pesquisado (melhor sensibilidade). Na ecotoxicologia, os estudos do efeito agudo de produtos potencialmente tóxicos ao meio ambiente são utilizados organismos-teste como os peixes, microcrustáceos e algas, por serem sensíveis e representarem diferentes níveis tróficos (MATIAS, 2003).

A aplicação dos princípios de ecotoxicologia demanda a seleção de um organismo-teste. O organismo-teste é selecionado seguindo alguns critérios. Dentre eles cita-se: disponibilidade e abundância do organismo-teste no ambiente, facilidade de cultivo em laboratório e conhecimento da biologia da espécie. São espécies indicadoras, preferencialmente, espécies sensíveis e locais (BOHER, 1995 apud BRENTANO, 2006).

Dentre as espécies que atendem tais critérios, que é amplamente utilizada internacionalmente e cuja metodologia de cultivo e teste é normalizada em vários países, cita-se o microcrustáceo *Daphnia magna* Straus, 1820 (BRETANO, 2006).

Este organismo foi selecionado como organismo-teste para esta pesquisa por ser amplamente conhecido, facilmente cultivado e mantido em laboratório e por ter reprodução freqüente. Além disto, é necessário apenas uma pequena infra-estrutura, os custos para manutenção são baixos e as respostas aos agentes ambientais são rápidas devido ao seu ciclo de vida.

Segundo RUPPERT e BARNES (1996) apud BRETANO (2006), a *Daphnia magna* é classificada taxonomicamente no filo Arthropoda, subfilo Crustacea, classe Branchiopoda, ordem Diplostraca, subordem Cladocera, família Daphnidae. Dentre os microcrustáceos, *Daphnia magna* é comumente chamada de pulga d'água, e como parte do zooplâncton, ocupa uma importante posição nas cadeias alimentares aquáticas.

Daphnia magna é um microcrustáceo de água doce facilmente encontrado no hemisfério norte, que pode sobreviver em águas com dureza maior que 150 mg/L (CaCO₃), e com oxigênio dissolvido entre os 3 e 4 mg/L (EPA, 2002). As daphnias sobrevivem em ambientes com pH da água entre 6,5 e 9,5, mas o pH ótimo fica entre 7,2 e 8,5 (CLARE, 2006 apud FLOHR, 2007).

No Estado de Santa Catarina os ensaios de toxicidade aguda são regulamentados pela Fundação do Meio Ambiente – FATMA, pela Portaria no 017/02, que estabelece os Limites Máximos de Toxicidade Aguda para Efluentes de Diferentes Origens.

4.5. Compostos Orgânicos Voláteis

Os compostos orgânicos voláteis (COV) incluem a maioria dos solventes, lubrificantes e combustíveis em geral, sendo habitualmente emitidos por indústrias químicas e petroquímicas. De modo geral, são definidos como compostos orgânicos de elevada pressão de vapor e são facilmente vaporizados às condições de temperatura e pressão ambientes. A maioria dos hidrocarbonetos, incluindo

orgânicos nitrogenados, clorados e sulfurados são designados como COV. Estes compostos são geralmente encontrados em indústrias de manufatura com operação de solventes orgânicos causando, sobretudo, prejuízos à saúde humana, ambiente e materiais em geral (CHU et al, 2001 apud SCHIRMER, 2004).

Considera-se COV todo composto que, à exceção do metano, contém carbono e hidrogênio, os quais possivelmente podem ser substituídos por outros átomos como halogênios, oxigênio, enxofre, nitrogênio ou fósforo, excluindo-se óxidos de carbono e carbonatos. Estes compostos encontram-se em estado gasoso ou de vapor dentro das condições normais de temperatura e pressão (CNTP). Acrescenta-se ainda que todo produto orgânico tendo pressão de vapor superior a 10 Pa nas CNTP, ou 0 °C e 105 Pa (1 atm) é considerado um composto orgânico volátil (JO DEWULF, 2002).

As concentrações de COV na troposfera são influenciadas pela emissão, dispersão, deposição e reações fotoquímicas. Tanto fontes biogênicas quanto antropogênicas contribuem para a concentração de COV na troposfera. Nas áreas rurais predominam as emissões de origem biogênica ao passo que nas industriais predominam as emissões de origem antropogênica, oriundas da queima de combustíveis fósseis, indústrias químicas/petroquímicas, etc. (HANSEN e PALMGREN, 1996 apud SCHIRMER, 2004).

4.5.2. Impactos dos COV

Do ponto de vista ambiental, torna-se imprescindível o controle da emissão de vapores poluentes na atmosfera, pois mesmo sendo lançados no ar, são capazes de alterar todo o ecossistema de maneira global (ZAMBON, et al. Apud SCHIRMER, 2004). De acordo com estudos já realizados sobre o impacto de COV no ar, o lançamento de clorofluorometanos e demais compostos clorados na atmosfera, pode aumentar a absorção e emissão de radiação infravermelha. Porém, quando em combinação com NO_x, e na presença de luz, sofrem oxidação fotoquímica, produzindo o “smog” fotoquímico (KHAN e GHOSHAL, 2000 apud SCHIRMER, 2004). A maioria destes compostos são perigosos devido aos seus efeitos

carcinogênicos e/ou mutagênicos, mesmo a baixas concentrações (CHUNG et al, 1998 apud SCHIRMER, 2004).

A emissão de COV tem um impacto direto e importante sobre o homem. O risco toxicológico principal dos COV é ocasionado pela inalação. Os vapores do solvente penetram nas vias respiratórias até os alvéolos pulmonares, onde eles se dissolvem no sangue (ÁLVARES Jr., 2002 apud SCHIRMER, 2004). No caso dos solventes, a ação sentida no homem passa pelo relaxamento da atenção, diminuição dos reflexos, náuseas, dores de cabeça ou vertigens; o contato freqüente e prolongado pode produzir problemas mais graves tais como eczemas, irritação das mucosas oculares e nasais, doenças pulmonares e do fígado, rins e sangue. A altas concentrações, muitos COV constituem narcóticos em potencial, podendo atacar o sistema nervoso central (GONZALEZ, 1990).

Os COV também têm um importante papel nos processos físico-químicos da troposfera, contribuindo para a formação de ozônio e outros oxidantes fotoquímicos (FINLAYSON-PITTS e PITTS, 1986 apud SCHIRMER, 2004).

A transferência dos COV presentes no ar para o meio aquático também ocasiona uma série de problemas. A água potável, por exemplo, é alterada devido à presença destes contaminantes, seja em lençóis subterrâneos ou mesmo de superfície. Os COV podem ainda ser adsorvidos em diferentes superfícies sólidas (argila, lama, etc.) sendo dessorvidos em outros meios naturais.

Os COV e NO_x reagem na atmosfera, principalmente quando ativados pela radiação solar, formando um conjunto de gases agressivos, os “oxidantes fotoquímicos”. Dos oxidantes fotoquímicos presentes na atmosfera, o ozônio é o que está em maior quantidade (70 a 80%).

5. METODOLOGIA

5.1. Coleta e caracterização dos lixiviados

5.1.2. Caracterização do local da coleta dos lixiviados

O aterro sanitário estudado nesta pesquisa fica localizado no município de Biguaçu/SC (Figura 4), localizado no Bairro Areias de Cima, BR 101, Km 178, e que é administrado pela empresa Pró-activa Meio Ambiente Brasil Ltda.

Segundo dados de 2007, este aterro sanitário recebe resíduos de 27 municípios do Estado de Santa Catarina. O volume de resíduos recebido diariamente, (com base na baixa temporada) é de 600 toneladas. O aterro está licenciado para receber resíduos domiciliares, hospitalares e inertes. Os resíduos classe I e II a são encaminhados para um depósito de armazenamento temporário para posterior encaminhamento num outro aterro, ou seja, num aterro industrial licenciado.

O lixiviado produzido neste aterro é percolado e conduzido a um tanque de equalização e posteriormente encaminhado para seu tratamento numa estação de tratamento de efluentes localizado dentro da área do próprio aterro. Os tratamentos são de natureza físico-químico e biológica.

O tratamento do lixiviado ainda inclui uma desinfecção química realizada com hipoclorito de sódio antes do seu lançamento no corpo hídrico receptor: o Rio Inferninho.

Um estudo realizado por MÁXIMO (2007) identifica as principais características dos lixiviados do Aterro Sanitário de Biguaçu. As amostras foram realizadas durante um período de 1 ano e os valores obtidos são apresentados na tabela seguinte:

Tabela 8 – Principais características físico-químicas do lixiviado do aterro sanitário de Biguaçu (Fonte: MÁXIMO, 2007)

<i>Parâmetros</i>	<i>Unidade</i>	<i>Mínimo</i>	<i>Máximo</i>	<i>Média</i>
pH		7,85	8,96	8
Temperatura	°C	23,7	31,6	26
Condutividade	mS/cm	11,87	19,4	14
Potencial Redox	mV	-41	-62	-39
ST	mg/L	6111	9604	8071
SV	mg/L	748	3522	1730
SF	mg/L	5473	7457	6369
NO ₃	mg/L	6,3	13,15	10
NH ₃	mg/L	850	1385,5	1248
PO ₄	mg/L	19,3	52,8	29
Cloretos	mg/L	1988	2840	2353
Turbidez	NTU	208	443	308
Cor	uPtCo / L	5180	5840	5474
Alcalinidade Total	mg/L	6400	8100	5229
Alcalinidade a HCO ₃	mg/L	6120	6400	2689
Dureza	mg/L	440	1250	809
DQO	mg/L	1577	6103	3079
SO ₄	mg/L	113,7	281	119
DBO	mg/L	450	2688	1244
COT	mg/L	513	1585	1052
DQO/DBO ₅	mg/L	3,5	2,27	2,48
DBO ₅ /DQO	mg/L	0,29	0,44	0,4
COT/DQO	mg/L	0,35	0,26	0,34

5.2. Caracterização do piloto experimental

5.2.2. Descrição do piloto

O piloto em estudo localiza-se nos terrenos da UFSC, Florianópolis, Brasil. Este piloto foi projetado por um aluno de mestrado (Figura 5), com base em estudos realizados por alguns autores, utilizando outros tipos de efluentes, sendo depois adaptado o seu uso às características dos lixiviados de aterro sanitário.

A Figura 6 ilustra o esquema do sistema de evaporação de lixiviados implementado na área de experimentação do Lareso.



Figura 5 – Imagem do piloto experimental de tratamento de lixiviados por evaporação natural

