



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Avaliação do Processo de Bioestabilização de  
Resíduos Sólidos Urbanos em Lisímetro de Campo**

**Ericka Rocha da Cunha**

Recife  
Fevereiro/2009

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Avaliação do Processo de Bioestabilização de  
Resíduos Sólidos Urbanos em Lisímetro de Campo**

**Ericka Rocha da Cunha**

**Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá**

Recife  
Fevereiro/2009

# AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE BIOESTABILIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM LISÍMETROS DE CAMPO

Ericka Rocha da Cunha

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO COMO PARTE INTEGRANTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL

Aprovada por:



---

José Fernando Thomé Jucá, D. Sc.  
(Orientador)



---

Valderi Duarte Leite, D. Sc.  
(Examinador Externo)



---

Mária Cristina Moreira Alves, D. Sc.  
(Examinador Interno)

Recife, PE – Brasil  
Fevereiro de 2009

**C972a**

**Cunha, Ericka Rocha da.**

Avaliação do processo de bioestabilização de resíduos sólidos urbanos em Lisímetro de campo / Ericka Rocha da Cunha. - Recife: O Autor, 2009.

xv, 97 folhas, il : figs., tabs.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2009.

Inclui Bibliografia.

1. Engenharia Civil. 2. Resíduo Sólido Urbano. 3. Degradação Anaeróbica. 4. Lisímetro. I. Título.

**UFPE**

**624**

**CDD (22. ed.)**

**BCTG/2009-180**

*Aos grandes amores da minha vida pelo apoio incondicional na busca dos meus ideais. Ao meu pai, que me ensinou o significado da palavra luta e conquista em ensinamentos e experiência de vida. À minha mãe pela dedicação amorosa e confiança que depositou em mim, pelos princípios de amor, união e respeito. Ao meu irmão pelo amor e respeito que há entre nós.*

*Aos meus avós Dionísio e Osvaldina, tia madrinha Ana, tia Carmem e tia Vera pelo companheirismo acima de tudo como grandes amigos.*

*A vocês dedico esse momento singular em minha vida. Vocês fazem parte dessa conquista.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida, pela sabedoria, luz e orientação em todos os momentos, e principalmente, pela superação de grandes dificuldades.

Ao orientador, Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá, minha admiração e gratidão pelo incentivo nas horas difíceis e por acreditar no meu potencial.

Aos professores da Pós-graduação de Engenharia Civil-UFPE, pelos ensinamentos.

Ao Grupo de Resíduos Sólidos (GRS) pelo apoio técnico e financeiro. Especialmente ao Eng. Antonio Brito, pela colaboração e sabedoria.

Ao querido professor Paulo Norat-UFGA, pela confiança, amizade e incentivo para vir fazer o mestrado em Recife.

À minha família (pais, irmão, avós, tias): símbolo de amor, dedicação e dignidade, que fez o “impossível” para minha formação pessoal e profissional.

Ao meu querido André, pelo amor, carinho e apoio durante todos esses anos.

Às amigas construídas em Recife, essenciais na superação dos momentos difíceis, principalmente à Jeusa e Rafael Santana. Aos amigos que à distância torceram pela realização deste sonho.

Às amigas Etiene e Lidiane, pelo carinho, respeito e apoio mútuo, pela família formada, em especial a Etiene companheira em todos os momentos. A Juliana pelo carinho e respeito.

Aos funcionários da Muribeca, que colaboraram para realização deste trabalho, principalmente ao Elias pelo auxílio na execução dos ensaios.

À FACEPE pela contribuição financeira e a todos que contribuíram com a pesquisa.

*“Quando curarmos a terra, curaremos a nós mesmos”.*

*David Orr*

*“É renunciando ao conforto do ninho que o pássaro voa e se deleita com as amplas e maravilhosas paisagens da natureza”.*

*Torres Pastorino*

*“Povo sábio é aquele que aprende a viver segundo o projeto de Deus”.*

*Sf: 94.*

## RESUMO

Os resíduos sólidos urbanos por serem constituídos em sua maior parte de material orgânico, sofrem degradação biológica associada a outros processos físicos e químicos. Estes resíduos ao serem depositados em aterros são tratados através da degradação anaeróbia que gera por sua vez como resultado final da decomposição lixiviado e biogás. Entretanto, estes subprodutos podem ser estudados e tratados antes de serem liberados para a atmosfera, já que os problemas ocasionados pelo processo de degradação anaeróbia em aterros ocorrem pela falta de conhecimento das características do aterro e pela alta toxicidade que os subprodutos finais representam ao meio ambiente. Sendo assim, este trabalho vem avaliar a evolução do processo de bioestabilização dos resíduos sólidos urbanos através do monitoramento, observando a influência de parâmetros físico-químicos e a concentração de biogás em um lisímetro experimental localizado no aterro controlado da Muribeca – PE. A escolha de um lisímetro como objeto de pesquisa partiu da possibilidade de melhor controle das condições dos resíduos e condições de contorno. No aterro simulado foi colocado cerca de 36.000 Kg de resíduos, nesta célula houve o cuidado de representar as condições de um aterro em escala real, tais como, execução de sistemas de drenagem, compactação próxima da obtida em aterros, além de equipamentos de monitoramento instalados na massa de resíduos. Para todos os parâmetros analisados, os resultados indicam que os resíduos encontram-se em estado avançado de degradação, ou praticamente, bioestabilizados. Ainda, pode-se concluir que os resultados são compatíveis com os dados da literatura para condições ambientais brasileiras.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos, degradação anaeróbia, monitoramento, lisímetro.

## ABSTRACT

The solid wastes, formed at the most part of it by organic materials, bear biological degradation associated by others physical and chemical processes. These residues, deposited in landfill, are treated through anaerobic degradation; which engender, as a final result of the decomposition, leaching and bio-gas. However, these sub products can be studied and treated before being discharged to the atmosphere, since the problems caused by anaerobic degradation process at earthwork happen for lack cognizance of the landfill characteristics and for higher poisonousness the final sub products represent for the environment. In such case, this work comes to evaluating the process evolution of the urban solid residues' bio-stabilization, by controlling and observing the influence of physic-chemistry pattern, and the bio-gas concentration at an experimental lysimeter located at the supervised landfill at Muribeca – Pe. The choice of a lysimeter as a research object was established by the possibility of best control of the residue and profile qualities. At the simulated landfill was disposed almost 36.000 Kg of wastes, at this cell it had the care of representing the residue condition in real scale, such as draining system execution, the compression next that obtained on residues, farther on the monitorial equipments installed at the residue pulps. For the whole analyzed patterns, the results denote that the residues are in advanced state of degradation, or approximately bio-stabilized. Still, it can conclude the results are compatible by the literature basis for the Brazilian environment conditions.

Key-words: urban solid residues, anaerobic degradation, monitoring, lysimeter.

## LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 2.1 – Mecanismos físico-químicos e microbiológicos ocorridos em aterros de resíduos sólidos urbanos</i>	05
<i>Figura 2.2 – Processo de degradação aeróbia</i>	06
<i>Figura 2.3 – Esquema do processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos</i>	09
<i>Figura 2.4 – Etapas da degradação de resíduos</i>	15
<i>Figura 2.5 – Fases de degradação biológica</i>	16
<i>Figura 2.6 – Classificação de lisímetros</i>	30
<i>Figura 2.7 – Aterros simulados em concreto</i>	31
<i>Figura 2.8 – Lisímetros de PVC em escala de laboratório</i>	32
<i>Figura 2.9 – Layout e vista geral de projeto piloto</i>	33
<i>Figura 2.10 – Vista do resíduo compactado</i>	34
<i>Figura 2.11 – Esquema do lisímetro</i>	35
<i>Figura 2.12 – Reator anaeróbio para tratamento de resíduos orgânicos</i>	35
<i>Figura 2.13 – Layout do sistema experimental de recirculação de lixiviado</i>	36
<i>Figura 2.14 – Vista dos lisímetros e do procedimento de recirculação</i>	37
<i>Figura 2.15 – Seção transversal e vista geral das células experimentais</i>	38
<i>Figura 3.1 – Vista geral do lisímetro</i>	40
<i>Figura 3.2 – Esquema da célula experimental (lisímetro)</i>	41
<i>Figura 3.3 – Composição gravimétrica dos RSU</i>	43
<i>Figura 3.4 – Visão do dreno de gás e do detector multigás</i>	46
<i>Figura 3.5 – Vista dos termopares e termômetro digital</i>	47
<i>Figura 3.6 – Vista do trado helicoidal e coleta de amostra de sólidos</i>	48
<i>Figura 3.7 – Acondicionamento da amostra</i>	49
<i>Figura 3.8 – Amostras antes da determinação de umidade</i>	50
<i>Figura 3.9 – Amostras após a determinação do teor de sólidos voláteis</i>	51
<i>Figura 3.10 – Coleta de lixiviado</i>	52
<i>Figura 3.11 – Determinação de Eh e pH no lixiviado</i>	53
<i>Figura 4.1 – Concentração dos gases CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S em função do tempo</i>	55
<i>Figura 4.2 – Variação da temperatura nos resíduos sólidos e da temperatura ambiente</i>	60

<i>Figura 4.3 – Evolução do teor de umidade dos resíduos</i>	64
<i>Figura 4.4 – Teor de sólidos voláteis nas amostras sólidas</i>	68
<i>Figura 4.5 – Variação de pH no lixiviado</i>	71
<i>Figura 4.6 – Variação de Eh no lixiviado</i>	73
<i>Figura 4.7 - Variação da DQO e DBO no lixiviado</i>	76
<i>Figura 4.8 – Relação DBO/DQO no lixiviado</i>	77
<i>Figura 4.9– Concentração de manganês no lixiviado</i>	80
<i>Figura 4.10 – Concentração de cádmio no lixiviado</i>	81
<i>Figura 4.11– Concentração de cromo no lixiviado</i>	82
<i>Figura 4.12 – Concentração de ferro no lixiviado</i>	83
<i>Figura 4.13 – Concentração de zinco no lixiviado</i>	84
<i>Figura 4.14 – Concentração de chumbo no lixiviado</i>	85

## LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 2.1 – Composição do lixiviado para aterros brasileiros</i>	11
<i>Tabela 2.2 – Grau de toxicidade de alguns constituintes traços no biogás</i>	14
<i>Tabela 2.3 – Valores sugeridos para k</i>	20
<i>Tabela 2.4 – Duração das fases de degradação anaeróbia</i>	21
<i>Tabela 2.5 – Granulometria média de componentes do RSU</i>	24
<i>Tabela 2.6 – Potencial de influência dos fatores que interferem na geração de gás</i>	29
<i>Tabela 3.1 – Faixa de leitura e erro do detector multigás Dräger-Xam 7000</i>	46
<i>Tabela 3.2 – Parâmetros analisados na massa de RSU</i>	49
<i>Tabela 3.3 – Parâmetros analisados no lixiviado</i>	52
<i>Tabela 4.1 – Evolução da temperatura interna e externa durante o experimento</i>	62
<i>Tabela 4.2 – Composição média do lixiviado em aterros recentes e antigos</i>	78
<i>Tabela 4.3 – Padrões do CONAMA 357/2005 para lançamento de efluentes no corpo d'água</i>	79

## LISTA DE NOMECLATURA E ABREVIações

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas.
- CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente.
- COT – Carbono orgânico total.
- COV – Compostos orgânicos voláteis.
- DBO – Demanda bioquímica de oxigênio.
- DQO – Demanda química de oxigênio.
- DEFRA – Department for Environment Food & Rural Affairs.
- Eh – Potencial de oxirredução.
- HELP – Hydrologic Evaluation of Landfill Performance.
- IPT/CEMPRE – Instituto de Pesquisa e Tecnologia/Compromisso Empresarial.
- K – Constante de decaimento ou taxa de geração de metano.
- NMP – Número mais provável.
- pH – Potencial hidrogeniônico.
- PVC – Policloreto de vinila.
- RSU – Resíduos sólidos urbanos.
- SMEWW - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- SST – Sólidos suspensos totais.
- w – Teor de umidade gravimétrica na base seca.
- $W_w$  - Teor de umidade gravimétrica na base úmida
- WHO - International Reference Center for Wastes Disposal. Methods of analysis of sewage sludge solid waste and compost.