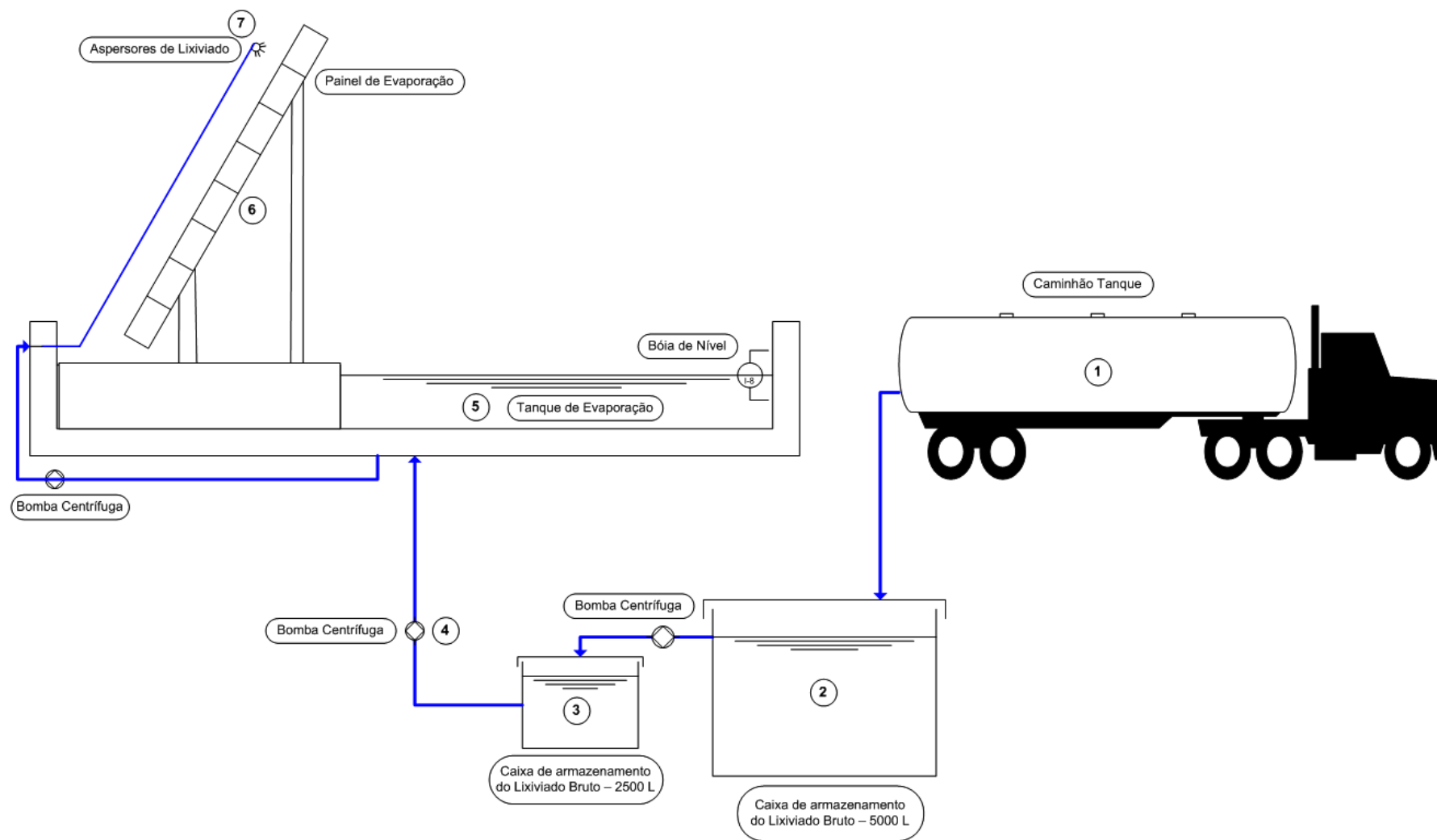


Figura 6 - Esquema do piloto experimental de tratamento de lixiviados por evaporação natural

Descrição do Piloto:

O lixiviado bruto proveniente do aterro sanitário de Biguaçu, é transportado por um caminhão (1), que ao chegar ao local do experimento, descarrega o seu conteúdo diretamente, no reservatório de armazenamento de 5.000 l (2). Uma bomba centrífuga é utilizada para fazer a transferência do lixiviado do reservatório de armazenamento, para o reservatório de passagem mantendo constante o seu nível (3). Os orifícios de saída de cada reservatório foram revestidos com uma tela que atua como filtro para reter materiais grosseiros ou mesmo organismos vivos que possam estar presentes no lixiviado. Sucessivamente, ao ocorrer a variação do nível do efluente no reservatório de evaporação, uma bóia de nível aciona a bomba centrífuga, abastecendo-o (5). O hidrômetro (4), posicionado entre o reservatório de passagem e o reservatório de evaporação, mede o volume de lixiviado enviado ao sistema. Do reservatório de evaporação o lixiviado é bombeado, de forma intermitente, ao grupo de aspersores (7). O bombeamento intermitente é realizado através de um temporizador, ou seja, um interruptor programado para ligar e desligar um circuito em intervalos predeterminados. Os aspersores, por sua vez, distribuem o lixiviado por toda a superfície do painel evaporativo (6). Devido à inclinação da placa, uma parte do lixiviado percola por sua estrutura, onde ocorrerá a evaporação, e a parte excedente retorna, por gravidade, ao reservatório de evaporação para recirculação (5) (Figura 6).

A razão do armazenamento baseia-se no fato de o sistema de evaporação utilizar em grande parte energias renováveis (vento, temperatura), o que implica a necessidade de armazenar parte da fração líquida do efluente, que durante um determinado período (situações de chuva, e baixa temperatura) não é evaporado.

5.2.2. Evaporação natural

A evaporação natural de superfícies livres é medida através de evaporímetros. Entre os diversos evaporímetros existentes no mercado, o mais utilizado no Brasil é o Tanque Classe A (Class A Pan) do U.S. Weather Bureau.

A evaporação do tanque é calculada através da equação:

$$Eca = (h_0 - h) + P$$

Eca = evaporação do Tanque Classe A [mm]

h_0 = leitura inicial (dia anterior) do nível de água no tanque [mm]

h = leitura final do nível de água no tanque [mm]

P = precipitação no intervalo entre as leituras [mm]

Fatores como a precipitação e a variação do nível de água no tanque influenciam a taxa de evaporação. A evaporação do Tanque Classe A (Eca), quando utilizada para estimar a evaporação de superfícies líquidas extensas expostas livremente às condições ambientais, tais como lagos e lagoas, deve ser multiplicada por um coeficiente do tanque (k_p), cujo valor varia em função da velocidade do vento, umidade relativa, exposição do tanque, etc. A principal função da Eca é permitir, por extrapolação, que se calcule a evaporação natural no tanque do piloto cuja área é de 9 m^2 . Ou seja, atribui-se assim um valor de evaporação natural à lâmina de água do tanque, sem a influência do resto do sistema (aspersores e placa de evaporação). Assim, é possível estabelecer a contribuição efetiva do painel de evaporação ao sistema. A determinação da evaporação natural do ambiente é de extrema importância para se verificar a evaporação efetiva do piloto de campo. A diferença entre a evaporação medida no sistema e a evaporação natural, resulta na evaporação efetiva dos painéis de evaporação.

5.2.2.1. Parâmetros físicos no fenômeno de evaporação

Os parâmetros que interferem no Fenômeno de evaporação são os seguintes:

- Temperatura a bolbo seco – Este parâmetro indica-nos a temperatura do ar, que contem uma determinada humidade.
- Temperatura a bolbo húmido – Temperatura do ar, considerando que a humidade desse ar é de 100 %, ou seja, é a temperatura do ar saturado.

- Humidade relativa – Este valor indica-nos a percentagem de água no ar, a uma determinada temperatura.

A partir da temperatura a bolbo seco e da temperatura a bolbo úmido, através de diagramas psicométricos, é possível determinar a humidade relativa e, ainda, a quantidade de água necessária, para que o ar atinja o ponto de saturação (DUARTE, 1994).

O Fenômeno de absorção de água pelo ar é o que, normalmente, se designa por evaporação.

Outros factores ambientais que influenciam o Fenômeno de evaporação são os seguintes:

- Vento – A velocidade do vento, bem como a sua direcção, intervém no processo de evaporação, na medida em que representa a velocidade de circulação do ar em contacto com a água contida no fluido que se pretende evaporar.
- Radiação Solar.

Na Figura 7 elucida-se, através dos parâmetros anteriormente definidos, as variações dos mesmos ao verificar-se a acção da passagem do ar através do painel de evaporação.

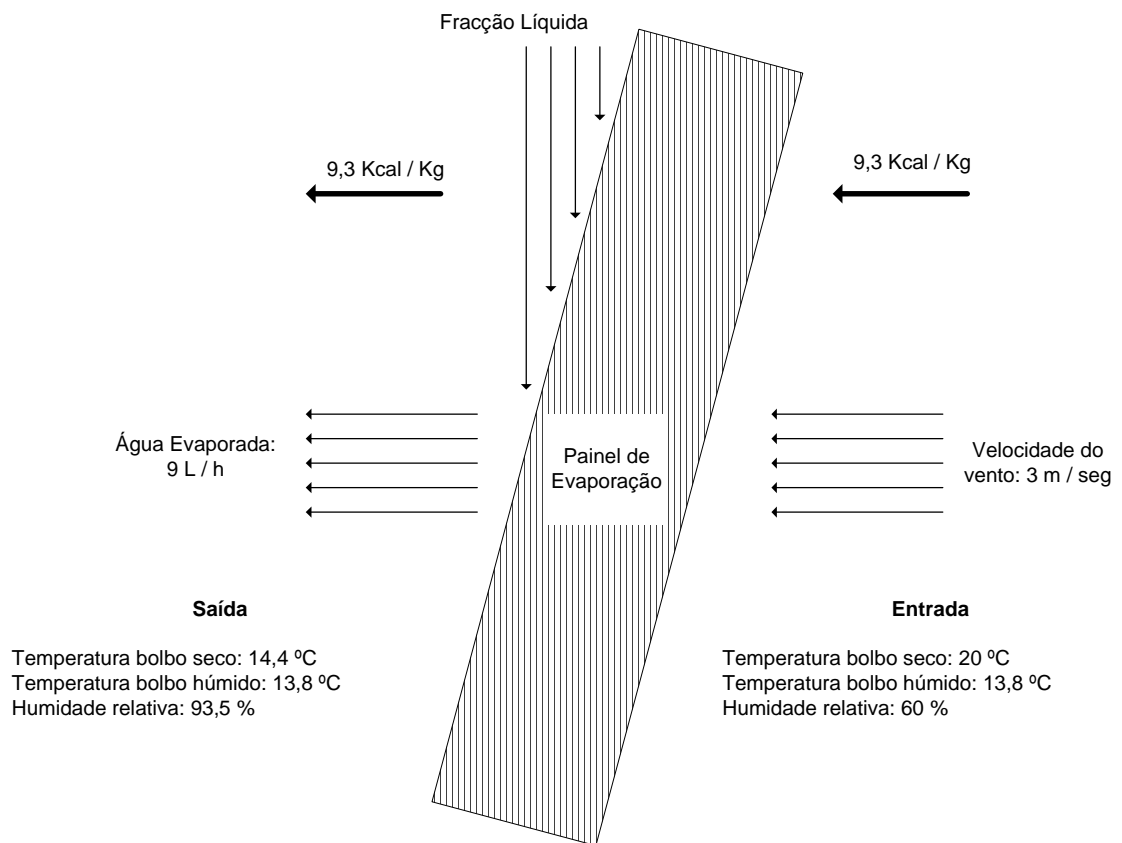


Figura 7 - Variação dos parâmetros físicos no fenômeno de evaporação com painéis evaporativos (Adaptado de: Duarte e Neto, 1994)

A fração líquida molha o painel, formando um filme líquido sobre o mesmo. O líquido excedente passa através da estrutura alveolar e retorna ao sistema. O ar ambiente, por sua vez, através da ação do vento, passa pelo painel molhado, evaporando assim o líquido. Após a passagem pelo painel o ar possui uma umidade relativa próxima à saturação.

5.3. Parâmetros monitorados

5.3.2. Lixiviados

As análises dos parâmetros físicos e químicos das amostras coletadas foram realizadas no Laboratório Integrado do Meio Ambiente – LIMA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

5.3.2.1. Análises Físico-Químicas

A caracterização do lixiviado foi realizada com amostras brutas (sem tratamento) do aterro de Biguaçu. Também se procedeu à análise do lixiviado presente no tanque de evaporação. Os parâmetros de qualidade analisados, bem como os métodos utilizados na caracterização, estão listados na Tabela 9:

Tabela 9 – Parâmetros e respectivos métodos de análise do lixiviado.

<i>Parâmetro</i>	<i>Método</i>
pH	Sonda multiparâmetros (YSI) - Figura 8
Temperatura [°C]	Sonda multiparâmetros (YSI)
Oxigênio dissolvido [mg/l]	Sonda multiparâmetros (YSI)
Potencial redox [mV]	Sonda multiparâmetros (YSI)
Condutividade [μ S/cm]	Sonda multiparâmetros (YSI)
Cor [UC]	Método Colorimétrico
Turbidez [NTU]	Método Nefelométrico
DQO _{total} [mg/L]	Colorimétrico - Refluxo Fechado
DBO _{total} [mg/L]	Manométrico HACH
Sólidos Suspensos Totais [mg/L]	Gravimétrico após filtração em membrana de acetato de celulose 0,45 μ m
Sólidos totais [mg/L]	Gravimétrico
Sólidos fixos [mg/L]	Gravimétrico
Sólidos voláteis [mg/L]	Gravimétrico
Amônia	Método Nessler e Destilação Kjeldahl
Nitrogênio total Kjeldhal (NTK)	Destilação Kjeldhal



5.3.2.2. Metodologia do Teste de Ecotoxicidade Aguda

Para a realização dos ensaios de toxicidade aguda foram utilizados os organismos-teste *Daphnia magna* Straus, 1820, que são cultivados no Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX) – ENS/ UFSC.