## SUMÁRIO

### LISTA DE FIGURAS

### LISTA DE TABELAS

### LISTA DE NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

<b>CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO</b>	<b>01</b>
1.1. Considerações Iniciais	01
1.2. Objetivos da Pesquisa	02
1.3. Estrutura da Dissertação	02
<b>CAPÍTULO 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>04</b>
2.1. Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos	04
<b>2.1.1. Degradação Aeróbia</b>	<b>05</b>
<b>2.1.2. Degradação Anaeróbia</b>	<b>07</b>
2.2. Geração de Lixiviado/Percolado em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos	09
<b>2.2.1. Principais Parâmetros Físico-químicos Analisados no Lixiviado</b>	<b>11</b>
2.3. Geração de Biogás em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos	12
<b>2.3.1. Composição e Características dos Gases de Aterros Sanitários</b>	<b>13</b>
<b>2.3.2. Processos Envolvidos na Geração de Gás em Aterros Sanitários</b>	<b>14</b>
2.3.2.1. Fases de Geração do Biogás	16
<b>2.3.2.1.1. Fase de Ajuste Inicial (Fase Aeróbia) ou Fase I</b>	<b>16</b>
<b>2.3.2.1.2. Fase Anóxica de Transição ou Fase II</b>	<b>17</b>
<b>2.3.2.1.3. Fase Ácida ou Fase III</b>	<b>17</b>
<b>2.3.2.1.4. Fase de Fermentação de Metano (Fase Metanogênica) ou Fase IV</b>	<b>18</b>
<b>2.3.2.1.5. Fase de Maturação (Fase Final) ou Fase V</b>	<b>19</b>
<b>2.3.3. Constante de Decaimento</b>	<b>20</b>
<b>2.3.4. Duração das Fases</b>	<b>21</b>
<b>2.3.5. Fatores que Interferem na Produção de Gás</b>	<b>21</b>
<b>2.3.6. Importância dos Fatores que Interferem na Geração de Gás</b>	<b>28</b>
2.4. Lisímetros - Efeito de Escala	29
<b>CAPÍTULO 3. MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>39</b>

3.1. <i>Campo Experimental de Estudo</i>	39
<b>3.1.1. O Aterro da Muribeca</b>	39
<b>3.1.2. Célula Experimental: Lisímetro</b>	39
3.1.2.1. <i>Construção e Instrumentação do Lisímetro</i>	40
3.1.2.2. <i>Caracterização dos Resíduos</i>	42
3.1.2.3. <i>Preenchimento do Lisímetro</i>	43
3.2. <i>Monitoramento</i>	45
<b>3.2.1. Monitoramento de Campo</b>	45
3.2.1.1. <i>Monitoramento dos Gases</i>	45
3.2.1.2. <i>Medição de Temperatura</i>	46
<b>3.2.2. Ensaio de Laboratório</b>	47
3.2.2.1. <i>Monitoramento de Sólidos</i>	47
<b>3.2.2.1.1. Teor de Umidade</b>	49
<b>3.2.2.1.2. Teor de Sólidos Voláteis</b>	50
3.2.2.2. <i>Monitoramento de Líquidos</i>	52
<b>CAPÍTULO 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	54
4.1. <i>Monitoramento do Lisímetro</i>	54
<b>4.1.1. Monitoramento de Campo</b>	54
4.1.1.1. <i>Monitoramento de Gases</i>	54
4.1.1.2. <i>Medição de Temperatura</i>	59
<b>4.1.2. Ensaio de Laboratório</b>	63
4.1.2.1. <i>Monitoramento de Sólidos</i>	63
<b>4.1.2.1.1. Teor de Umidade dos Resíduos</b>	63
<b>4.1.2.1.2. Teor de Sólidos Totais Voláteis</b>	66
4.1.2.2. <i>Monitoramento de Líquidos</i>	69
<b>4.1.2.2.1. Parâmetros Físico-químicos</b>	69
<b>CAPÍTULO 5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES</b>	86
5.1. <i>Conclusões</i>	86
5.2. <i>Sugestões para Futuras Pesquisas</i>	88
REFERÊNCIAS	

## CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

### 1.1. Considerações Iniciais

A degradação anaeróbia da matéria orgânica contida nos resíduos sólidos urbanos em locais de disposição final gera como subprodutos finais biogás e lixiviado potencialmente tóxicos, necessitando de tratamento adequado para que estes não venham causar nenhum dano à população e ao meio ambiente. Os aterros controlados e sanitários, mais comumente usados como forma de tratamento de resíduos sólidos urbanos, por gerarem estes subprodutos através da degradação anaeróbia utilizam diversas técnicas de tratamento dos subprodutos formados com objetivo de minimizar os impactos ocasionados pelo lançamento destes líquidos e gases no meio ambiente.

O lixiviado possui características variadas devido à heterogeneidade dos resíduos depositados e à idade do aterro. Portanto, sua composição é difícil de ser determinada. O biogás composto por diversos gases tem como principais componentes o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e o metano ( $\text{CH}_4$ ), sendo estes gases contribuintes do efeito estufa e conseqüentemente do aquecimento global.

As características do lixiviado associada à formação do biogás funcionam como importantes indicadores da evolução do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e podem sofrer influência de acordo com a concepção do aterro e de fatores ambientais. O controle dos parâmetros que interferem na geração e na composição do lixiviado e do biogás é de fundamental importância à avaliação do processo de bioestabilização dos RSU. Contudo, é muito difícil monitorar esses parâmetros em toda a extensão dos aterros, devido à dinâmica de operação do aterro que dificulta a obtenção sistemática de dados sob condições conhecidas ou controladas, à grande quantidade de variáveis e custos elevados para o monitoramento. Sendo assim, várias pesquisas vêm sendo realizadas em escala experimental de campo com diversas finalidades, tais como, avaliar o processo de degradação dos resíduos, analisar os aspectos geotécnicos relacionados à biodegradação, e avaliar a geração de gás. Entende-se por experimentos de campo,

os lisímetros operados “*in situ*” que podem sofrer variação das condições atmosféricas, como temperatura, insolação, chuvas, ventos e umidade.

O estudo foi desenvolvido em um lisímetro localizado no aterro da Muribeca, situado no Município de Jaboatão dos Guararapes pertencente à Região Metropolitana do Recife–PE, haja vista que os aterros simulados representam menor variedade de parâmetros a serem estudados e custos reduzidos. A avaliação do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos é de fundamental importância para o conhecimento das características que interferem no processo de bioestabilização de aterros brasileiros.

Os benefícios alcançados através do estudo da evolução do processo de degradação em aterros brasileiros estão relacionados a um melhor conhecimento dos fatores físico-químicos e ambientais que interferem no processo, e à produção de novas fontes bibliográficas que reflitam de forma mais realística as condições dos aterros, já que as fontes geralmente utilizadas como referência são provenientes de países com características climáticas muito diferentes.

## 1.2. Objetivos da Pesquisa

Esta pesquisa tem o objetivo de avaliar o processo de bioestabilização de resíduos sólidos urbanos, a partir da análise do monitoramento da concentração de biogás ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{O}_2$ ), da variação de pH, Eh, teor de umidade, teor de sólidos voláteis, temperatura e concentração de matéria orgânica no lisímetro localizado no aterro controlado da Muribeca.

## 1.3. Estrutura da Dissertação

Esta pesquisa integra o projeto de aproveitamento energético de biogás de aterros de resíduos sólidos urbanos do GRS – Grupo de Resíduos Sólidos da UFPE, financiado pelo PRONEX – projetos de núcleo de excelência em biogás. Esta dissertação foi subdividida em 5 capítulos, contendo:

Capítulo II - revisão bibliográfica: estão descritos os principais aspectos relacionados à degradação da matéria orgânica e formação de gases em aterros sanitários.

Capítulo III – Material e Métodos: neste capítulo destaca-se a descrição da área onde foi desenvolvido o estudo, os materiais utilizados e os procedimentos realizados para o monitoramento de campo e ensaios de laboratório desta pesquisa.

Capítulo IV – Resultados e Discussões: neste capítulo são apresentados os resultados e as discussões dos ensaios realizados durante todo o período de pesquisa, conforme descrito na metodologia.

Capítulo V – Conclusões e sugestões para futuras pesquisas: apresenta as conclusões do estudo e sugestões para trabalhos posteriores.

## CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos

Os resíduos sólidos depositados em um aterro sanitário são de composição bastante diversificada e são estabilizados pelo processo de degradação biológica. A degradação é um processo que varia de acordo com diversos fatores, como, quantidade dos resíduos biodegradáveis, condições do meio ambiente (interno e externo), condições de operação do aterro e disponibilidade de microrganismos que interagem para auxiliar a degradação.

A degradação em aterros sanitários se inicia imediatamente após a deposição dos resíduos, através da ação química e bacteriológica. Inicialmente sob condições aeróbias que se estabelecem devido à presença de oxigênio. Posteriormente os detritos são recobertos, o que impede ou minimiza significativamente o fluxo de ar, estabelecendo-se assim as reações bioquímicas dominantes, denominada anaeróbia (BARLAZ et al., 1989).

A degradação dos resíduos sólidos urbanos é constituída por mecanismos físico-químicos e biológicos que ocorrem na presença de água e em presença ou ausência de oxigênio. A água contida na massa de RSU, advinda de precipitações ou da própria umidade natural do resíduo funciona como um catalisador e é de suma importância como contribuinte do processo de degradação. Os microrganismos envolvidos no processo são predominantemente heterótrofos, os quais utilizam substratos orgânicos para suas necessidades energéticas. Os metabolismos predominantes são os metabolismos aeróbio e anaeróbio, os quais estão condicionados à presença ou ausência de oxigênio livre.

Segundo Castilhos (2003) o processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos é um fenômeno constituído essencialmente pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pelo fator água, presente nos resíduos pela umidade inicial e pelas águas das precipitações que ocorrem quando estes estão dispostos em aterro sanitário. A Figura 2.1 resume os fenômenos que infiltram durante o processo de biodegradação em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.

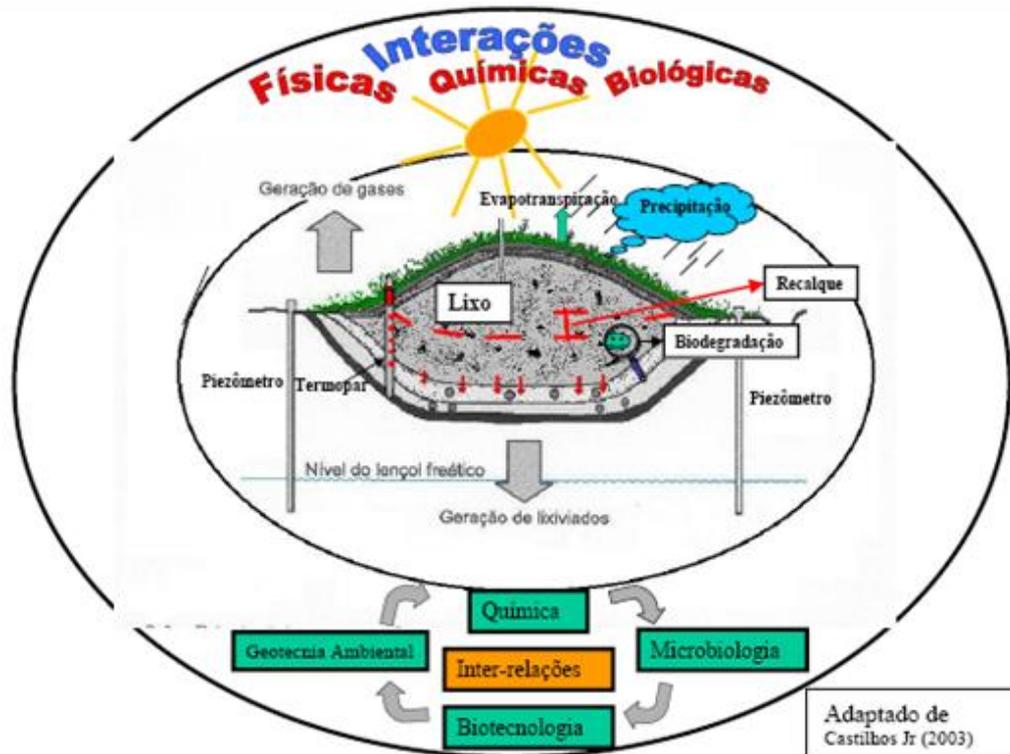


Figura 2.1: Mecanismos físico-químicos e microbiológicos ocorridos em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos (Castilhos (2003) apud Monteiro, 2003).

Watson-Craik & Jones (1995) consideram o aterro como um reator anaeróbio e, portanto, um sistema governado pelo processo anaeróbio de degradação microbiológica.

Mc Bean et al (1995) comparam o princípio da degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários a reatores bioquímicos e separam o processo em três fases: aeróbia, anaeróbia ácida e anaeróbia metanogênica.

O processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos ocorre em duas fases: fase aeróbia e fase anaeróbia.

### 2.1.1. Degradação Aeróbia

Na fase aeróbia, os microrganismos se desenvolvem em presença de oxigênio molecular. Portanto esta fase é de curta duração, ocorrendo logo após a cobertura dos resíduos, aproximadamente um mês, quando ainda há presença de oxigênio no interior da massa de lixo. A decomposição aeróbia dos resíduos representa a menor parte do tempo de vida do aterro e, portanto, é relativamente

menos significante que a decomposição anaeróbia (ZACHAROF, 2004). Os principais microrganismos que atuam no processo aeróbio são as bactérias fotossintéticas, as leveduras e os fungos (CASTILHOS, 2003). A decomposição da fração orgânica por aerobiose ocorre rapidamente e gera como subprodutos principalmente gás carbônico e água, e também sais minerais (BIDONE & POVINELLI, 1999).

O pH na massa dos resíduos sólidos urbanos durante a fase aeróbia está próximo da neutralidade (pH = 7) diminuindo a medida que a fase anaeróbia ácida se estabelece. O pH ótimo para o desenvolvimento das bactérias anaeróbias está na faixa de 6,5 a 7,5, quando este parâmetro atinge valores acima de 9,0 ou abaixo de 4,5, o crescimento das bactérias anaeróbias fica prejudicado.

Durante o processo de degradação aeróbia a matéria orgânica polimérica é submetida à ação de enzimas extracelulares específicas (proteolíticas, celulolíticas, etc.) secretadas por microrganismos hidrolíticos. Os oligômeros e monômeros assim produzidos são em seguida degradados. No decorrer da fase aeróbia há grande liberação de calor e formação de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e hidrogênio (CASTILHOS, 2003). A expressão química abaixo e a Figura 2.2 representam a fase aeróbia:

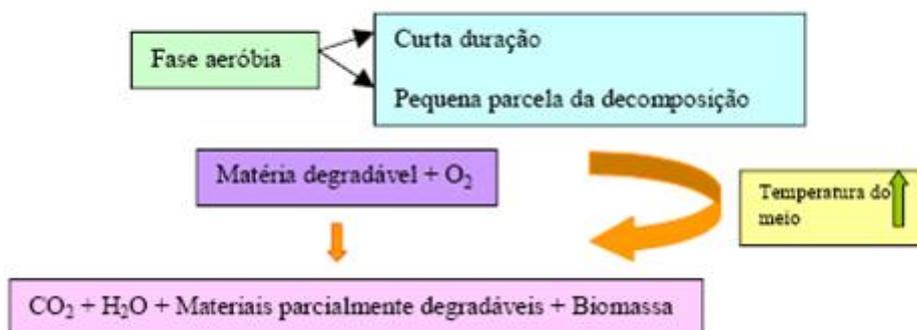
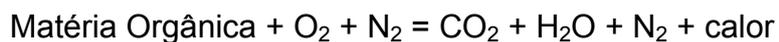


Figura 2.2: Processo de degradação aeróbia (Monteiro, 2003).

### 2.1.2. Degradação Anaeróbia

Na fase anaeróbia, os microrganismos se desenvolvem na ausência de oxigênio, podendo, entretanto, ser tolerado (anaeróbios facultativos) ou não (anaeróbios estritos). É a fase mais longa do processo de decomposição e se inicia a partir da exaustão de oxigênio no meio. Este processo possui como característica a geração de subprodutos em estágios intermediários de degradação, como a amônia, ácidos orgânicos, e gases, como o gás metano e gás sulfídrico que conferem toxicidade (BIDONE & POVINELLI, 1999). De acordo com Simões (2000), existem basicamente três tipos de grupos de bactérias que participam do processo de decomposição anaeróbia. Os principais microrganismos são as bactérias fermentativas, as acetogênicas e as metanogênicas.

Segundo Campos (1999), a degradação anaeróbia se dá em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese.

Durante a hidrólise ou liquefação (primeira fase) as bactérias fermentativas convertem os compostos orgânicos complexos (polímeros) em compostos mais simples (monômeros) e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose, que podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas.

Na fase acidogênica (segunda fase), os produtos (oligômeros e monômeros) gerados na hidrólise são metabolizados no interior das bactérias fermentativas, em ácidos graxos voláteis, ácido lático, cetonas, álcoois, amônia, gás carbônico, hidrogênio e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas (MONTEIRO, 2003). O pH da massa de resíduos cai para valores entre 5,0 e 6,0. Esta fase pode durar alguns anos, porém não há estabilização da matéria orgânica.

Na fase acetogênica (terceira fase), as bactérias acetogênicas ou produtoras de hidrogênio, oxidam os produtos gerados na fase acidogênica em substratos apropriados (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono) para as bactérias metanogênicas.

A fase metanogênica (quarta fase), última fase do processo de degradação anaeróbia para a conversão de metano e dióxido de carbono é realizada pelas bactérias metanogênicas também denominadas archeas ou arquibactérias, que utilizam os substratos produzidos pelas bactérias acetogênicas, convertendo-os

em metano e dióxido de carbono. É a fase mais longa do processo, nesta a presença de ácidos decresce com o decaimento da população de bactérias acidogênicas e o pH tende a neutralidade, há ainda a participação de dois grupos de bactérias chamadas: acetoclásticas, pois produzem metano a partir do acetato e produzem 60% a 70% deste gás e as hidrogenotróficas que produzem gases a partir do hidrogênio (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993). As bactérias hidrogenotróficas são de suma importância, pois consomem o hidrogênio originado nas fases anteriores, reduzindo a pressão parcial deste gás, tornando possível as reações de produção das acidogênicas e acetogênicas.

A geração do metano e dióxido de carbono tende a se estabilizar por um longo tempo em patamares de 45-60% e 35-50%, respectivamente (MACIEL, 2003).

O processo de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos é mostrado de maneira simplificada, na Figura 2.3. O metano e dióxido de carbono são os principais gases produzidos pela decomposição anaeróbia dos componentes orgânicos.

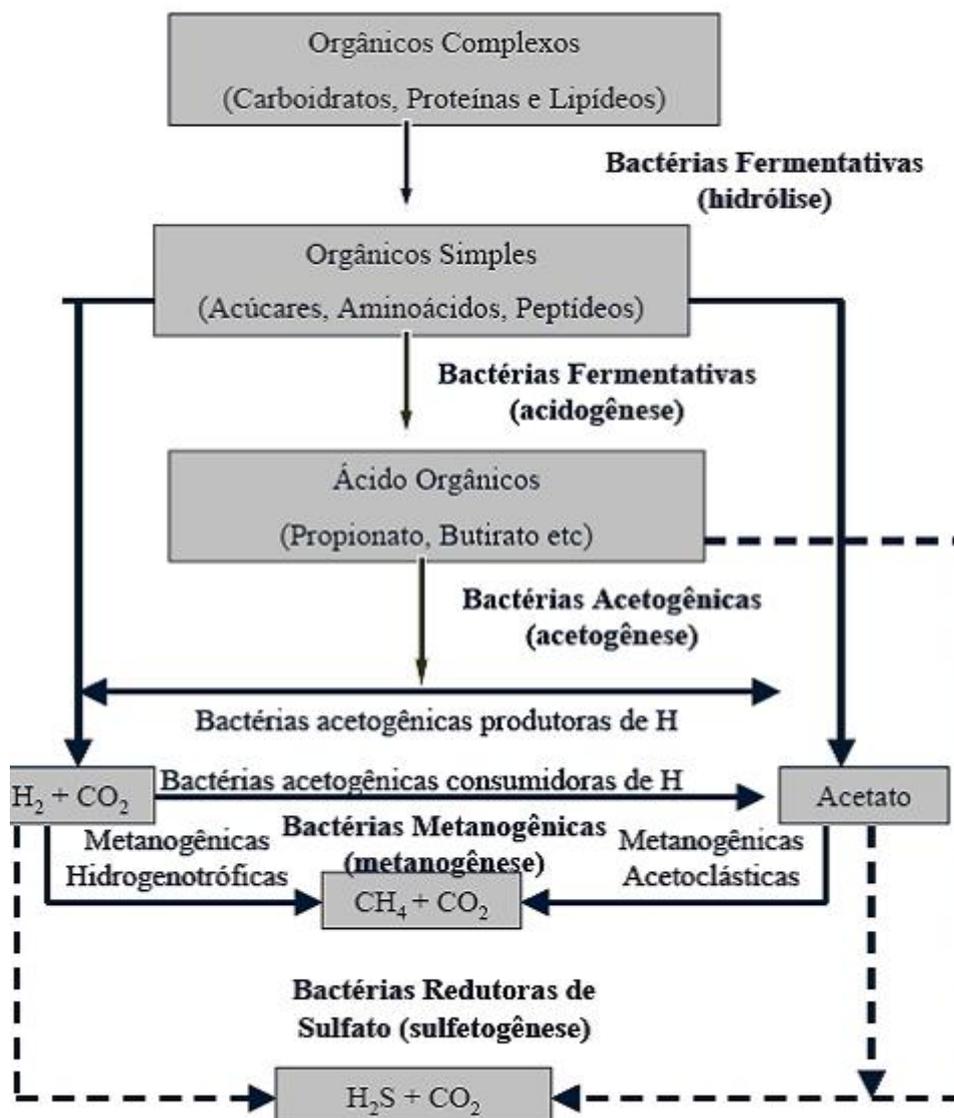


Figura 2.3: Esquema do processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos (Chernicharo, 1997).