A metodologia de cultivo do organismo-teste *Daphnia magna* Straus, 1820 (Cladocera, Crustacea) seguiu o descrito na NBR 12.713 (ABNT, 2003a). O método de cultivo objetivou a manutenção do organismo-teste em laboratório, sob condições que permitam a avaliação da toxicidade de amostras de efluentes líquidos, águas continentais superficiais ou subterrâneas e substâncias químicas solúveis ou dispersas em água, assegurando o controle da saúde e sensibilidade da população.

Para avaliar a toxicidade aguda do lixiviado do piloto de evaporação, foram amostras de lixiviado da caixa de água de 5000L, e do tanque de evaporação.

A metodologia de teste agudo com o organismo-teste *Daphnia magna* também seguiu o descrito na NBR 12.713 (ABNT, 2003a). As amostras coletadas foram testadas baseando-se na exposição de neonatos de *Daphnia magna*, de 2 a 26 horas de idade, em diluições da amostra, por um período de 48 horas.

A partir da amostra, para cada teste foram preparadas 5 diluições (solução-teste) e um controle. As diluições foram preparadas com precisão volumétrica, em progressão geométrica de razão 2.

No controle e como diluente, foi usado água de diluição, também chamada meio ISO, descrito na norma ISO 6341:1996. Para cada diluição foram preparados 2 béqueres (25 ml cada), com aproximadamente 25 mL de solução-teste em cada. Foram testados 20 organismos por diluição, sendo expostos 10 em cada béquer. Este esquema pode ser observado na Figura 9.

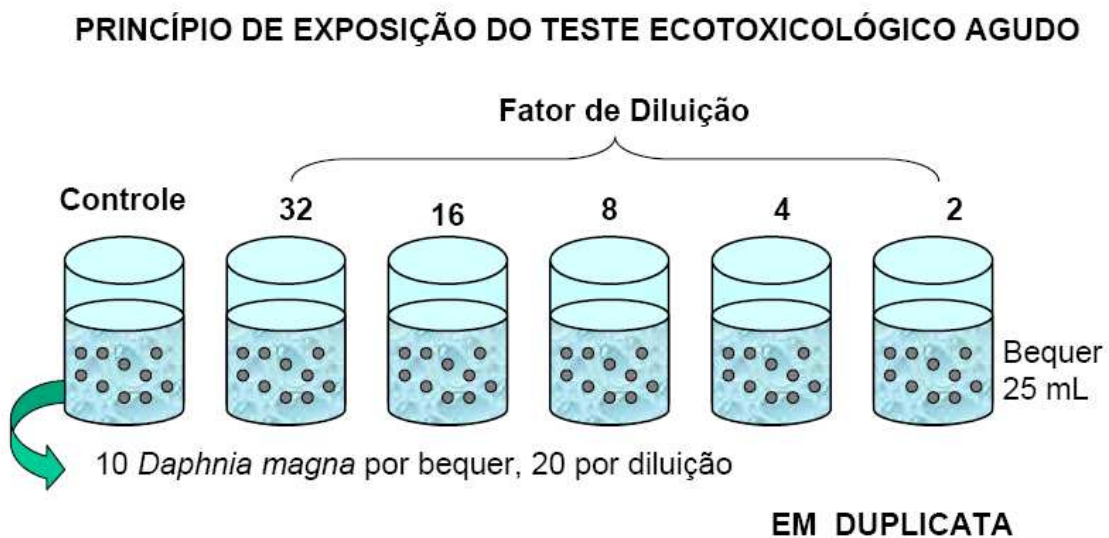


Figura 9 – Esquema do teste de toxicidade aguda com *Daphnia magna* (Fonte: Adaptado BRENTANO, 2006).

Os organismos-teste foram adicionados aos béqueres, fazendo-se a distribuição sempre da menor para a maior concentração do agente tóxico, iniciando pelo controle (Figura 10).



Figura 10 – Exemplo de montagem de um teste de toxicidade aguda

Os frascos foram cobertos e levados para a estufa de teste. Durante o período de teste foram mantidos de 18°C a 22°C, sem alimentação ou iluminação. Após o tempo de prova (48horas) observou-se o número de indivíduos imóveis por concentração e a partir destes dados, calculou-se a porcentagem de imobilidade por concentração. O resultado do teste é expresso em Concentração Efetiva Inicial Mediana - CE(I)50 48h, que corresponde à concentração da amostra no início do ensaio, que causa efeito agudo a 50% dos organismos expostos em 48horas, nas condições de teste. A CE(I)50 48h foi calculada utilizando-se os métodos estatísticos Probit Method (WEBER, 1993 apud BRETANO, 2006).

5.3.2. Ar

5.3.2.1. Compostos Orgânicos Voláteis

5.3.5.1.1. Análise química por adsorção no piloto experimental

A análise físico-química de gases, tem por objetivo identificar e quantificar as moléculas presentes num gás ou ar com odor. Neste caso, a utilização de um método de amostragem adequado é primordial para a análise destes compostos, uma vez que o gás a ser avaliado pode conter vários compostos com propriedades diferentes, tais como massa molecular, função química, concentrações variáveis, níveis de odor e volatilidades distintas. A escolha depende principalmente das características das amostras a serem analisadas. Quando a concentração do composto no ar é elevada, a análise direta é possível sem a necessidade de concentrar as amostras. Caso contrário, torna-se necessária a pré-concentração da amostra para sua análise (LE CLOIREC, FANLO e DEGORGE-DUMAS, 1991 apud SCHIRMER, 2004).

Quando, a concentração do composto no ar está abaixo dos limites de detecção dos instrumentos analíticos, torna-se necessária a pré-concentração dos gases, que pode dar-se por absorção ou adsorção dos poluentes. Nos dois casos, tem-se a passagem de um volume de ar suficiente através de uma solução absorvente (no caso da absorção) ou ainda por leito adsorvente (adsorção). Tanto no caso da absorção quanto da adsorção, é necessário conhecer, a uma determinada temperatura e vazão, a capacidade de saturação da solução ou adsorvente (SCHIRMER, 2004).

Na determinação de COV por cromatografia gasosa, a escolha da coluna cromatográfica trata-se de um fator essencial para uma separação eficiente dos compostos. Neste caso, as propriedades da fase estacionária devem ser compatíveis com a natureza dos compostos a serem avaliados. Os principais detetores convencionalmente utilizados na identificação de COV são o FID (ionização de chama) ou ainda espectrômetro de massas (universal - para todos os compostos). Na etapa de quantificação, e após a obtenção do cromatograma, faz-se a integração dos

sinais, a fim de transformar a área do sinal emitido pelo detetor em uma medida relacionada à quantidade da substância analisada na amostra. A integração dos sinais pode ser feita pela área do pico. As áreas obtidas na integração podem assim ser relacionadas em relação à concentração de uma dada substância da amostra. Neste caso, a quantificação pode dar-se pelos métodos da normalização, padronização interna ou externa (COLLINS, BRAGA e BONATO, 1990 apud SCHIRMER, 2004)

Os Cartuchos de amostragem, contendo o suporte adsorvente para a amostragem são específicos para o uso em equipamentos de dessorção térmica automática (DTA) acoplados a um cromatógrafo gasoso.

Depois de preenchidos com adsorvente, os cartuchos devem ser condicionados. O condicionamento de um cartucho serve para eliminar os interferentes que possam dificultar o processo de análise ou ainda eliminar resquícios da amostragem anterior.

Para a amostragem dos compostos orgânicos foi utilizado o método da amostragem ativa (ou ainda adsorção dinâmica) que consiste na passagem dos compostos através dos cartuchos adsorventes (neste caso, serão utilizados o Tenax® e o carvão ativado Carbotrap®) mediante bombeamento do ar (Figura 11).

Neste tipo de amostragem as condições ambientes mais adequadas a uma boa amostragem devem considerar os seguintes aspectos:

- Faixa de temperatura normal de trabalho do recheio de adsorvente entre 0 e 40° C. Em geral, um aumento na temperatura em 10° C irá reduzir o volume de retenção à metade;
- O movimento do ar não é um fator que influencie a amostragem em velocidades abaixo de 20 km/h. Acima desta velocidade, os cartuchos devem ser orientados perpendicularmente a direção prevalecente do vento e devem ser protegidos de contato direto se a velocidade exceder 30 km/h;
- Durante a amostragem, os cartuchos devem ser direcionados na mesma direção e em sentido oposto ao vento (conforme mostrado na Figura 11).

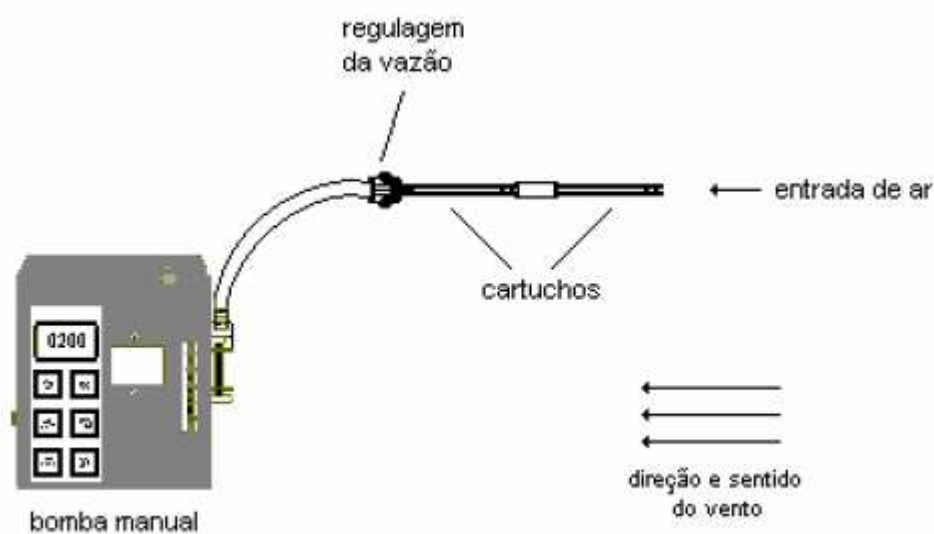


Figura 11 - Esquema de amostragem de COV

A combinação de dessorção térmica (DT), cromatografia gasosa (CG) e detecção por espectrometria de massas (EM) tem sido o método instrumental mais indicado nas análises de COV em diversas aplicações para o controle da poluição atmosférica (Figura 12). Na quantificação e qualificação dos compostos, a técnica analítica mais apropriada é a cromatografia gasosa, podendo estar acoplada a uma unidade de dessorção térmica e outra de espectrometria de massa. Neste trabalho, foi utilizado um equipamento de dessorção térmica automática da marca Perkin Elmer, modelo TurboMatrix com o objetivo de dessorver os compostos retidos no cartucho devido à amostragem.

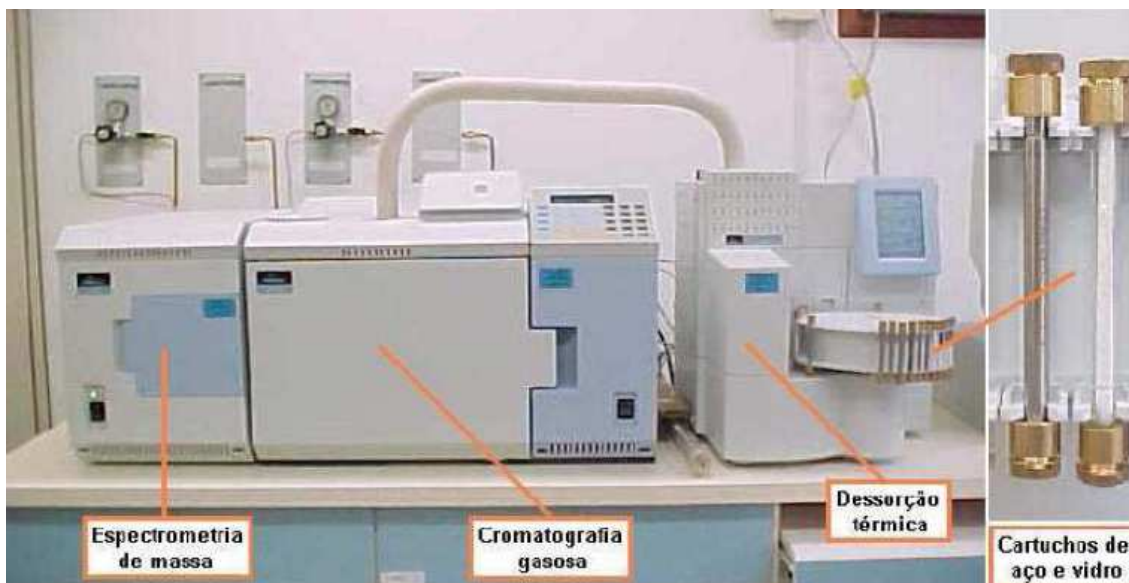


Figura 12 - Equipamento de análise dos COV: dessorção térmica automática (DTA), cromatógrafo gasoso (CG), espectrômetro de massa (EM).