## 2.2. Geração de Lixiviado/Percolado em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) – NBR 8419/1992 “chorume é um líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), constitui-se numa mistura de substâncias inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos”. O chorume caracteriza-se também pela elevada DQO (Demanda Química de Oxigênio) (LINS, 2003).

O chorume é definido na publicação do IPT/CEMPRE (1995) como líquido escuro, turvo e malcheiroso, proveniente do armazenamento e tratamento do lixo, conhecido também por outras denominações como: sumeiro, chumeiro, lixiviado, percolado, entre outras. Tchobanoglous et al. (1993) define chorume como um líquido que percola através dos resíduos sólidos e constitui-se de materiais dissolvidos e em suspensão.

Lixiviado ou percolado é o líquido resultante da umidade natural dos resíduos orgânicos misturados às fontes internas e externas de água que ao atingir a capacidade de campo da massa sólida, flui pelas camadas do aterro (ROCHA, 2005). Entretanto, pode-se liberar lixiviado antes mesmo que este alcance a capacidade de campo, devido à formação de caminhos preferenciais para o fluxo de lixiviado (MONTEIRO, 2003).

Um estudo realizado em um aterro sanitário na Alemanha por Ehrig (1983) verificou que a precipitação é o fator mais importante para a produção dos líquidos percolados e que após alguns anos o aterro atinge a sua capacidade máxima de umidade e os líquidos percolados passam a apresentar um comportamento estável nas suas concentrações.

A quantidade e a qualidade do lixiviado gerado sofrem influência de diversos fatores, tais como, precipitação, escoamento superficial, infiltração, evaporação, transpiração, temperatura ambiente, umidade inicial, composição e densidade do resíduo, e a profundidade do aterro. A principal fonte de contribuição para a formação do percolado é a água, geralmente águas de chuva.

O lixiviado gerado em aterros sanitários, controlados e lixões, é o principal contaminante originado a partir do lixo, altamente poluidor dos cursos d'água, do solo e do ar, devido à elevada concentração de matéria orgânica, inorgânica e metais pesados. Ainda apresenta variações de pH, altos teores de sólidos totais, sólidos dissolvidos, nitrogênio amoniacal, metais pesados e etc., conforme a Tabela 2.1, que indica a variação da composição do lixiviado em diversos aterros brasileiros (Souto & Povinelli, 2007).

Tabela 2.1: Composição do lixiviado para aterros brasileiros.

VARIÁVEL	FAIXA MÁXIMA	FAIXA MAIS PROVÁVEL
*pH	5,7 – 8,6	7,2 – 8,6
Alcalinidade total (mg/L de CaCO <sub>3</sub> )	750 – 11.400	750 – 7.100
Dureza (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	95 – 3100	95 - 2100
**Condutividade (µS/cm)	2.950 – 25.000	2.950 – 17.660
DBO (mg/L)	< 20 – 30.000	< 20 – 8.600
DQO (mg/L)	190 – 80.000	190 – 22.300
Óleos e graxas (mg/L)	10 – 480	10 – 170
Fenóis (mg/L de C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)	0,9 – 9,9	0,9 – 4,0
NTK (mg/L)	80 – 3100	Não há
N-amoniaco (mg/L)	0,4 – 3000	0,4 - 1800
N-orgânico (mg/L)	5 – 1200	400 - 1200
N-nitrito (mg/L)	0 - 50	0 - 15
N-nitrato (mg/L)	0 - 11	0 – 3,5
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10
Sulfato (mg/L)	0 – 5.400	0 - 1 800
Sólidos totais (mg/L)	3.200 – 21.900	3.200 a 14.400
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630 – 20.000	630 – 5.000
Sólidos totais fixos (mg/L)	2.100 – 14.500	2.100 – 8.300
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 – 2.800	5 - 700
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65
Manganês (mg/L)	0,04 – 2,6	0,04 – 2,0
Cobre (mg/L)	0,005 – 0,6	0,05 – 0,15
Níquel (mg/L)	0,03 – 1,1	0,03 – 0,5
Cromo (mg/L)	0,003 – 0,8	0,003 – 0,5
Cádmio (mg/L)	0 – 0,26	0 – 0,065
Chumbo (mg/L)	0,01 – 2,8	0,01 – 0,5
Zinco (mg/L)	0,01 – 8,0	0,01 – 1,5

Fonte: Souto & Povinelli (2007).

Os principais parâmetros físico-químicos analisados nos líquidos lixiviados são DBO, DQO, pH, OD, sólidos, metais, e nitrogênio amoniacal. A análise destes parâmetros são feitas com objetivo de avaliar a evolução do processo biodegradativo dos resíduos sólidos urbanos.

### 2.2.1. Principais Parâmetros Físico-químicos Analisados no Lixiviado

- **DBO ou demanda bioquímica de oxigênio:** quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica pela biodegradação aeróbia para

uma forma inorgânica estável. Valores elevados de DBO indicam grande quantidade de matéria orgânica, enquanto baixos valores indicam que a amostra tem pouca matéria orgânica.

- **DQO ou Demanda Química de Oxigênio:** medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica. Altos valores de DQO indicam intensa poluição do corpo d'água. A DQO não diferencia materiais orgânicos e inorgânicos.

- **pH:** O comportamento do pH no interior de uma massa de lixo está diretamente relacionado aos produtos formados a partir das várias fases de degradação da matéria orgânica em um processo anaeróbio. É um parâmetro ambiental crítico indicativo de acidez ou alcalinidade, que afeta o balanço entre as várias populações de microrganismos, como também o nível da atividade microbiana.

- **Sólidos Totais:** A carga de sólidos representa o conjunto de substâncias de natureza orgânica e inorgânica dissolvidas e em suspensão. Os sólidos são classificados de acordo com a natureza física ou química. A classificação física é dada segundo as suas dimensões em sólidos dissolvidos ( $< 2,0 \mu\text{m}$ ) ou em suspensão ( $> 2,0 \mu\text{m}$ ). Quimicamente os sólidos classificam-se em voláteis e fixos. Os voláteis são volatilizados a temperatura inferior a  $65^{\circ}\text{C}$ . Os fixos permanecem após completa evaporação da água.

- **Metais pesados:** são elementos químicos que apresentam número atômico superior a 22 e apresentam efeitos adversos à saúde humana. São encontrados nos resíduos sólidos urbanos pela grande quantidade de produtos metálicos adquiridos pela população, como pilhas, baterias, jornais, tintas, tecidos, têxteis e enlatados, entre outros (MONTEIRO, 2003). Segundo Reis & Ellwanger (2004) os metais pesados, principalmente cádmio, chumbo, cobre e zinco, estão presentes na fração orgânica do composto do resíduo urbano, em concentrações relativamente elevadas.

### 2.3. Geração de Biogás em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos

A degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos gera como principais subprodutos finais lixiviado e biogás. O biogás é constituído por metano e

dióxido de carbono, além de gases traços (compostos orgânicos voláteis, etc.) e vapor d'água.

Os gases gerados contribuem para o efeito estufa e conseqüentemente para o aquecimento global.

### **2.3.1. Composição e Características dos Gases de Aterros Sanitários**

Os processos microbiológicos são predominantes na geração dos gases devido a grande percentagem de matéria orgânica encontrada nos aterros do Brasil. Entretanto, há outros processos físicos e químicos envolvidos que atuam ora isoladamente, ora associados com a microbiologia.

O biogás gerado em aterros sanitários é composto por amônia ( $\text{NH}_3$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), monóxido de carbono ( $\text{CO}$ ), hidrogênio ( $\text{H}_2$ ), ácido sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ), nitrogênio e oxigênio ( $\text{O}_2$ ), entre outros gases em menores quantidades. Para tentar estimar a geração de gás, é necessário realizar um estudo minucioso das características do aterro (LAMBORN & FRECKER, 2003).

Segundo Tchobanoglous (1993) o gás de aterro é composto de um número de gases que estão presentes em grandes quantidades (gases principais) e em pequenas quantidades (gases traços). Os gases principais são produzidos a partir da decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Os gases traços embora sejam encontrados em pequenas quantidades podem ser tóxicos e apresentar riscos à saúde pública.

O gás metano é um gás combustível e suas emissões correspondem segundo o Ministério da Ciência e Tecnologia (1997), 19% das emissões antrópicas dos gases de efeito estufa (GEEs). De acordo com o IPCC (1996) apud Cetesb (2001) o metano natural corresponde a apenas 20% das emissões e as atividades antrópicas são responsáveis pelos 80% restantes, sendo que uma fração de 20% de metano liberado pela ação antrópica é proveniente da produção e uso de combustíveis fósseis e 8% das emissões mundiais de metano cabem aos aterros sanitários, controlados e lixões.

O controle da emissão de biogás no aterro sanitário reduz a chance de instabilidade do aterro e minimiza a migração desses gases para áreas adjacentes

ao aterro devido à redução dos odores produzidos pela emissão de compostos de enxofre (CETESB, 1997 apud CASTILHOS, 2003).

O metano é explosivo em concentrações entre 5 e 15% quando misturado ao ar. Entretanto, como em aterros as quantidades de oxigênio na massa aterrada são pequenas, quando as concentrações de metano alcançam esse nível crítico, há pouco perigo de ocorrer explosão no local. Todavia, podem se formar misturas de metano na faixa explosiva se o gás migrar e entrar em contato com o ar.

Segundo Tchobanoglous (1993) na Inglaterra realizaram-se estudos em três aterros diferentes com o objetivo de coletar amostras de gases para análise dos constituintes traços. Foram analisados 154 compostos e encontrado um total de 116 compostos orgânicos no gás desses aterros, muitos destes classificados como compostos orgânicos voláteis (VOCs). A presença de compostos orgânicos voláteis está associada a aterros que recebem resíduos industriais e comerciais. Em aterros que não dispõem estes tipos de resíduos, as concentrações de VOCs são extremamente baixas. Alguns dos constituintes traços podem representar perigos à saúde humana devido ao seu grau de toxicidade, conforme apresenta a Tabela 2.2.

Tabela 2.2: Grau de Toxicidade de alguns constituintes traço no biogás.

Nome do Composto	Fórmula Química	Máx. concentração detectada* (ppm)	Grau de toxicidade
Tolueno	$C_6H_5CH_3$	758,0	prejudicial
Hexano	$C_6H_{14}$	25,0	prejudicial
Xileno	$C_6H_4(CH_3)_2$	664,0	prejudicial
Benzeno	$C_6H_6$	52,2	tóxico
Cloreto vinílico	$C_2H_3Cl$	48,1	tóxico
Metil furano	$C_4H_3OCH_3$	40,0	tóxico
Tetracloro de carbono	$CCl_4$	68,3	muito tóxico
Sulfeto de hidrogênio	$H_2S$	700,0	muito tóxico

Fonte: Maciel, 2003.

### 2.3.2 Processos Envolvidos na Geração de Gás em Aterros Sanitários

Na maior parte do Brasil há condições bastante favoráveis para a geração de biogás em aterros sanitários, pois apresenta condições climáticas ideais para que

ocorra a degradação microbiológica. Estas condições são umidade e temperatura elevada, e principalmente predominância de matéria orgânica nos resíduos sólidos.

O processo de transformação dos resíduos de um aterro sanitário em gases é bastante complexo, devido à diversidade de materiais que compõem estes ambientes, e pelas interações físico-químicas e biológicas que ocorrem durante a degradação. As atividades microbiológicas contribuem significativamente na produção de biogás em aterros sanitários. Entretanto, mecanismos como a volatilização e as reações químicas, também exercem um papel importante, agindo ora isoladamente ou associados à microbiologia (ELK, 2007).

A geração de gás inicia-se logo após os resíduos sólidos serem depositados em aterros sanitários, encontrando-se registros de metano ainda nos primeiros três meses após a disposição, podendo ser encontrado com valores significativos por um período de 20 a 30 anos, diminuindo após o encerramento do aterro. O Banco Mundial (2003) apresenta índices que indica que aproximadamente 20% das emissões de metano liberadas na atmosfera são provenientes de aterros de resíduos sólidos e águas servidas (BORBA, 2006).

Junqueira (2000) classifica a geração de gases em cinco fases: fase aeróbia, fase anaeróbia ácida, fase metanogênica instável, fase metanogênica estável e fase de maturação final. Sendo possível identificar quatro etapas diferentes durante o processo de conversão anaeróbia da matéria orgânica em gás carbônico e metano, exemplificado na Figura 2.4.

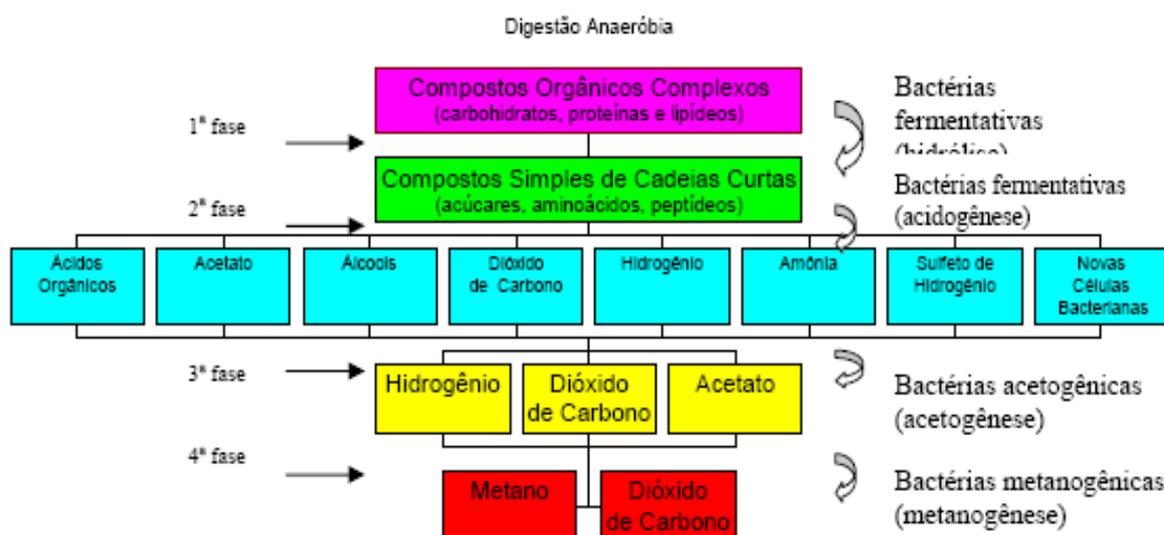


Figura 2.4: Etapas da degradação de resíduos (Monteiro, 2003).

Segundo Tchobanoglous et al. (1993) a geração dos gases ocorre em cinco fases seqüenciais, fase aeróbia, fase anóxica, fase ácida, fase de fermentação de metano e fase de maturação. Estas fases ocorrem durante o tempo ativo do aterro, isto é, até a maturação da massa de resíduos. Na Figura 2.5 as fases da geração de biogás ao longo da degradação dos resíduos são apresentadas por meio de gráficos. Comparando-se fase a fase, a evolução ao longo do tempo.

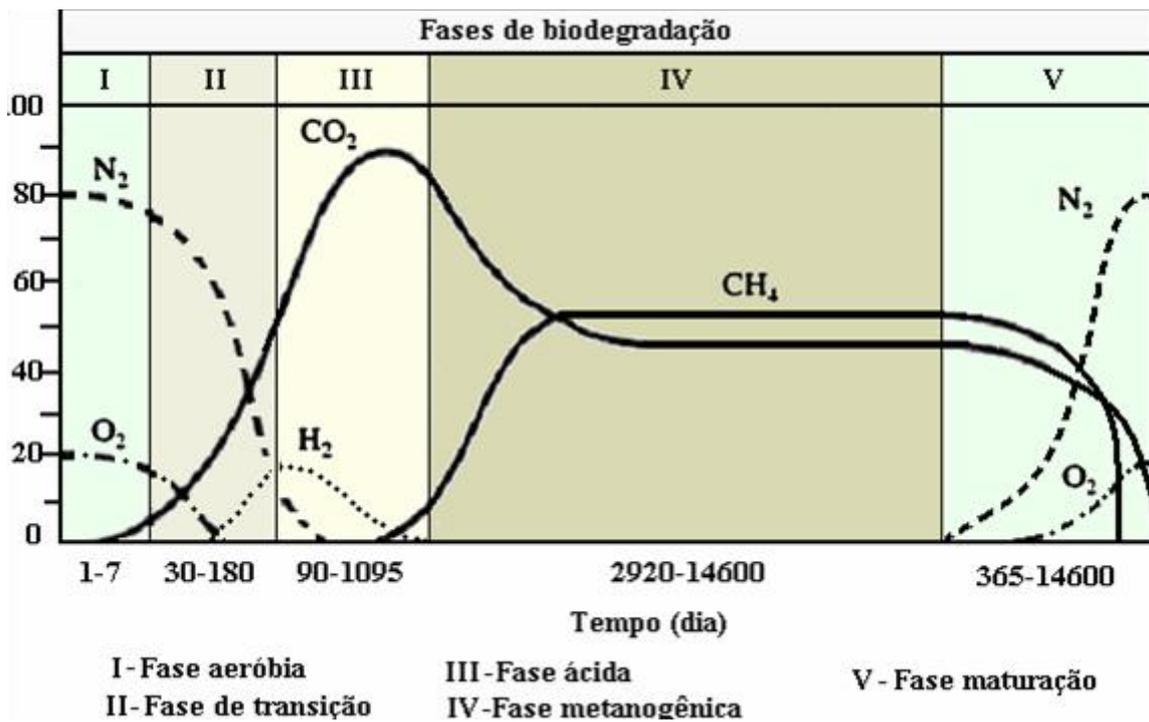


Figura 2.5: Fases de degradação biológica Tchobanoglous et al (1993) apud Alcântara (2007).

### 2.3.2.1. Fases de geração do biogás

A degradação biológica dos resíduos em aterros ocorre em fases, estas fases regem o processo de geração de gás, e são descritas a seguir:

#### 2.3.2.1.1. Fase de Ajuste Inicial (Fase Aeróbia) ou Fase I

A fase de ajuste inicial é a fase em que os componentes orgânicos biodegradáveis dos RSU sofrem decomposição microbiana aeróbia no momento da deposição ou enquanto houver oxigênio dissolvido na massa do aterro. Monteiro (2003) afirma que a fase aeróbia é de curta duração, já que o oxigênio correspondente aproximadamente a 20% do total do gás do aterro e o nitrogênio

80%, são consumidos rapidamente. Durante a finalização desta fase, as populações microbianas começam a mudar devido às variações das condições ambientais, dando início à fase de decomposição anaeróbia.

#### **2.3.2.1.2. Fase Anóxica de Transição ou Fase II**

Na fase de transição o oxigênio começa a decair na massa de resíduos aterrados e inicia-se o desenvolvimento das condições anaeróbias. Enquanto o aterro se converte em anaeróbio, o nitrato e o sulfato que podem servir como aceptores de elétrons em reações de conversão biológica são freqüentemente reduzidos a gás nitrogênio e gás sulfídrico. Monteiro (2003) afirma que nesta fase, inicia-se um incremento de dióxido de carbono e ácidos graxos voláteis que aumentam rapidamente até chegar à fase ácida, quando começará a diminuir a velocidade de crescimento do CO<sub>2</sub> e dos ácidos graxos voláteis, tendendo a estabilizar-se, e ao finalizar a fase, começa o desenvolvimento de condições de anaerobiose estrita dentro do aterro e se houver produção de chorume, o pH será de 6,5 a 7, esse decréscimo ocorre devido a presença de ácidos orgânicos e ao efeito das concentrações elevadas de CO<sub>2</sub> dentro do aterro e o valor da DQO começará a ser incrementado até chegar a valores entre 10.000 e 20.000 mg/L ao final da fase.

Estes processos se agrupam dentro de um só fenômeno conhecido como hidrólise, onde se transformam os componentes complexos dos resíduos em componentes mais simples como ácidos graxos voláteis e álcoois (MONTEIRO, 2003).

#### **2.3.2.1.3. Fase Ácida ou Fase III**

Inicia-se quando certas espécies de bactérias consomem os ácidos produzidos na Fase II e formam o acetato, um ácido orgânico. Este processo vem causar ao aterro um ambiente mais neutro em que as bactérias produtoras de metano começam a se estabelecer. As bactérias metanogênicas e as bactérias acidogênicas são simbióticas, ou apresentam mutualismo positivo. As bactérias acidogênicas criam compostos para as bactérias metanogênicas consumirem. As

bactérias metanogênicas consomem o carbono e o acetato que são tóxicos para a maioria das bactérias acidogênicas (BRITO, 2005).

Na fase ácida a atividade microbiana iniciada na fase anterior é acelerada pela produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e pequenas quantidades de gás hidrogênio. O primeiro passo no processo de degradação anaeróbia envolve a transformação mediada por enzimas (hidrólise) de compostos com alto peso molecular (por exemplo, lipídios, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucléicos) em compostos adequados para serem usados por microrganismos como uma fonte de energia e de carbono celular. O segundo passo no processo (acidogênese) envolve a conversão microbiana dos compostos resultantes da primeira etapa em compostos intermediários de baixo peso molecular, como ácido acético ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) e pequenas concentrações de ácido fúlvico e outros ácidos orgânicos mais complexos. O dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) é o principal gás gerado durante a fase ácida. Há também a produção de gás hidrogênio ( $\text{H}_2$ ) em quantidades menores. Durante a acidogênese os ácidos orgânicos produzidos transformam-se em ácido acético, em hidrogênio e dióxido de carbono. O pH do chorume nesta fase decai para valores próximos de 5 ou menores devido a presença de ácidos orgânicos e as elevadas concentrações de  $\text{CO}_2$  dentro do aterro. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO) e a condutividade do chorume aumentam significativamente durante esta fase devido a dissolução de ácidos orgânicos no lixiviado. Também, em função dos baixos valores de pH no chorume, um número de constituintes inorgânicos, principalmente metais pesados serão solubilizados durante a fase ácida. Muitos nutrientes essenciais também serão removidos do chorume nesta fase. Monteiro (2003) observa que se não houver formação de chorume, os produtos de conversão produzidos durante esta fase permanecerão dentro do aterro como constituintes absorvidos na água contida pelos resíduos.