A Figura 13 mostra o caminho dos compostos adsorvidos desde o cartucho até a coluna.

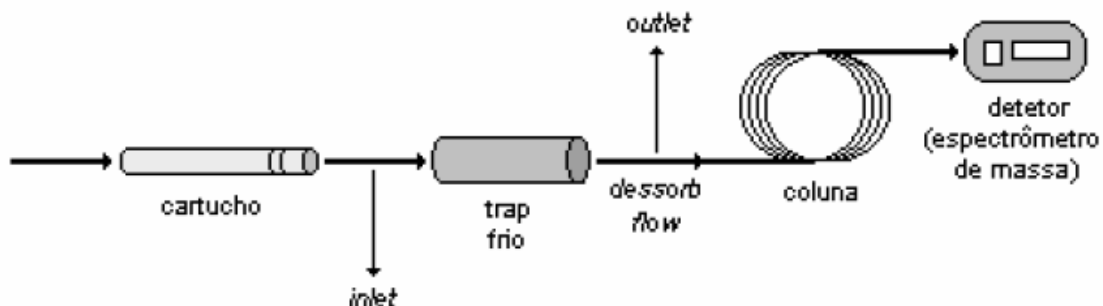


Figura 13 – Caminho dos compostos do cartucho à coluna (Fonte: PERKIN ELMER (2000) apud SCHIRMER, 2004).

A cromatografia gasosa tem por finalidade separar os compostos para posterior identificação. Uma vez separados, os compostos são ionizados por impacto de elétrons. O espectro de massas é um gráfico em dois eixos que relaciona a massa do íon gerado em relação à sua abundância. O espectro de massas registra a massa (ou m/z) no eixo x e sua abundância correspondente no eixo y como uma série de

picos. O pico correspondente ao íon de maior abundância é chamado de pico base que pode corresponder ao íon molecular ou qualquer um dos fragmentos iônicos. O espectro de massas é característico para diferentes substâncias e pode ser usado como uma impressão digital para identificar a substância por comparação com um espectro já conhecido fornecendo assim o nome do provável composto.

Os COV foram amostrados em 2 locais diferentes na zona do piloto experimental. O Ponto 1 foi amostardo junto ao piloto experimental. O Ponto 2 situava-se a 15 metros de distancia do piloto, no sentido Noroeste A amostragem foi feita a 150 cm do chão. A tabela 10 mostra os detalhes desta amostragem..

Tabela 10 – Detalhes da amostragem de COVs

<i>Local de Amostragem</i>	<i>Tipo de cartucho</i>	<i>Tempo de amostragem</i>	<i>Volume amostrado</i>
Ponto 1	Carbotrap-Tenax	30 min	3000 ml
Ponto 2	Carbotrap-Tenax	30 min	5535 ml

A tabela seguinte apresenta as características dos materiais adsorventes empregados.

Tabela 11 – Características dos adsorventes empregados (Fonte: PICELI, 2005)

<i>Adsorvente</i>	<i>Carbotrap C</i>	<i>Tenax TA</i>
Composição	carvão ativado	2,6-difenil-p-fenil enoxido (resina polimérica porosa)
Compostos adsorvidos	Hidrocarbonetos do C ₈ até o C ₃₀	n-C5 (ou menos) até n-C26 com PE entre 100°C e 400°C
Temperatura máxima (°C)	400	350
Área superficial específica (m²/g)	12	35
Afinidade	Polares na faixa de volatilidade. Alcenos, álcoois, aldeídos, alquil-benzenos (P.E > 75°C	Apolares (PE > 100°C). Aromáticos excepto benzeno, como HC alifáticos a partir do n-C7 e compostos polares menos voláteis (PE < 150°C).

Após a amostragem, os cartuchos foram acondicionados e levados para laboratório, para se proceder à sua análise. O equipamento de análise dos COVs apenas fornece informações sobre os compostos orgânicos com maior probabilidade de aparecerem (em porcentagem), não permitindo deste modo a determinação da sua concentração.

5.3.2.2. Dispersão de microrganismos no ambiente

O ar geralmente não oferece condições para o crescimento de microrganismos, no entanto representa um excelente meio de dispersão. Os microrganismos podem permanecer no ar por segundos, minutos, horas, dias, meses e até anos. O seu deslocamento é também muito variado, podendo ocorrer por milímetros, centímetros, metros, quilômetros ou milhares de quilômetros. (SILVA FILHO e OLIVEIRA, 2007). A presença e a quantidade de microrganismos no ar dependem das fontes de contaminação. A poeira levantada pelas correntes de ar, como o vento, o deslocamento de pessoas ou de veículos, preenche constantemente o ar com microrganismos (SILVA FILHO e OLIVEIRA, 2007).

Diferentes métodos têm sido utilizados na avaliação das populações microbianas no ar. No geral baseiam-se em três princípios: impacto, filtração, e sedimentação (SILVA FILHO e OLIVEIRA, 2007). Neste trabalho irá ser utilizado o método de sedimentação. Este método consiste na utilização de placas contendo meios de cultura para grupos específicos (bactérias ou fungos), que são expostas ao ar num determinado ambiente por certo tempo. Em seguida, as placas são fechadas e incubadas para uma avaliação do número de colônias. Os resultados não podem ser expressos na forma de concentração, pois não há medição do fluxo de ar (SILVA FILHO e OLIVEIRA, 2007).

Assim deste modo, pretende-se avaliar a microbiota do ar (bactérias) no piloto e na sua envolvente pelo método de sedimentação.

Foram preparadas 19 placas de petri contendo agar e um meio de cultura escolhido (TSD – Tryptone Soya Broth – Caldo triptona de Soja). Após a preparação das placas, estas foram seladas com filme PVC e acondicionadas em sacos plásticos selados para serem levados a campo. As placas foram mantidas na geladeira, até ao seu momento de uso. No dia do teste as placas foram dispostas 18 placas em redor do piloto segundo o esquema da Figura 14 onde foram abertas por um período de 30 minutos, após o qual foram fechadas. Uma das placas foi deixada fechada, para servir como controle.

De seguida procedeu-se a sua incubação durante 48h, a uma temperatura de 25-30°C. Após este período de incubação procedeu-se a sua contagem. Após a contagem das colônias formadas, os dados da contagem foram inseridos num programa (Surfer), que deu uma estimativa da dispersão das bactérias na envolvente do piloto.

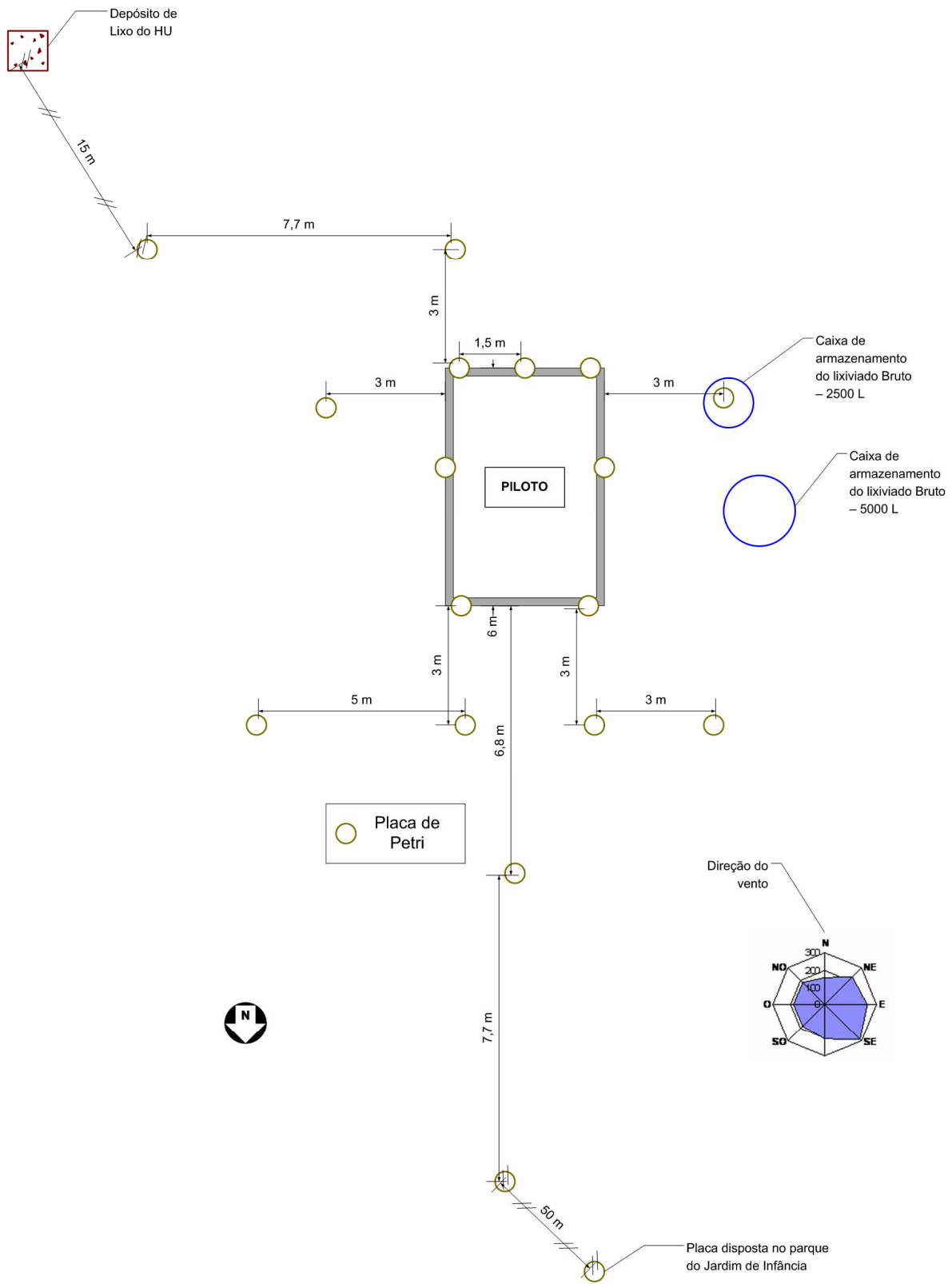


Figura 14 – Esquema da disposição das placas de petri no piloto experimental

6. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo irão ser apresentados os resultados obtidos das análises feitas aos lixiviados provenientes da caixa de armazenamento, bem como do tanque de evaporação. Irão ser apresentadas também análises do ar na envolvente do piloto experimental, no que respeita aos compostos orgânicos voláteis (COV), e à dispersão de microrganismos na envolvente do piloto.

6.1. Caracterização do Lixiviado Bruto

6.1.2. Características Físico-Químicas

Na tabela 11 encontram-se os resultados da caracterização do lixiviado bruto para os diferentes parâmetros considerados.

Tabela 12 - Resultados da caracterização do lixiviado bruto.

Parâmetro	Unidade de medida	Data				
		10/04/08	25/06/08	14/07/08	04/08/08	11/08/08
pH		8,89	9,52	9,48	9,77	-
Condutividade	µS/cm	10222	14019	14388	13038	-
Temperatura	°C	26,5	17,2	18,5	15,8	-
Potencial redox	mV	-288	-74,5	-41,5	-21,8	-
Oxigênio dissolvido	mg/l	0,31	0,66	2,06	0,47	-
Cor	UC	5792	-	-	-	-
Turbidez	UT	453	-	-	-	-
DBO	mg/l	1660	-	700	650	-
DQO _{Total}	mg/l	3760,4	-	3248,3	-	-
DQO _{Filtrada}	mg/l	2461,2	-	1978	-	-
DBO/DQO	-	0,44	-	0,22	-	-
Amônia	mg/l	1108,8	-	968,8	907,2	1668,8
NTK	mg/l	1405,6	-	-	1136,8	2212
Sólidos totais	mg/l	7800	-	6600	6742	9256
Sólidos voláteis	mg/l	1872	-	1476	1392	1440
Sólidos fixos	mg/l	5928	-	5124	5350	7816
Sólidos suspensos	mg/l	450	-	370	290	540

De acordo com a Tabela 11, pode-se verificar que os valores de pH são muito elevados, o que mostra que o lixiviado não se encontra na fase acidogênica, ou de fermentação ácida, caracterizada por valores de pH menores, mas numa fase metanogênica.