#### **2.3.2.1.4. Fase de Fermentação de Metano (Fase Metanogênica) ou Fase IV**

Nesta fase, um segundo grupo de microrganismos que convertem o ácido acético e o gás hidrogênio produzidos na fase ácida para  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , tornam-se predominantes. Em alguns casos, estes organismos começam a se desenvolver no

final da Fase III. Os microrganismos responsáveis por esta conversão são estritamente anaeróbios, chamados de microrganismos metanogênicos. Na fase IV a formação de metano e ácidos ocorre simultaneamente, embora a velocidade de formação de ácido seja consideravelmente reduzida.

A conversão de ácidos e gás hidrogênio produzidos na fase ácida em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  nesta fase, eleva o pH dentro do aterro para valores mais neutros na faixa de 6,8 a 8,0. Alternadamente, o pH do chorume, se formado, subirá, e a concentração de DBO, DQO (aproximadamente 10.000mg/L) e o valor de condutividade do chorume serão reduzidos. Com altos valores de pH, poucos constituintes inorgânicos permanecem na solução; como resultado, a concentração de metais pesados presentes no chorume também será reduzida (Tchobanoglous et al., 2003).

Durante a fase metanogênica, a produção de  $\text{CH}_4$  eleva-se rapidamente até valores de 45 a 60% e  $\text{CO}_2$  35 a 50% da composição de biogás no aterro. Observa-se a presença de ácido sulfídrico. O nitrogênio apresenta valores inferiores a 5% da composição de biogás.

#### **2.3.2.1.5. Fase de Maturação (Fase Final) ou Fase V**

A fase de maturação ocorre depois do material orgânico biodegradável ter sido convertido em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  na fase anterior (fase metanogênica). Como a umidade continua migrando através dos resíduos, porções do material biodegradável que não estavam previamente disponíveis são decompostos. Nesta fase, a velocidade de geração de gás no aterro diminui significativamente, pois muitos dos nutrientes disponíveis são removidos com o chorume nas fases anteriores e os substratos que permanecem no aterro são lentamente biodegradáveis. Os principais gases gerados no aterro que evoluem nesta fase são  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ . Pequenas quantidades de nitrogênio e oxigênio podem ser encontradas no gás após o fechamento do aterro (Tchobanoglous et al., 2003).

Durante a fase final o chorume freqüentemente apresentará ácidos húmicos e fúlvicos, que são de difícil degradação biológica. O valor da DQO nesta fase, reduz-se à medida que os últimos materiais biodegradáveis se decompõem e produzem a diluição dos líquidos do aterro. O pH tende a ser maior que 7 e a geração do biogás decresce significativamente, podendo cessar após muitos anos.

### 2.3.3. Constante de Decaimento (k)

O tempo de degradação é diferente para cada tipo de resíduo. Material orgânico degrada rapidamente, enquanto que papel e madeira degradam mais lentamente. Assim, os resíduos domésticos normalmente têm um tempo de degradação menor que os resíduos comercial e industrial. Além disso, o tempo de degradação reflete nas condições físicas e químicas do aterro.

A constante de decaimento (k) relativa à velocidade de geração de metano, é função da composição química dos resíduos, das condições do local, da disponibilidade de nutrientes para a metanogênese, pH, temperatura e principalmente umidade. Em geral, teores de umidade até 60% e pH entre 6,6 e 7,4, promovem aumento da taxa de geração de metano e descrevem a velocidade do processo de degradação.

Autores como El-Fadel et al., (1997) afirmam que o potencial de geração de gases em aterros para lixo seco varia de 0 a 400 m<sup>3</sup> de biogás/ton de resíduo, considerando a umidade média dos resíduos em 40%, estes valores caem para faixa de 0 a 240 m<sup>3</sup> de biogás/ton de resíduo aterrado. Da mesma forma, Gandolla et al., (1997) consideram que os resíduos sólidos urbanos são capazes de produzir cerca de 200 m<sup>3</sup> de biogás/ton de RSU aterrado durante todo o processo de degradação.

O valor padrão da constante de decaimento (k) utilizado pela USEPA (1994) apud Mendes (2005) para lugares com precipitação acima de 635 mm por ano é 0,05 ano<sup>-1</sup>, este valor é utilizado para produzir uma estimativa razoável de geração de metano em algumas regiões demográficas e sob certas condições locais. Conforme a Tabela 2.3, verifica-se que k varia entre 0,01 ano<sup>-1</sup> a 0,09 ano<sup>-1</sup>.

Tabela 2.3: valores sugeridos para k

Precipitação anual	Valores para k ano-1		
	Relativamente inerte	Decomposição moderada	Decomposição alta
<250 mm	0,01	0,02	0,03
> 250 a < 500 mm	0,01	0,03	0,05
> 500 a < 1.000 mm	0,02	0,05	0,08
> 1.000 mm	0,02	0,06	0,09

Fonte: WORLD BANK (2003) apud Mendes (2005).

Um estudo realizado na Cidade de São Paulo para o aterro Bandeirantes obteve um valor de k igual a 0,0395 ano<sup>-1</sup> (Mendes, 2005).

#### 2.3.4. Duração das Fases

Na teoria as divisões e a duração das fases são claramente definidas, porém na prática elas ocorrem simultaneamente em diversas partes do aterro, isto se dá pela composição dos resíduos ser bastante diversificada, gerando microambientes dentro do aterro.

A duração de cada fase na produção de biogás do aterro varia de acordo com a distribuição de componentes orgânicos no aterro, a disponibilidade de nutrientes, teor de umidade do resíduo e do grau de compactação inicial dos resíduos. Assim, a geração de gás no aterro será retardada caso a umidade disponível não seja suficiente. Por outro lado, o aumento da densidade do material depositado no aterro diminuirá a possibilidade da umidade alcançar todas as partes dos resíduos e, assim, reduzirá a velocidade de biodegradação e da produção de biogás.

Na Tabela 2.4 é apresentada o intervalo de duração das fases de degradação anaeróbia em aterros sanitários.

Tabela 2.4: Duração das fases de degradação anaeróbia.

Fases	Intervalo de duração das fases
I	Algumas horas à 1 semana
II	1 mês à 6 meses
III	3 meses à 3 anos
IV	8 anos à 40 anos
V	1 ano à mais de 40 anos

Fonte: adaptado de Maciel, 2003.

#### 2.3.5. Fatores que Interferem na Produção de Gás

Diversos fatores influenciam na capacidade de geração de gases dentro de um aterro, relacionados com os ambientes interno e externo das células e os relacionados com a forma de construção e operação de um aterro. Dentre eles a composição do resíduo, teor de umidade, tamanho das partículas, a idade do resíduo, pH, temperatura, disponibilidade de bactérias e nutrientes, presença de

agentes inibidores na célula. Além de aspectos relacionados à geometria e operação do aterro e ao ambiente externo da célula.

A decomposição e produção de gás podem ocorrer, teoricamente, por mais de 30 a 100 anos, mas na prática, ocorrem em um nível elevado por um período de tempo muito menor (THOBANOGLIOUS et al., 1993). O nível de metano no biogás pode variar de 50 a 60%, quando os resíduos encontram-se em condições ideais para a sua formação (DESIDERI et al., 2003). Os fatores que afetam a geração de gás são descritos a seguir.

- **Composição do resíduo:** a composição dos RSU de uma cidade depende de diversos fatores como número de habitantes do lugar, variações sazonais, condições climáticas, poder aquisitivo, hábitos e costumes da população e nível educacional. A composição do resíduo é de fundamental importância na avaliação do processo de biodegradação e do potencial de geração de biogás. Segundo Palmisano e Barlaz (1996) o processo de degradação pode ser afetado pelos constituintes inorgânicos, pois em alguns casos ocorre que estes são dispostos isolando os resíduos orgânicos e dificultando a ação das bactérias. A produção de gás é afetada quantitativa e qualitativamente pela composição do lixo. O volume potencial máximo de biogás depende da quantidade e do tipo de conteúdo orgânico dentro da massa de lixo, uma vez que os resíduos orgânicos em decomposição são as fontes de todo biogás produzido. A disponibilidade de frações mais facilmente degradáveis (carboidratos, proteínas e lipídios) representa uma maior quantidade de substrato para a atuação de microrganismos (REAL, 2005; MACIEL, 2003). No Brasil o componente mais representativo no lixo é a matéria orgânica, o teor deste material no país encontra-se acima de 50%, característica dos países em desenvolvimento, devido ao grande desperdício de alimentos (ALCÂNTARA, 2007).

- **Teor de umidade:** é representado pela quantidade de água contida na massa de resíduos, primordial para o entendimento da geração de gases no aterro, visto que influencia na taxa de decomposição dos materiais orgânicos presentes na massa de resíduo. A umidade favorece o meio aquoso essencial para o processo de degradação e de produção de gás, e serve também como transporte para distribuição de nutrientes e microrganismos no aterro sanitário (BIDONE & POVINELLI, 1999). As condições de umidade dentro do aterro variam em função da

umidade natural dos resíduos, da infiltração de águas de precipitação, recirculação de líquidos, entre outras. Depende diretamente das condições climáticas variando sensivelmente de um lugar para outro, das práticas de coleta, entre outros aspectos. A maior parcela de umidade na massa de lixo é encontrada nos compostos orgânicos, e em seguida nos papéis e papelões, trapos, couros, etc. (MELO, 2003). Lima (1988) considera o teor de umidade importante na degradação, uma vez que a presença da água no lixo propicia o habitat inicial dos microrganismos, pela presença de nutrientes dissolvidos, possibilitando a propagação desses nutrientes por toda a massa do lixo. Em aterros sanitários que visam a geração ou recuperação de energia através dos resíduos, o teor de umidade influencia expressivamente o poder calorífico dos resíduos (LIMA,1995). A taxa de produção de gás é aumentada pelo aumento do teor de umidade dos resíduos por recirculação de líquidos. Segundo U.S Army Corps of Engineers (1995) o teor de umidade ótimo está em torno de 50 a 60% para uma degradação eficiente dos resíduos aterrados. BIDONE & POVINELI (1999) afirmam que o teor de umidade dos resíduos aterrados encontra-se na faixa de 40% a 60 % para as condições climáticas brasileiras. Pereira et al. (1997) realizou estudos no aterro do Jóquei Clube de Brasília e verificou valores médios de umidade em torno de 50%. Entretanto, Jucá et al., (1999) realizaram estudos no aterro da Muribeca e verificaram elevado grau de decomposição a taxas de umidade entre 20 e 40%.

- **Tamanho das partículas:** a distribuição percentual por tamanho de partículas dos componentes dos resíduos é uma característica que afeta os aspectos gerais do gerenciamento (coleta, transporte, recuperação de materiais e disposição final), e o processo de degradação da matéria orgânica (ALCÂNTARA, 2007). A redução do tamanho das partículas contribui para a elevação da produção de gás em função do aumento da superfície do substrato disponível para a atividade enzimática. Há uma relação inversamente proporcional entre a superfície exposta dos resíduos e o tamanho deste, quanto menor a unidade ou partícula do resíduo disposto, maior será a área da superfície específica (ELK, 2007). A seguir, apresenta-se a Tabela 2.5 com a granulometria média de alguns componentes do lixo. Entre outros componentes o papelão e o plástico foram os principais componentes com maior diâmetro, justificando o longo período para degradação demorada destes materiais. A partícula de resíduo com uma área superficial menor

degradará mais rapidamente do que uma partícula com uma área maior (BRITO, 2005; MONTEIRO, 2003). Estudos em lisímetros citados por Barlaz et al., (1990) indicaram que o lixo com partículas de 25 cm a 35 cm produziu cerca de 32% a mais de metano do que com partículas reduzidas para 10 cm a 15 cm. Bidone & Povineli (1999) citam, também, experimentos em lisímetros em que para uma redução das partículas de 25 cm para 2,5 cm só produziu praticamente CO<sub>2</sub>, e o experimento que produziu CH<sub>4</sub> foi aquele cujos resíduos não foram processados. Esses resultados sugerem que a redução da granulometria poderia aumentar a taxa de hidrólise, causando grande acumulação de ácidos orgânicos, baixando muito o pH, e inibindo a metanogênese.

- **Idade do resíduo:** A geração de gás (metano) num aterro possui duas variáveis dependentes do tempo: tempo de atraso e tempo de conversão. O tempo de atraso (retardo) é o período que vai da disposição dos resíduos até o início da geração do metano (início da Fase III). Tempo de conversão é o período que vai da disposição dos resíduos até o final da geração do metano (final da Fase V) (BRITO, 2005).

Tabela 2.5: Granulometria média de componentes dos RSU

<b>Componente</b>	<b>Diâmetro (mm)</b>
Papelão	431,8
Papel	292,1
Plásticos	203,2
Borrachas	177,8
Tecidos	139,7
Couros	127,0
Madeira/Metais	121,9
Vidro	101,6
Resíduos alimentares	88,9
Outros	38,1

Fonte: Oliveira, 2004.

- **pH:** é um parâmetro ambiental crítico que afeta o balanço entre as várias populações de microrganismos, como também o nível da atividade microbiana. Em geral as bactérias possuem um pH ótimo em torno da neutralidade, pois a absorção de alimentos ocorre adequadamente nessa faixa de 6,5 a 7,5. A

faixa de pH ótimo para a maioria das bactérias anaeróbias é de 6,5 a 7,5 ou próximo da neutralidade (pH = 7,0) (MCBEAN et al., 1995). Entretanto os microrganismos não estão limitados a uma única condição de pH, há uma faixa limite situada entre o máximo e o mínimo, e as espécies se adaptam a diferentes valores. Os microrganismos podem ser classificados segundo as condições de pH em que vivem como acidófilos, neutrófilos ou basófilos. As bactérias conseguem manter o pH intracelular em torno de 7,5 devido à capacidade tampão natural de seus organismos e por realizarem trocas de íons de hidrogênio com o meio externo (BIDONE, 2001). As bactérias metanogênicas são as mais sensíveis à variação de pH. Dentro da faixa ótima de pH (6,5 a 7,6), a metanogênese aumenta para uma taxa elevada de tal modo que a produção de metano é maximizada. Fora da faixa ótima – um pH abaixo de 6 ou acima de 8 – a produção de metano fica estritamente limitada. O desequilíbrio no sistema ocasiona o acúmulo de ácidos voláteis quando a capacidade tampão, determinada em sua maior parte pela alcalinidade a bicarbonato não é suficiente para a neutralização. Nesse caso, ocorre a queda do pH, provocando um desbalanceamento maior (BIDONE & POVINELI, 1999). A maioria dos aterros tende a ter ambientes levemente ácidos.

- **Temperatura:** As condições de temperatura de um aterro influenciam a atividade enzimática de bactérias predominantes na degradação dos resíduos e no nível de produção de gás. Portanto, a temperatura desenvolvida dentro da massa de resíduos e a influência da temperatura externa nos processos que ocorrem durante a degradação devem ser consideradas (ELK, 2007). Há uma faixa de temperatura em que as bactérias se desenvolvem (mínima, ótima e máxima). Os microrganismos que agem na massa do lixo não controlam as suas temperaturas internas, ficando suscetíveis às mudanças que ocorrem na temperatura do meio em que se encontram, este fato propicia o surgimento de diversas estirpes bacterianas para faixas variadas de temperaturas (JUNQUEIRA, 2000). A faixa ótima de temperatura para a digestão anaeróbia é de 32 a 37°C para as bactérias mesofílicas, enquanto que para as bactérias termofílicas é de 60 a 65°C (CASTILHOS, 2003). As termofílicas geralmente produzem altas taxas de geração de gás; contudo, a maior parte dos aterros apresenta-se na faixa mesofílica, e em temperaturas de 30 a 35°C (CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989), e geralmente não ultrapassam os 45°C, dificultando a operação do aterro na faixa termofílica (BIDONE

&POVINELLI, 1999). Na temperatura ótima as enzimas bacterianas estão na forma mais ativa, enquanto que na temperatura mínima as enzimas não são tão eficientes, causando uma desaceleração no processo de degradação. Kim (2003) realizou pesquisas em aterros e identificou temperaturas entre 35 e 60°C em amostras coletadas nas profundidades de 6 a 25m. Jucá et al. (2002) observaram em ensaios realizados no aterro da Muribeca, temperaturas variando numa faixa de 30 a 65°C. As máximas temperaturas do aterro freqüentemente são alcançadas dentro de 45 dias após a disposição dos resíduos como um resultado da atividade exotérmica das bactérias aeróbias que se utilizam do alto grau de oxigênio disponível no início do aterramento do resíduo, liberando calor durante a degradação da matéria orgânica. Com o avanço da atividade aeróbia e a falta de contato entre o resíduo e a atmosfera através da cobertura superficial, levam ao decaimento rápido de oxigênio, tornando o ambiente propício ao desenvolvimento de bactérias anaeróbias, assim sendo, uma vez que se desenvolvem as condições anaeróbias a temperatura do aterro começa a diminuir. Grandes flutuações de temperaturas são típicas nas camadas superficiais de um aterro como um resultado de mudanças na temperatura do ar ambiente. Elevadas temperaturas de gás dentro de um aterro resultam da atividade biológica. As temperaturas típicas do gás produzido num aterro variam, tipicamente, entre 30 a 60°C (EMCON, 1986). A atividade metanogênica é severamente limitada a temperaturas abaixo de 15°C, ao passo que sua atividade ótima varia na faixa de 35 a 45°C (MCBEAN et al., 1995). Porém, a temperatura é um parâmetro difícil de ser controlado e depende da atividade enzimática bem como da temperatura ambiente (BRITO, 2005).

- **Potencial de oxidação-redução (Eh):** O potencial redox é a tendência de uma solução (meio de cultura) de ceder ou aceitar elétrons, e se dá sempre da forma mais reduzida para a mais oxidada (BIDONE & POVINELLI, 1999). O potencial de oxi-redução é importante para o monitoramento dos sistemas de tratamento por processos biodegradativos anaeróbios, visto que indica um ambiente oxidante ou redutor de um sistema (ALCÂNTARA, 2007). A medida que ocorre entrada de oxigênio no sistema o Eh aumenta bruscamente, possibilitando o desenvolvimento de espécies aeróbias, enquanto que as espécies bacterianas estritamente anaeróbias envolvidas no processo de produção de metano requerem um ambiente com valores negativos de Eh. No processo de decomposição há uma

tendência acentuada de redução de escala de valores de Eh, ou seja, com o aumento do tempo de aterramento, o Eh tende a valores negativos, podendo ser usado como ferramenta para o conhecimento da atividade microbiana. Observa-se que a atividade microbiana atinge seu crescimento máximo quando o Eh situa-se na faixa de -500 a -600 mV. O pH e a temperatura influenciam a medição de Eh. Assim, a determinação sistêmica do Eh do meio pode contribuir na compreensão do fenômeno da decomposição que ocorre no interior da célula, uma vez que cada fase do processo é estabelecida entre intervalos na escala do Eh. Por outro lado pode-se afirmar que a escala de valores de Eh atua como fator limitante para o crescimento microbiano. Assim a taxa de conversão da matéria orgânica, bem como a eficácia do processo, podem ser aferidas empiricamente através da medição direta do Eh.

Nestes termos, observa-se que as bactérias metanogênicas são mais exigentes, requerendo meios reduzidos para seu efetivo crescimento.

A compressão do fenômeno da oxi-redução pode auxiliar no monitoramento das diversas fases de transformação da matéria orgânica e no entendimento do comportamento de alguns microrganismos e de metais pesados freqüentemente presente nos resíduos.

- **Outros fatores:** Os nutrientes, bactérias, densidade do resíduo, compactação dos resíduos, dimensões do aterro (área e profundidade), operação do aterro e processamento de resíduos variáveis, também influenciam na taxa de geração de gás no aterro. Quanto à dimensão física e a operação do aterro: processos anaeróbios são, normalmente, encontrados em massa de lixo com profundidade maior que 5m (MACIEL, 2003). Em aterros de grande porte, com altura elevada e com um sistema de cobertura eficiente predomina a atividade anaeróbia, responsável pela formação de metano. A atividade microbiana é influenciada pela quantidade adequada de macro e micronutrientes presentes no meio, principalmente no que se refere a carbono, nitrogênio e enxofre (na forma de sulfetos), este último pelas características de toxicidade que pode conferir a massa em decomposição ou pelo antagonismo criado pelas bactérias redutoras de sulfato e metanogênicas competindo pelo mesmo substrato. A redução do volume de lixo pela compactação e utilização de pequenas áreas para um rápido fechamento das células, encurtarão o processo aeróbio e acentuará a produção de gás por unidade de volume (BRITO, 2005; MONTEIRO 2003).

Os principais fatores que afetam a sobrevivência e o desenvolvimento dos microrganismos no interior da massa de resíduos são as condições ambientais de temperatura, umidade e pH.

Geralmente, o processo de degradação anaeróbia acontece numa faixa ótima reduzida de temperatura e pH, ainda que a sobrevivência dos microrganismos ocorra dentro de faixas mais amplas. Ainda assim, existem substâncias inibidoras dos processos de decomposição da matéria orgânica, tais como, metais pesados e outros compostos tóxicos (MELO, 2003).

### **2.3.6. Importância dos Fatores que Interferem na Geração de Gás**

Os fatores que exercem influência na geração dos gases podem intervir através do favorecimento ou inibição das atividades bacterianas. Este potencial é de suma importância ao entendimento do comportamento da geração de biogás em aterros.

Segundo Palmisano e Barlaz (1996) o pH apresenta um alto potencial de influência das condições microbióticas, pois as bactérias metanogênicas são bastante sensíveis às variações de pH. Enquanto que El-Fadel et al., (1997) consideram que o pH exerce médio potencial na influência da geração, conforme verificado na Tabela 2.6 Entretanto os autores Cooper et al. (1992) concordam sobre a relevância da umidade no tempo de degradação dos resíduos.

De acordo com Palmisano e Barlaz (1996) apud Maciel (2003), os constituintes inorgânicos podem afetar diretamente a degradação, pois em alguns casos estes estão dispostos “encapsulando” ou isolando os resíduos orgânicos e dificultando a ação das bactérias.

Tabela 2.6: Potencial de influência dos fatores que interferem na geração de gás.

Parâmetros	Potencial de favorecimento ou inibição		
	Baixo	Médio	Alto
Composição de lixo*		■	
Densidade		■	
Tamanho das partículas	■		
Temperatura	■		
pH*		■	
Nutrientes		■	
Bactérias	■		
Umidade	■		
Oxigênio			■
Hidrogênio			■
Sulfato	■		
Tóxicos		■	
Metais*	■		

Fonte: Adaptado de Maciel, 2003.