Também é de destacar, os valores altos de condutividade elétrica, que podem estar relacionados com a grande quantidade de íons liberada durante o processo de decomposição do lixo, íons esses que podem eutrofizar e/ou contaminar o ambiente com poluentes tóxicos, como metais pesados e micropoluentes orgânicos. Porém, os valores encontram-se dentro dos valores médios para um lixiviado de aterro sanitário.

O valor da temperatura do lixiviado bruto sofreu um decréscimo ao longo do tempo em virtude das últimas coletas terem sido feitas no período de inverno, período este caracterizado por valores de temperatura ambiente mais baixas.

O potencial redox (EH) é uma variável que nos dá uma idéia do estado de oxidação de um sistema químico. De uma maneira geral, pode-se dizer que, se os valores de EH são positivos, o sistema está oxidando e se os valores são negativos, o sistema está reduzindo (GARRELS e CHIRST, 1988 apud CUNHA, 2003). Assim segundo a tabela anterior, pode-se afirmar que o lixiviado encontra-se num estado de redução.

A DBO está diretamente ligada à quantidade de matéria orgânica presente no material analisado, e está associada à fração biodegradável dos compostos orgânicos carbonáceos. Segundo a Tabela, é possível dizer que o valor de DBO, é superior ao limite estabelecido, que é de 200 mg/l (Limite SSMA 05/89). No entanto nos dias 14/07/08, e no dia 04/08/08, verificou-se uma melhoria do valor da DBO.

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea através de fortes oxidantes em meio ácido. O valor obtido é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente (SPERLING, 1996^a apud FRANÇA, 2002). Situação semelhante para o parâmetro de DQO, que apresenta um limite máximo de 450 mg/L (Limite SSMA 05/89).

A DQO do lixiviado é superior a DBO, devido a uma maior parcela de compostos serem quimicamente oxidados, do que biologicamente oxidados. A principal diferença entre os testes de DQO e o DBO está explícito em sua nomenclatura. A DBO relaciona-se a uma oxidação bioquímica da matéria orgânica, que é realizada inteiramente por microrganismos, enquanto a DQO corresponde a oxidação química da matéria orgânica e inorgânica, obtida através de forte oxidante em meio ácido (SPERLING, 1996^a apud FRANÇA, 2002). A DQO filtrada é determinada devido à presença de compostos orgânicos dissolvidos presentes na amostra de lixiviado.

A razão DBO/DQO reflete o grau de degradação dos lixiviados no aterro sanitário, aterro ou aterro controlado. Segundo KARRER *et al.*, 1997; MARCO *et al.*, 1997 *apud* MORAIS, 2005, uma razão DBO/DQO igual a 0,3 é considerada como um referencial mínimo de biodegradabilidade para que determinado efluente seja submetido a um tratamento biológico. Uma relação DBO/DQO de 0,44 observado no lixiviado bruto, sugere que os processos de degradação do percolado no aterro encontram-se numa fase metanogênica. No dia 14/07/08, verificou-se que a razão DBO/DQO foi de 0,22 , o que mostra que o lixiviado apresenta uma biodegradabilidade abaixo do limite mínimo de biodegradabilidade.

Segundo CLÉMENT *et al* (1995) *apud* MÁXIMO, (2007) em pesquisas realizadas por diversos autores em 89 amostras de lixiviado, constataram que o nível de amônia em torno de 400 mg/L é considerado tóxico. A amônia livre, quando em concentrações muito altas, contribui para o aumento de toxicidade dos efluentes, afetando peixes e inibindo o metabolismo de microrganismos. Assim pelos dados da Tabela 11 é possível afirmar que o lixiviado apresenta um elevado grau de toxicidade.

Pela análise da Tabela 11, verificou-se que o teor de sólidos totais manteve-se constante ao longo do tempo dentro do tanque de armazenamento. No dia 11/08/08 verificou-se que o teor de sólidos totais aumentou, uma vez que nesta fase o volume de lixiviado presente no tanque era bastante baixo (em virtude da evaporação do lixiviado), o que fez com que houvesse um acumular de sólidos no tanque de armazenamento. O mesmo verificou-se para os sólidos voláteis, fixos, e em suspensão.

6.1.2. Testes de Toxicidade Aguda

Tabela 13 – Resultados dos testes de toxicidade para o lixiviado bruto

Data da Coleta	15/4/2008	7/5/2008	25/6/2008	14/7/2008	4/8/2008	25/8/2008
Data da análise	16/4/2008	7/5/2008	25/6/2008	15/7/2008	6/8/2008	26/8/2008
pH	8,51	8,84	9,02	8,9	9,13	8,75
Parâmetro CE₅₀	5,25	10,27	5,83	4,41	3,97	3,34
FD	32	16	32	32	64	64

Pela análise da Tabela 13 verificou-se que o lixiviado apresenta um valor de FD na ordem dos 32 o que permite afirmar que se trata de um lixiviado com características muito tóxicas segundo o descrito na Tabela 14.

Tabela 14 - Estimativa do efeito tóxico com base nos valores de Fator de Diluição (FD) (Fonte – SAAR, 2007)

Valor FD	Classe de Toxicidade
≤ 2	Não tóxico
3 - 10	Levemente a mediamente tóxico
11 - 35	Muito tóxico
> 35	Extremamente tóxico

No Brasil, no Estado de Santa Catarina, existe a Portaria 17/02, da Fundação do Meio Ambiente – FATMA, que estabelece os limites máximos de Toxicidade Aguda para efluentes de diferentes origens. Estes limites foram estabelecidos para os microcrustáceos - *Daphnia magna* (Straus, 1820) e para bactérias bioluminescentes - *Vibrio fisheri*, em Fator de Diluição (FD), conforme o descrito no Anexo I.

Deste modo segundo a Portaria o limite máximo de toxicidade aguda (*Daphnia magna*) para efluentes de aterros sanitários é de FD=8, o que mostra que o lixiviado em análise não respeita os limites máximos estabelecidos.

6.2. Caracterização do Lixiviado do tanque de evaporação

6.2.2. Características Físico-Químicas

Na tabela 15 encontram-se os resultados da caracterização do lixiviado do tanque de evaporação para os diferentes parâmetros considerados.

Tabela 15 - Resultados do lixiviado do tanque de evaporação.

<i>Parâmetro</i>	<i>Unidade de medida</i>	<i>Lixiviado tanque de evaporação</i>							
		<i>4-6-08</i>	<i>11-6-08</i>	<i>25-6-08</i>	<i>9-7-08</i>	<i>14-7-08</i>	<i>4-8-08</i>	<i>11-8-08</i>	<i>25-8-08</i>
pH	-	9,28	9,23	9,51	9,1	9,4	9,78	-	10,04
Condutividade	µS/cm	3443	3425	3583	6207	5999	8046	-	9599
Temperatura	°C	18	14,3	16,1	19,5	17,6	13,6	-	18
Potencial redox	mV	112,5	121,4	1	114,4	-9,1	7,3	-	-33,5
Oxigênio dissolvido	mg/l	7,75	7,68	6,1	6,3	6,5	7,53	-	6,5
DBO	mg/l	-	-	-	-	24	4	24	12
DQO_{Total}	mg/l	-	-	-	-	950,2	-	-	-
DQO_{Filtrada}	mg/l	-	-	-	-	926,15	-	-	-
DBO/DQO	-	-	-	-	-	0,025	-	-	-
Amônia	mg/l	-	-	-	-	44,8	22,4	50,4	5,6
NTK	mg/l	-	-	-	-	-	-	117,6	39,2
Sólidos totais	mg/l	-	-	-	-	4432	6398	7248	-
Sólidos voláteis	mg/l	-	-	-	-	848	936	1068	-
Sólidos fixos	mg/l	-	-	-	-	3584	5462	6180	-
Sólidos suspensos	mg/l	-	-	-	-	110	240	200	-

De acordo com a Tabela 14, pode-se verificar que os valores de pH são muito elevados (acima de 9), o que mostra que o lixiviado já se encontra numa fase final da metanogênese.

Também é de destacar, os valores altos de condutividade elétrica, que podem estar relacionados com a grande quantidade de íons liberada durante o processo de decomposição do lixo. Porém, os valores encontram-se abaixo dos registrados para o lixiviado bruto.

Em relação ao potencial redox (EH), é possível verificar que o lixiviado do tanque de evaporação, apresenta um valor de EH positivo, o que mostra que o lixiviado se encontra num estado de oxidação.

O lixiviado do tanque de evaporação apresenta valores de OD bastante elevados, devido à recirculação que o lixiviado sofre à medida que é evaporado no painel evaporativo. A água da chuva que precipita sobre o tanque de evaporação, permite também uma diluição do lixiviado, o que faz com que o lixiviado no seu interior, apresente um valor de OD superior ao do lixiviado bruto.

Constata-se que a DBO, presente no lixiviado do tanque de evaporação é bastante baixa, estando abaixo do limite estabelecido, que é de 200 mg/l (Limite SSMA 05/89). Os valores baixos da DBO no tanque de evaporação deve-se ao fato de o lixiviado ao ser evaporado, e ao sofrer uma recirculação constante, perder grande parte da sua carga orgânica. Porém o valor da DQO no lixiviado no tanque de evaporação encontra-se acima do limite estabelecido (450 mg/L - Limite SSMA 05/89).

O valor da razão DBO/DQO é bastante reduzido (0,025), estando muito abaixo do limite de degradabilidade (DBO/DQO igual a 0,3). Isto deve-se ao fato de o lixiviado ao sofrer recirculação, e ao ser evaporado, perder grande parte da sua carga orgânica, ou seja, existe desta forma pouco material passível de ser biodegradado.

Verificou-se que o teor de amônia presente no lixiviado do tanque de evaporação, era bastante menor face ao do lixiviado bruto. Isto se deve ao fato do lixiviado no tanque de evaporação sofrer uma grande recirculação, o que permitiu a criação de um sistema do tipo air striping, sistema este que permitiu a volatilização de diversas substâncias voláteis, nomeadamente a amônia.

Através da tabela 15, verificou-se que o teor de sólidos totais no tanque de evaporação manteve-se constante ao longo do tempo. Porém no dia 11/08/08 verificou-se que o teor de sólidos totais aumentou. Tal fato deveu-se a que nesta fase do processo, o volume de lixiviado presente no tanque de armazenamento ser bastante baixo (em virtude da evaporação do lixiviado), o que fez com que houvesse um acumular de sólidos no tanque de armazenamento. O mesmo verificou-se para os sólidos voláteis, fixos, e em suspensão. O teor de sólidos presentes, nesta leva de lixiviado, pode dar-nos uma estimativa do teor de sólidos presentes no concentrado, que fica no tanque de evaporação, após a evaporação total do lixiviado presente no tanque de armazenamento.

6.2.2. Testes de Toxicidade Aguda

Na tabela seguinte encontram-se os resultados dos testes de toxicidade aguda para o lixiviado presente no tanque de evaporação

Tabela 16 – Resultados dos testes de toxicidade aguda no lixiviado do tanque de evaporação

Data da coleta	25/6/2008	14/7/2008	4/8/2008	25/8/2008
Data da análise	25/6/2008	15/7/2008	6/8/2008	26/8/2008
pH	9,1	8,96	9,13	9,09
Parâmetro	Não			
CE₅₀	Tóxico	48,3	6,93	70,71
FD	1	4	32	2

Através dos dados da Tabela 16, verificou-se que o lixiviado do tanque de evaporação apresenta valores de toxicidade baixos. Isto se deve ao fato do lixiviado no tanque de evaporação sofrer uma grande recirculação, o que permitiu a criação de um sistema do tipo air stripping, sistema este, que permitiu a volatilização de diversas substâncias voláteis, nomeadamente a amônia, criando deste modo boas condições para a sobrevivência das *Daphnia magna*. Além disto, como o OD do lixiviado no tanque de evaporação é bastante elevado, em relação ao do chorume bruto (devido à elevada recirculação do lixiviado), o que permitiu assim também a criação de condições favoráveis para a sobrevivência das *Daphnias magna*. Pode-se assim concluir, que a recirculação constante do lixiviado, permitiu a obtenção de um efluente de toxicidade mais baixa face ao lixiviado bruto.

Porém na análise feita no dia 06/08/08, verificou-se que o lixiviado apresentava uma toxicidade bastante elevada, estando acima dos limites estabelecidos pela Portaria 17/02, da Fundação do Meio Ambiente – FATMA. Trata-se de um valor bastante afastado dos outros, e uma vez que a amostra analisada apresentava um baixo valor de amônia, um valor de pH idêntico ao das outras amostras, e um teor de oxigênio dissolvido elevado, o que leva a concluir que muito provavelmente tenha ocorrido algum erro ao se efetuar a análise. Outra possível explicação para o sucedido se deve ao fato do lote de *Daphnias magna* testadas no

dia 06/08/08, provavelmente apresentarem uma sensibilidade superior aos de outros lotes, utilizados em testes anteriores.

6.3. Lixiviado Bruto vs Lixiviado Tratado

Na tabela 17 encontra-se a comparação dos diversos parâmetros entre o lixiviado bruto e o do tanque de evaporação.

Tabela 17 – Comparação de diversos parametros entre o lixiviado bruto e o do tanque de evaporação

<i>Parâmetro</i>	<i>Lixiviado bruto (valores médios)</i>	<i>Lixiviado tanque de evaporação (valores médios)</i>	<i>Taxa de variação</i>
pH	9,42	9,38	-
Condutividade	12916,8 µS/cm	15117,2 µS/cm	-60,40%
Temperatura	19,5 °C	16,5 °C	-15,30%
Potencial redox	-106,5 mV	154,4 mV	+ 260,9 %
Oxigênio dissolvido	0,9 mg/l	6,98 mg/l	+ 775,5 %
DBO	1000,3 mg/l	16 mg/l	- 98,4 %
DQO_{Total}	3504 mg/l	950,2 mg/l	-72,8 %
DQO_{Filtrada}	2219,5 mg/l	926,15 mg/l	- 58,3 %
Amônia	1163,4 mg/l	39,2 mg/l	- 96,6 %
NTK	1584,8 mg/l	42,9 mg/l	- 97, 3 %
Sólidos totais	7599,5 mg/l	6026 mg/l	- 20,7 %
Sólidos voláteis	1545 mg/l	950,7 mg/l	- 38,5 %
Sólidos fixos	6054,5 mg/l	5075,3 mg/l	- 16,2 %
Sólidos suspensos	412,5 mg/l	183,3 mg/l	- 55,6 %

Pela análise desta tabela é possível afirmar, que o lixiviado do tanque de evaporação apresenta valores mais baixos na grande maioria dos parâmetros analisados, o que mostra que a recirculação constante do lixiviado no piloto experimental permitiu uma melhoria na qualidade do efluente presente no tanque de evaporação.

Verificou-se que houve um aumento bastante elevado do oxigênio dissolvido. Isto se deve ao fato, de o lixiviado sofrer uma recirculação elevada, à medida que vai sendo evaporado, permitindo deste modo a criação de boas condições de oxigenação do lixiviado. Além disto, como o lixiviado presente no tanque de evaporação encontra-se a exposto ao ar livre, permite assim deste modo que haja uma maior oxigenação entre a superfície de exposição e o meio ambiente.

É de destacar, a redução acentuada do teor da amônia entre o lixiviado bruto e o do tanque de evaporação, em virtude da intensa recirculação do lixiviado no piloto, o que permitiu a criação de um fenômeno do tipo air striping, permitindo assim deste modo a remoção de diversos compostos, nomeadamente a amônia.

Entre o lixiviado bruto e o lixiviado do tanque de evaporação, verificou-se também uma redução elevada do Nitrogênio Total de Kjeldhal (NTK), na ordem dos 97 %.

Verificou-se também uma redução elevada no que diz respeito a DBO. Esta redução da DBO, se deve ao fato de a recirculação do lixiviado no piloto, promover uma redução da matéria orgânica presente no lixiviado bruto.

6.4. Dispersão de Microrganismos na envolvente do piloto

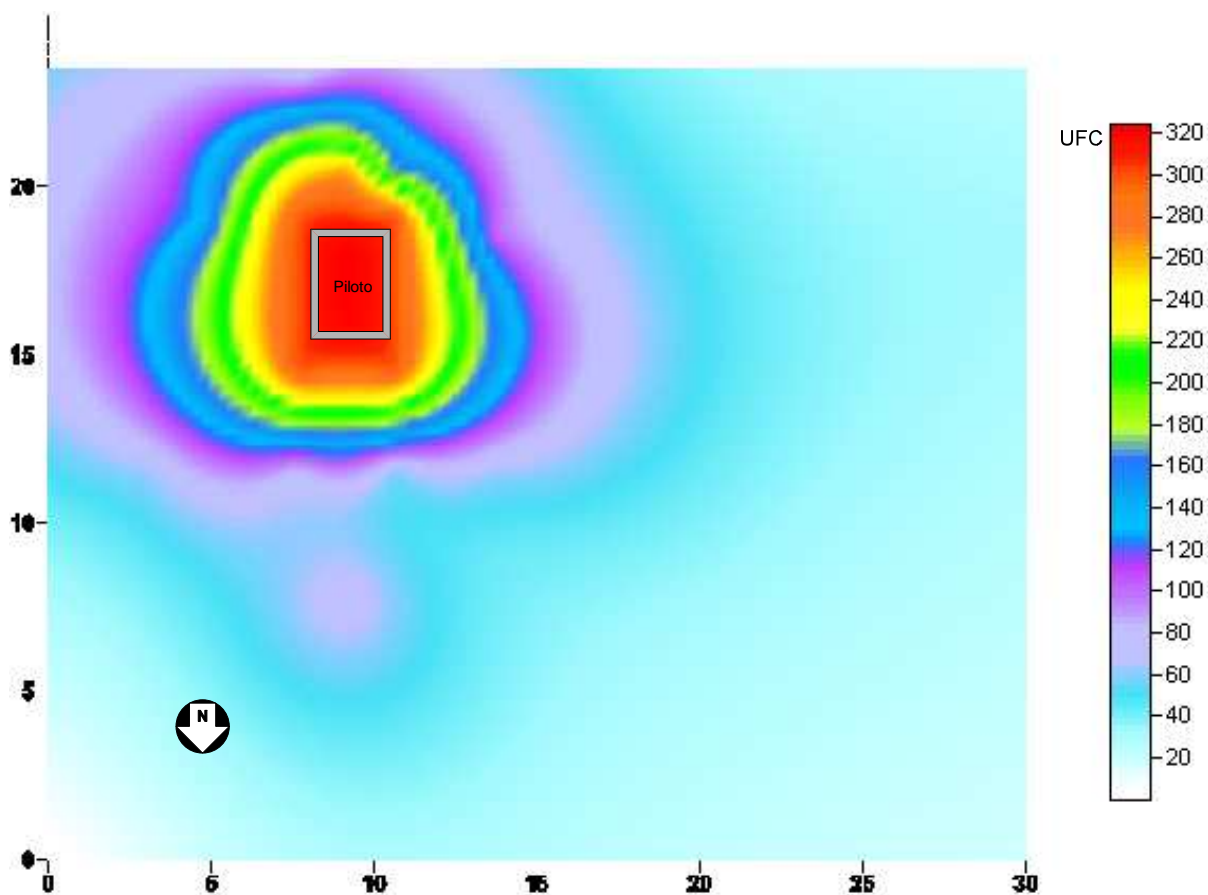


Figura 15 – Mapa da dispersão de bactérias na envolvente do piloto (gráfico obtido pelo programa Surfer)

A Figura 15, mostra a dispersão de microorganismos na envolvente do piloto. Pela análise do mapa, verificou-se que a dispersão (quantitativamente) ocorre na envolvente do piloto até uma distância de 7 a 8 metros. A partir desta distância, o número de microorganismos encontrados foi pouco significativo, correspondendo a uma dispersão típica de um ambiente não contaminado (área a roxo). Tal fato pode ser observado pela caixa de petri colocada a cerca de 10 metros de distância do piloto, no sentido norte, onde o número de bactérias era idêntico, ao número de bactérias encontradas na envolvente do piloto experimental a cerca de 8 metros deste.

6.5. Compostos Orgânicos Voláteis

Na figura 16, é apresentado o cromatograma da amostra coletada no meio ambiente envolvente ao piloto experimental.

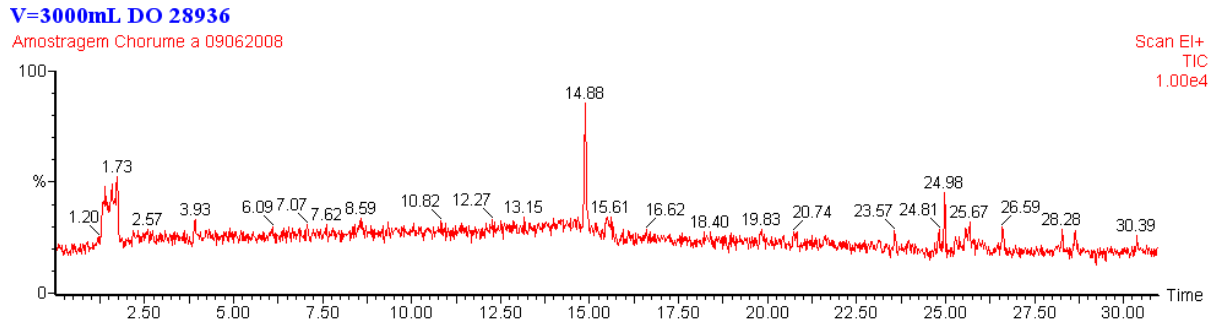


Figura 16 – Cromatograma da amostra coletada junto ao piloto experimental

Tabela 18 – Relação dos compostos encontrados no cartucho para a amostra coletada junto ao piloto experimental

<i>Composto</i>	<i>Formula</i>	<i>Peso Molecular</i>	<i>Tempo de Retenção (min)</i>	<i>Probabilidade (%)</i>
Dimetil-diazeno	C ₂ H ₆ N ₂	58	1,73	84,6
4 Hidroxi-4-metil-2-pentanona	C ₆ H ₁₂ O ₂	116	1,73	78,3
Acetona	C ₃ H ₆ O	58	1,73	77,1
Óxido de propileno	C ₃ H ₆ O	58	1,73	75,6
Tetrametil-silano	C ₄ H ₁₂ Si	88	24,98	84,6
Octano	C ₈ H ₁₈	114	30,39	76,1
2-Bromononano	C ₉ H ₁₉ Br	206	30,39	81,7
2,6-Dimetil-heptano	C ₉ H ₂₀	128	30,39	77,5
2-Metil-octano	C ₉ H ₂₀	128	30,39	77,3
3-Metil-tridecano	C ₁₄ H ₃₀	198	30,39	76,8
1-iodo-tetradecano	C ₁₄ H ₂₉ I	324	30,39	81,7
2,9-dimetil-decano	C ₁₂ H ₂₈	170	30,39	76,4
1-iodo-2-metilnonano	C ₁₀ H ₂₁ I	268	30,39	78,9
2-metil-decano	C ₁₁ H ₂₄	156	30,39	76,3
2-metil-heptadecano	C ₁₈ H ₃₈	254	30,39	80,9

Pela análise do gráfico e da tabela, é possível verificar que os principais compostos orgânicos voláteis com maior probabilidade de estarem presentes na envolvente do piloto são o Dimetil-diazeno, Tetrametil-silano, 2-Bromononano, 1-iodo-tetradecano, 2-metil-heptadecano.

Os demais picos que podem ser observados não puderam ser identificados pelo equipamento, ou tiveram uma probabilidade de identificação inferior a 75%, sendo, assim, caracterizados como ruídos de análise ou sangramento da coluna cromatográfica (Desprendimento de compostos da fase fixa (coluna) ou de outras partes do processo de amostragem e separação dos compostos de interesse, que são

depois detectados pelo equipamento como “ruídos” da análise ou como pertencentes à amostra).

O pico elevado presente no cromatograma no ponto de retenção 14,88 , trata-se de um ruído, como se pode verificar pelas amostras em branco aos cartuchos no Anexo II.

Na figura seguinte é apresentado o cronograma da amostra coletada a 15 metros de distância do piloto experimental.

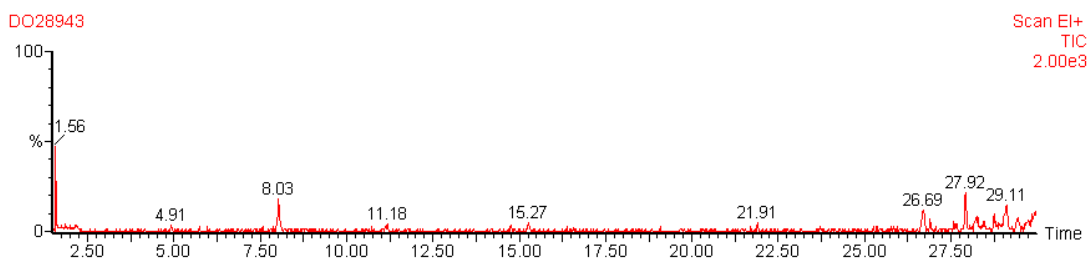


Figura 17 - Cromatograma da amostra coletada a 15 metros de distancia do piloto experimental no sentido Noroeste.

Tabela 19 – Relação dos compostos encontrados no cartucho para a amostra coletada a 15 metros de distância do piloto no sentido Noroeste.

Composto	Formula	Peso Molecular	Tempo de Retenção (min)	Probabilidade (%)
2-Nitro-Propano	$C_3H_7O_2N$	89	26,71	85,8
3-Metil-Butanonitrilo	C_5H_9N	83	26,71	85,7
4-Hepta-2-ona	$C_7H_{12}O$	112	26,71	82,9
1-Propanosulfonil clorídrico	$C_3H_7O_2ClS$	142	26,71	82,1
1-Nitro-Propano	$C_3H_7O_2N$	89	26,71	81,6
2-Bromo-Propano	C_3H_7Br	122	26,71	79,5
1-Bromo-Propano	C_3H_7Br	122	26,71	7,66
3-Metil-	C_5H_9N	83	27,92	75,9

Butanonitrilo				
1-Isociano-Butano	C ₅ H ₉ N	83	27,92	75,1

Os principais compostos orgânicos voláteis com maior probabilidade de serem encontrados a 15 metros de distância do piloto foram: 2-Nitro-Propano, 3-Metil-Butanonitrilo, 4-Hepta-2-ona, 1-Propanosulfonil clorídrico e o 1-Nitro-Propano.

O pico verificado no ponto de retenção 1,56, trata-se de um ruído do aparelho.

Porém os picos presentes no cromatograma da amostra coletada a 15 m de distância do piloto, são relativamente baixos, podendo não representar eficientemente os COV presentes no meio ambiente. Isto se deve ao fato de provavelmente ter ocorrido um problema ao nível da coluna cromatográfica (impurezas), uma vez que a análise dos COV quer junto ao piloto, quer a 15 metros de distancia deste, foi realizada em dias diferentes.

Comparando os cromatogramas, da amostra coletada junto ao piloto experimental, e a amostra coletada a 15 metros de distância, verificou-se que junto ao piloto experimental a probabilidade de se encontrar COVs era maior.

Porém os COVs identificados, são pouco significativos. Uma vez que o aparelho de identificação de COVs não fornece informações sobre a sua concentração, não é possível afirmar se os compostos detetados são prejudiciais quer para o ambiente, quer para a saúde humana. Além disto, a falta de uma legislação que delimite os limites de COVs presentes em ambientes externos, bem como os compostos que oferecem maiores riscos para o homem e para o ambiente, torna a sua identificação um tanto subjetiva, não sendo deste modo possível avaliar a sua perigosidade.

7. CONCLUSÕES

Em função dos resultados obtidos no decorrer do trabalho, é possível concluir:

Comparando as características do lixiviado bruto, face ao lixiviado do tanque de evaporação, pode-se concluir que houve uma melhoria das características físicas e químicas do lixiviado do tanque de evaporação face ao lixiviado bruto.

As principais melhorias verificaram-se ao nível do oxigênio dissolvido, da amônia, do NTK, e da DBO.

O lixiviado bruto apresenta um nível de toxicidade bastante elevado, estando acima dos limites estabelecidos pela Portaria 17/02, da Fundação do Meio Ambiente – FATMA.

Verificou-se que o lixiviado do tanque de evaporação apresenta valores de toxicidade baixos. Constatou-se, que a recirculação constante do lixiviado, permitiu a obtenção de um efluente de toxicidade mais baixa face ao lixiviado bruto.

Pode-se afirmar que a dispersão de microorganismos apenas ocorre na envolvente do piloto até uma distância de 7 a 8 metros. A partir desta distância verificou-se que o funcionamento do piloto não influenciava a qualidade do ar em termos de microorganismos.

Verificou-se que junto ao piloto experimental a probabilidade de se encontrar compostos orgânicos voláteis era maior face à amostra coletada a 15 metros de distância do piloto.

Da realização deste trabalho, é possível afirmar que o funcionamento do piloto experimental produz poucos impactos sobre o meio ambiente, encontrando-se maiores impactos apenas numa área confinada em redor do piloto experimental.

8. RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista a continuidade dos estudos sobre o impacto ambiental de tratamento de lixiviados por evaporação natural em piloto experimental, são apresentadas as seguintes recomendações:

- Realizar novos experimentos, no que diz respeito aos parâmetros físico-químicos estudados, em relação ao lixiviado bruto, e ao lixiviado do tanque de evaporação, de modo a avaliar a continuidade da eficácia do piloto experimental no tratamento dos lixiviados.
- Analisar quantitativamente, e qualitativamente os compostos orgânicos voláteis presentes na envoltura do piloto, em condições de temperatura e velocidade do vento variável.
- Determinar os metais pesados presentes no ar, susceptíveis de existirem na envoltura do piloto experimental.
- Realizar análises físico-químicas do concentrado presente no tanque de evaporação, de forma a avaliar o impacto da sua disposição no meio ambiente.

BIBLIOGRAFIA

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (2003). NBR 12.713: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea, Cladocera)

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004). NBR 10.004: Resíduos Sólidos – Classificação.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (2004). NBR 8419: Resíduos Sólidos – Classificação.

ALMEIDA, V. L. (2003). DAES. *Modelo para Diagnóstico Ambiental em Estabelecimentos de Saúde*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Florianópolis. Brasil

AMOKRANE, A.; COMEL, C. e VERON J. (1997). *Landfill Leachates Pretreatment by Coagulation-Flocculation*. Water Research. Vol. 31

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; SÁ BESERRA, L.B; FAGUNDES, G.S. (2007). *Sobre a Geração de Resíduos Sólidos Domiciliares em Bairros de Classe Média e Alta de João Pessoa*. FURB. REA – Revista de estudos ambientais. V.9; n.2; p. 73-88.

BASENGE TERMODINÂMICA. Resfriamento Evaporativo do Ar. Disponível em: <<http://www.basenge.com.br/pagina1a.html>>. Acesso em: Abril 2008.

BAUN, A.; LEDIN, A.; REITZEL, L. A.; BJERG, P. L; CHRISTENSEN, T. H. *Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills: chemical analysis and toxicity tests*. Water Research. V. 38, 2004.

BONDON, D., CRABOS, J.L., PIESTRASANTA, Y., SAMBUCO, J.P. (1994). *Traitment des Rejets Vinicoles par un Procédé Innovant: «l'Evaporation Forcée»*. *Congrès International sur le Traitment des Effluents Vinicoles: Actes du Colloque*. ISBN 2-85362-366-1. CEMAGREF.

BRENTANO, D. M. (2006). *Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com Daphnia magna: Avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. SC. Brasil.

CAMPOS, J. (1999). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo-Projeto*. PROSAB. ABES - Rio de Janeiro. RJ. Brasil.

CASTILHOS Jr., A. B.; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA, J. D. (2003). *Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte*. PROSAB, Rede Cooperativa de Pesquisas. Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades. Capítulo 2. Principais Processo de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos. Florianopolis. SC. Brasil

CEA - Coordenadoria de Educação Ambiental. Governo do Estado de São Paulo. (sem data) *Oficina de Saneamento Ambiental*. Disponível em: http://www.ambiente.sp.gov.br/EA/projetos/Apostila_Saneam.pdf. São Paulo. SP. Brasil.

CECCONELLO, C. (2005). *Pós-Tratamento de Lixiviado de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos utilizando Leitões Cultivados*. Dissertação de Mestardo. Universidade de Passo Fundo. Faculdade de Engenharia e Arquitetura. Programa de Pós-Graduação em Engenharia. Passo Fundo. RS. Brasil

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Emissões de metano gerado no tratamento e disposição de resíduos no Brasil*. Disponível em www.mct.gov.br/clima/comunic_old/resíduos.htm) – Acessado em Abril 2008.

CHANG, G. Y. S.; CHU, L. M.; WONG, M. H. (2002). *Effects of leachate recirculation on biogas production from landfill co-disposal of municipal solid waste, sewage sludge and marine sediment*. Environmental Pollution V.

CHEUNG, K.C.; CHU, L. M.; WONG, M. H.(1997) *Ammonia stripping as a pretreatment landfill leachate*. Water Air Soil Pollut. V. 94

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H-J.; HERON, G. (2000). *Biogeochemistry of landfill leachate plumes*. Department of Environmental Science and Engineering, Groundwater Research Centre. Technical University of Denmark, Lyngby, Denmark. PERGAMON. Applied Geochemistry. Vol. 16 (2001). Pág. 659-718

CLEMENT, B.; COLIN, J. R.; ANNE, L. D-D. (1996). *Estimation of the hazard of landfill leachates through toxicity testing of leachates*. Chemosphere. V. 35.

CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução nº 005, de 31 de março de 1993 disponível em <http://www.lei.adv.br/005-93.htm>

CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução nº 257, de 30 de junho de 1999 disponível em <http://www.lei.adv.br/257-99.htm>

CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>

CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução nº283, de 12 de julho de 2001 - disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res01/res28301.html>

CONAMA (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE). Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997 disponível em <http://www.lei.adv.br/237-97.htm>

COSTA, G.B; SANTOS, H. P. A; OLIVEIRA, A. K. C; ARAÚJO, K. M; e PANNIR, S. P.V.(2002). *Síntese e Otimização de uma Unidade de Geração de Energia Usando Esgotos Urbanos e Resíduos Sólidos Auxiliado por Software Simulador*. Grupo de Pesquisas de Custos e Processos – GPEC. Departamento de Engenharia Química. Centro Tecnológico. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. RN. Brasil.

CRESSON, R. (2007). *Etude du démarrage de procédés intensifs de méthanisation Impact des conditions hydrodynamiques et de la stratégie de montée en charge sur la*

formation et l'activité du biofilm. SCIENCES ET TECHNIQUES DU LANGUEDOC T H E S E pour obtenir le grade de DOCTEUR DE L'UNIVERSITE MONTPELLIER II Formation Doctorale : Génie des procédés. Ecole Doctorale : Sciences et procédés biologiques et industriels.

CUNHA, V.; CAIXETA FILHO, J. V.; (2002). *Gerenciamento da coleta de resíduos sólidos urbanos: Estruturação e aplicação de modelo não-linear de programação por metais*. Gestão e produção. V.9, N°2, P.143-161.

Decreto nº 49.974-A de 21/01/61 - Código Nacional de Saúde - Art. 40

DILLENBURG, M. E. (2006). *Variação da taxa de recirculação de lixiviado determinada pela concentração de ácidos voláteis no tratamento da fracção orgânica de resíduos sólidos urbanos domésticos*. Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de mestre em Hidráulica e Saneamento. São Carlos. Brasil.

DINIS, J. (2007). *Lixiviados de Aterros Sanitários*. Sector de tecnologias do Ambiente. Escola Superior Agrária de Coimbra. Coimbra. Portugal

DUARTE, E. A. (2007). *Biomassa – Características e Valorização Energética*. Valorização Agronómica e Energética de Resíduos. 2º Ciclo em Engenharia do Ambiente. Apontamentos de Apoio às Aulas. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa. Portugal

DUARTE, E. A. NETO, I. (1994). *Jornadas sobre tratamento de efluentes vinícolas. Optimização do fenómeno de evaporativo como meio de tratamento de efluentes vinícolas*. Universidade do Minho. Portugal.

ENGE – http://www.enge.com.br/digestão_anaerobia.htm. Acessado em Abril 2008

ENSINAS, A. V. (2003). *Estudo da Geração de Biogás no Aterro Sanitário Delta em Campinas – SP*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Mecânica. Faculdade de Engenharia Mecânica. Universidade Estadual de Campinas. Campinas. SP. Brasil

FARIA, A. L. (sem data). *Gestão de Lixiviados*. Ecoserviços - Gestão de Sistemas Ecológicos, Lda.

FINK, R. G., Hart, J. (2001). *Wastewater Evaporation 101*. Pollution Engineering.

FLOHR, L. (2007). *Ensaio toxicológicos com Daphnia magna como alternativa para a classificação de resíduos sólidos industriais*. Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, linha de pesquisa Toxicologia Ambiental. Florianópolis. SC. Brasil

FRANÇA, M. (2002). *Avaliação da Biodegradabilidade e da Biodisponibilidade do Lodo de Esgoto Anaeróbio Termohidrolisado pelo uso de Biogás*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis. SC. Brasil

FUNASA. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. (2004). Engenharia de Saúde Pública. *Manual de Saneamento*. Brasília. Brasil

GIORDANO, G. (2003). *Análise e Formulação de Processos para Tratamento dos Chorumes Gerados em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese de Doutorado. PUC-Rio, Rio de Janeiro. Brasil

GIRALDO, E. (2001). *Tratamiento De Lixiviados De Rellenos Sanitarios: Avances Recientes*. Universidad de los Andes.

GOMES, T. L. (2005). *Avaliação Quali-Quantitativa do Percolado Gerado no Aterro Controlado de Santa Maria – RS*. Dissertação de Mestrado. Santa Maria. RS. Brasil

HENRRQUES, R. M. (2004). *Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos: Uma Abordagem Tecnológica*. Tese de Mestrado em Ciências em Planejamento Energético. Universidade Federal do Rio de Janeiro. RJ. Brasil.

HUSSAR, G. J. (2001). *Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, como requisito parcial para obtenção do grau de mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e Solo. Campinas. SP. Brasil

IBAM, Instituto Brasileiro de Administração Municipal. (2001). *Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos sólidos*. Brasil.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2000). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2000*. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Rio de Janeiro. Brasil

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. (2000) *Lixo municipal: Manual de gerenciamento integrado*. 2. ed. São Paulo. Brasil

INTERNATIONAL STANDARD ISO 6341:1996

JO DEWULF, H. V. L.; WITTMANN, G. (2002). *Analysis of volatile organic compounds using gas chromatography. Trends in analytical chemistry*. Vol. 21. Nº 9 +10. Pág. 637-646.

KARGI, F. PAMUKOGLU, M. Y. (2003). *Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation*. Science Direct. Enzyme and Microbial Technology 33 (2003).

KJELDSSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. *Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review*. Environmental Science and Technology. V. 32, (4), 2002.

Lei ordinária 787, de 1997

LU, F.C. (1996). *Basic Toxicology: Fundamentals, Target Organs, and Risk Assessment*. Taylor & Francis. USA.

MACHADO, V. G. (2005). *Determinação do Potencial Tóxico e Genotóxico de Líquido Percolado gerado em Aterramento Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis. Brasil

MATIAS, W.G. (2003). *Toxicologia ambiental*. Universidade Federal de Santa Catarina. Apostila. Florianópolis. SC. Brasil

MATTEI, G.; ESCOSTEGUY, P. A. V. (2007). *Composição Gravimétrica de Resíduos Sólidos Aterrados*. SciELO Brasil. Engenharia Sanitária Ambiental. Vol.12 - Nº 3, 247-251

MÁXIMO, V. A. (2007). *Tratamento por Coagulação-Floculação dos Lixiviados do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Florianópolis*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis. SC. Brasil

MEIRA, J. C. R. (2003). *Chorume do aterro sanitário de Goiânia: Tratamento por floculação/coagulação/degradação fotoquímica e custos operacionais*. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção), UFSC. Florianópolis. SC. Brasil

MENDONÇA, L. C. (2002). *Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido*. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, UFSCar. São Carlos. SP. Brasil

MENDONÇA, L. C. (2002). *Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido*. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. SP. Brasil.

MORAIS, J. (2005). *Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos. Avançados, Isolados e Integrados com Processos Biológicos Tradicionais, para Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário*. Tese apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor no Curso de Pós-Graduação em Química, Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. PR. Brasil

OLIVEIRA, S., PASQUAL, A.; (sem data). *Avaliação da qualidade da água subterrânea a jusante do depósito de resíduos sólidos municipais de Botucatu/SP*. Parte da tese de doutorado do 1º autor intitulada: Determinação de alguns parâmetros indicadores de poluição por efluente líquido de um aterro sanitário.

PIRES, N.J. *Biogás – O aproveitamento dos resíduos orgânicos*. Disponível na Internet <http://www.esb.ucp.pt/~bungah/pires/index.htm> – Acessado em Abril de 2008.

PICELI, P.C. (2005). Quantificação de benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos no ar de ambientes ocupacionais. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. SC. Brasil.

PRADO FILHO, J. F.; SOBREIRA, F. G. (2007). *Operational and environmental performance of sanitary landfills and recycling facilities supported by the Ecological ICMS in Minas Gerais State, Brazil*. Engenharia. Sanitária Ambiental. [online]. vol. 12, no. 1. pp. 52-61. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522007000100007&lng=en&nrm=iso>. Acessado Abril 2008.

QASIM, S.R. e CHIANG, W. (1994). *Sanitary Landfill Leachate – Generation, Control and Treatment*. CRC Press, USA.

QIAN, X., KOENER, R.M., GRAY, D.H. (2002). *Aspects of Landfill Design and Construction*. Prentice – Hall.

REAL, J. L. G. (2005). *Riscos Ambientais em Aterros de Resíduos Sólidos com Ênfase na Emissão de Gases*. Tese de Mestrado em Ciências de Engenharia Civil. COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. RJ. Brasil

REICHERT, G. A. (1999). *A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação de mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. RS. Brasil

RODRIGUES, M. C. (2007). *Tratamento Eletrolítico de Lixiviado de Aterro*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis. SC. Brasil

ROE, S. (1998). *Emerging technologies for the management and utilization of landfill gas*. EPA-600/R-98-021, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C.

RUSSO, M. (2005). *Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário*. Doutorado em Engenharia Civil. Universidade do Minho. Escola de Engenharia. Braga. Portugal

SAAR, J. H. (2007). *Biotestes para efluentes industriais – Ameaça ou Solução ?*. UMWELT Ltda. Assessoria Ambiental.

SABESP – Companhia de Saneamento Básico de São Paulo. *O que fazemos, coleta e tratamento de esgotos*. Disponível em http://www.sabesp.com.br/o_que_fazemos/coleta_e_tratamento/tratamento_metropolitano_biogas.htm – Acessado em Maio de 2008

SCHIRMER, W. N. (2004). *Amostragem, Análise e Proposta de tratamento de compostos orgânicos voláteis e odorantes na estação de tratamento de efluentes de uma refinaria de petróleo*. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental. Florianópolis. SC. Brasil

SEPLANTEC – Secretaria do Planejamento, Ciência e Tecnologia CONDER – Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia. (sem data). *Manual de Operação de Aterros Sanitários*. Salvador. BA. Brasil

SETAC BRASIL – SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECOTOXICOLOGIA. Disponível em: <http://www.octopus.furg.br/setac/index.htm> . Acesso em: Abril 2008.

SILVA FILHO, G. N.; OLIVEIRA, V.L. (2007). *Microbiologia – Manual de aulas práticas*. 2ª edição revisada. Série Didática. Editora da UFSC.

SILVA, A. C. (2002) *Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil) COPPE/UFRJ. RJ. Rio de Janeiro. Brasil

SILVEIRA, A. M. M. (2004). *Estudo do Peso Específico de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese de Mestrado. COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro. RJ. Brasil.

SPERLING, M.V. (1996) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed. In: Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Vol 1. Belo Horizonte : Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. Mg. Braisl

STRELAU, J. R. M. (2006). *Estudo comparativo de métodos de xtração para determinação de compostos organicos em lixiviados de aterros sanitarios por cromataografia gasosa acopolada a espectrometria de massas (GC/MS)*. Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental. Florianópolis. SC. Brasil

TYRREL, S. F.; HARRISON, L. P. B.; HARRISON, K.S (2002). *Removal of ammoniacal nitrogen from landfill leachates by irrigation onto vegetated treatment planes*. Water Research. V.36.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. (2006). *Landfill Leachate Treatment Methods: A Review*. Environ. Chem. Lett. Vol.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. (2003). *Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte*. PROSAB, Rede Cooperativa de Pesquisas. Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades. Capítulo 1. Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos. Florianópolis, S.C. Brasil

ZOUBOULIS, A. I.; CHAI, X-L; KATSOYIANNIS, A. (2004). *The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates*. Journal of Environmental Management.

ANEXOS

Anexo 1 - Limites Máximos de Toxicidade Aguda para os microcrustáceos - *Daphnia magna* (Straus, 1820) e para as bactérias bioluminescentes - *Vibrio fischeri*, dos efluentes de diferentes categorias

Origem dos efluentes Categoria da atividade	Origem dos Efluentes		Limites Máximos de Toxicidade Aguda para <i>Daphnia magna</i>	Limites Máximos de Toxicidade Aguda para <i>Vibrio fischeri</i>
	Subcategoria da atividade		FDd	FDbl
Metal mecânica	Siderurgia		4	6
	Metalurgia		4	6
	Galvanoplastia		16	8
Alimentícia	Frigoríficos, Abatedouros, Laticínios, Cerealistas, Bebidas, Fecularias, Alimentos		2	4
Esgotos domésticos e/ou hospitalares			1	4
Resíduos urbanos	Efluentes de Aterros Sanitários		8	16
Papel e Celulose			2	4
Couros, peles e produtos similares			4	6
Química	Agroquímica, Petroquímica, Produtos químicos não especificados ou não classificados		2	4
Têxtil	Beneficiamento de fibras naturais e sintéticas, confecção e tinturaria		2	2
Farmacêutica			2	4

FDd - Fator de Diluição para *Daphnia magna*.

FDbl - Fator de Diluição para *Vibrio fischeri*.

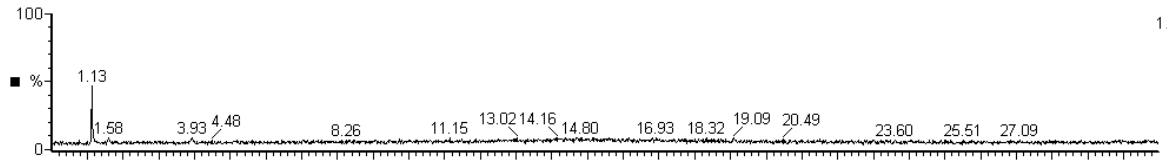
FD = 1 – amostra bruta não tóxica.

Anexo 2 – Amostragem de cartuchos em branco

V=0mL DO30830

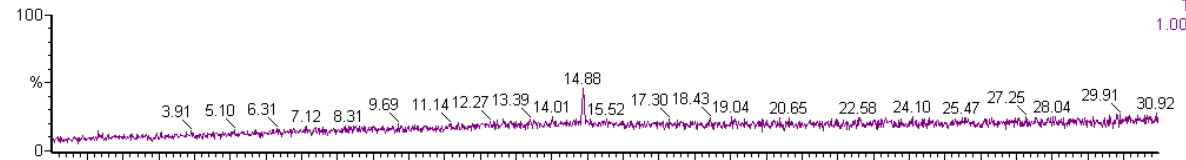
Tubo Branco d 29052008

Scan EI+
TIC
1.00e4



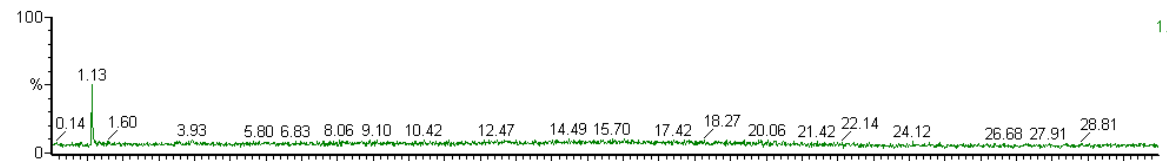
Tubo Branco c 29052008

Scan EI+
TIC
1.00e4



Tubo Branco b 29052008

Scan EI+
TIC
1.00e4



Tubo Branco a 29052008

Scan EI+
TIC
1.00e4