#### 2.4. Lisímetros – Efeito de Escala

A caracterização e a avaliação do processo de biodegradação dos resíduos sólidos é uma prática muito difícil, pois na maioria dos municípios brasileiros a disposição dos resíduos urbanos é realizada de forma inadequada, geralmente em lixões e/ou aterros controlados. Na região Nordeste, as principais formas de disposição dos resíduos municipais são os lixões ou vazadouros a céu aberto e os aterros controlados, correspondendo a 62,9% (JUCÁ, 2003).

Os dados sobre biodegradação e comportamento dos resíduos sólidos obtidos em pesquisas já realizada no Brasil são provenientes de ensaios realizados em lixões e/ou aterros controlados, como o aterro controlado da Muribeca – PE, onde diversos estudos foram realizados contribuindo significativamente para a compreensão dos processos biodegradativos e geotécnicos que ocorrem em um aterro controlado. Contudo, as maiores dificuldades enfrentadas na realização de pesquisas em aterros de escala real são o elevado custo, o grande número de variáveis envolvidas no processo (especialmente em aterros controlados), e a dinâmica de operação do aterro que dificulta a obtenção dos dados sob condições conhecidas e controladas (ALCÂNTARA, 2005).

Os lisímetros ou células experimentais contribuem expressivamente para o entendimento dos processos físicos, químicos e microbiológicos que ocorrem durante a degradação dos componentes orgânicos que se encontram no aterro, para

o entendimento dos aspectos geotécnicos e do processo de formação de biogás que está associado ao processo de biodegradação. Estes experimentos simulam situações decorrentes dos aterros, facilitando o estudo do comportamento dos resíduos com composições específicas, simulação de condições ambientais envolvendo precipitação, umidade e temperatura, avaliação da técnica de tratamento ou pré-tratamento dos resíduos, dentre outros aspectos, tais como, simulação de sistemas de drenagem de líquidos e gases e de monitoramento geotécnico e ambiental, visando caracterizações mais detalhadas dos RSU do que quando dispostos em aterros e otimização de projetos. (ALCÂNTARA, 2007).

A literatura sobre a utilização de lisímetros é bastante ampla, porém as formas e aplicações são diversificadas, dificultando a sintetização e a comparação entre os experimentos. Os experimentos com lisímetros podem ser classificados em duas vertentes: experimentos de campo e experimentos de laboratório, conforme apresentado na Figura 2.6.

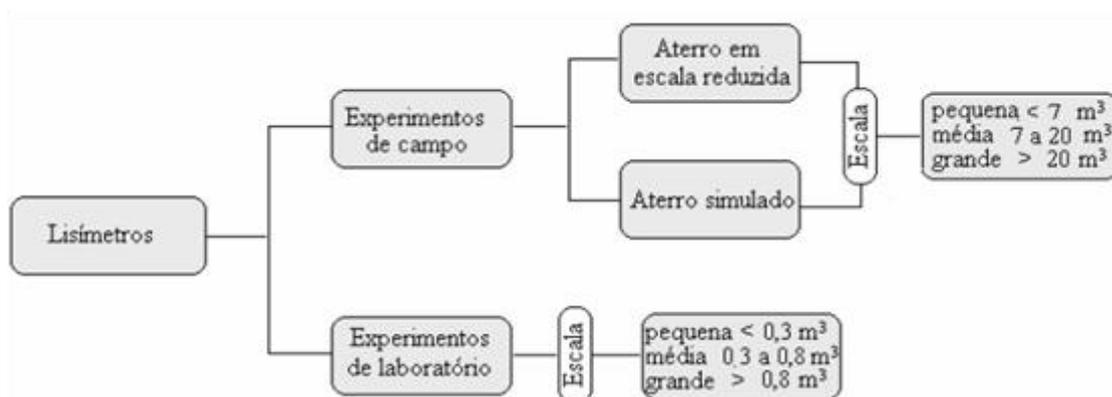


Figura 2.6: Classificação de lisímetros (Alcântara, 2007).

Denominam-se experimentos de campo, os lisímetros operados “*in situ*” e que podem sofrer variação das condições atmosféricas, como temperatura, insolação, chuvas, ventos e umidade. Estes podem ser do tipo simulado ou em escala reduzida, de dimensões maiores e podem ser utilizados para resíduos sem tratamento prévio (ALCÂNTARA, 2007).

O aterro em escala reduzida ou projeto-piloto é utilizado como campo experimental para analisar previamente o comportamento dos resíduos dentro de um aterro sob diferentes aspectos e aperfeiçoar técnicas e métodos já aplicados ou inovadores. As células são construídas como um aterro e o processo empregado de

aterramento dos resíduos pode ser por trincheiras ou valas, assim como, nos aterros sanitários.

As células experimentais representam melhor as condições ambientais de degradação, portanto, são obtidas estimativas mais satisfatórias. Esta técnica, entretanto, apresenta uma grande dificuldade na quantificação total de gases produzidos no aterro, pois perdas na captação, fugas laterais e do topo são sempre comuns (MACIEL, 2003). A célula experimental do projeto piloto de recuperação energética do biogás no aterro da Muribeca-PE, é operada em escala real por apresentar dimensões de aterros de pequenas e médias cidades, com capacidade para 27.000 toneladas de RSU (MACIEL, 2007).

Os experimentos realizados em escala de campo podem ainda ser do tipo aterro simulado, ou seja, os resíduos podem ser dispostos em células de concreto, conforme a Figura 2.7, alvenaria, PVC, metal ou outros materiais, estes exercem influência no ambiente interno do lisímetro.



Figura 2.7: Aterros simulados em concreto (Barros, 2004).

Os experimentos de laboratório mantidos sob condições artificiais, constituem-se de pequenos equipamentos denominados reatores em plástico, acrílico, vidro ou metal. Geralmente utilizados em simulação do comportamento da degradação de resíduos em aterros para avaliar os parâmetros físico-químicos e biológicos que envolvem o processo e na análise mais precisa da composição e produção de líquidos e gases (YOUCAI et al, 2002).

Levine et al. (2005) em experimentos realizados com lisímetros avaliou o processo de degradação e a geração de subprodutos dos resíduos, por exemplo, lixiviado e gases sob condições controladas, a Figura 2.8 ilustra os lisímetros de laboratório construídos em tubo de PVC e dimensões de 0,30 m de diâmetro e 1,37 m de altura utilizados no estudo.

Comparando-se os tipos de lisímetros em escala de campo e de laboratório, pode-se dizer que os experimentos em escala de campo apresentam melhores condições de serem comparados aos aterros em escala real, visto que sofrem influência das condições ambientais do entorno do aterro simulado. Entretanto, a construção e a manutenção destes experimentos é relativamente alta, assim como o número de variáveis envolvidas. Os lisímetros operados em laboratório podem contribuir no estudo de aspectos essenciais ao processo de degradação anaeróbia, apresentam custos relativamente baixos, as variáveis que influenciam o processo, tais como pH, temperatura e umidade, podem ser facilmente controladas, e são utilizados no desenvolvimento de modelos matemáticos. Contudo, não representam as condições de um aterro em escala real e a extrapolação dos dados obtidos nesta escala para uma situação real não é comum e exige bastante atenção (ALCÂNTARA, 2007).



Figura 2.8: Lisímetros de PVC em escala de laboratório (Levine et al. 2005).

Diversos estudos já publicados sobre lisímetros são utilizados com a finalidade de simular condições gerais ou características de um aterro. Nestes experimentos a forma, dimensão e material utilizados é diversificada, não uma regra a seguir. Entretanto, deve-se usar o bom senso.

Souza (2005) realizou um estudo em escala piloto experimental com o objetivo de simular um aterro sanitário e analisou as variações das concentrações dos líquidos percolados. O “*layout*” esquemático do projeto piloto é apresentado na Figura 2.9, este projeto constitui-se de três células, cada uma apresenta o volume de 4,9 m<sup>3</sup> de RSU e localiza-se próximo ao Laboratório de Hidráulica da Universidade Federal de Santa Catarina. Para coleta de amostras foi utilizada apenas a Célula 3, a qual gerou maior produção de líquidos percolados durante os meses anteriores à primeira coleta.

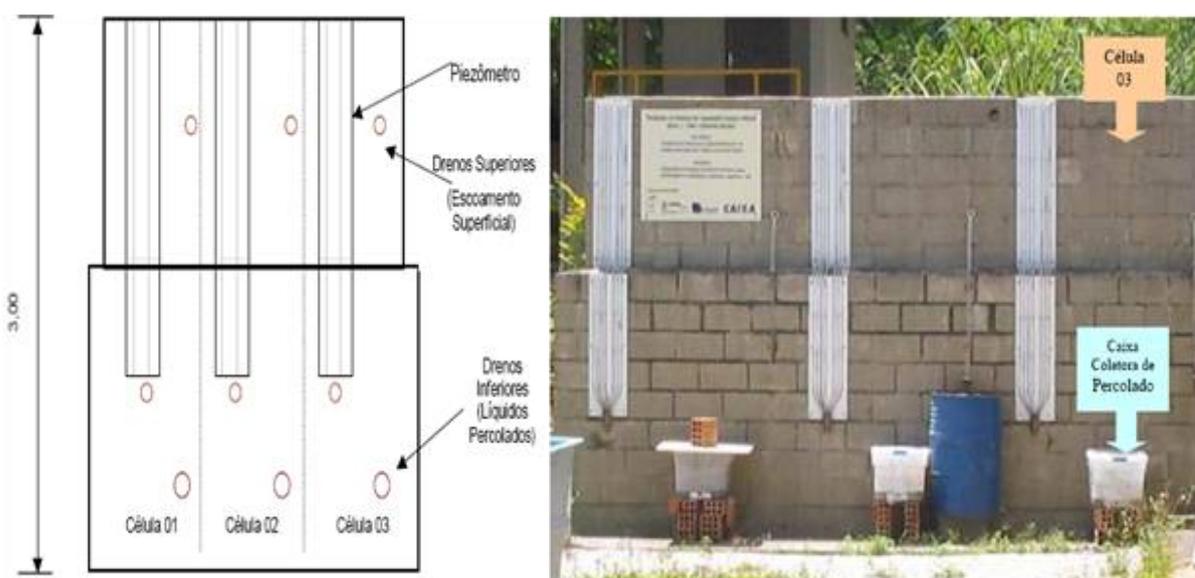


Figura 2.9: *Layout* e vista geral de projeto piloto (Souza, 2005)

Barros (2004) realizou ensaios em três lisímetros, conforme mostra a Figura 2.10 com o objetivo de avaliar o balanço hídrico em aterro sanitário e comparar os resultados com métodos empíricos de balanço hídrico e modelos computacionais utilizados em projetos de dimensionamento. Cada lisímetro foi construído com duas manilhas de concreto armado de 1m de diâmetro interno e 1m de altura, sobrepostas e seladas na junção com uma pasta de cimento. A base foi fechada com concreto armado, formando um cilindro rígido de 2 m de altura. Os lisímetros foram constituídos de camada de drenagem, camada de resíduo sólido

urbano, camada de solo compactado e camada de solo agriculturável na tentativa de simular as camadas de um aterro sanitário. Esta avaliação foi realizada através da determinação das propriedades físicas dos RSU, determinação dos parâmetros referentes aos RSU, determinação das características físico-químicas do percolato e avaliação do modelo computacional HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance).



Figura 2.10: Vista do resíduo compactado (Barros, 2004).

Swati et al (2005) construíram dois lisímetros de anéis de concreto, altura total de 3 m e diâmetro de 1,3 m, e analisaram o comportamento dos resíduos sólidos urbanos. Este estudo foi monitorado durante quatro meses, utilizando-se resíduos frescos, simulando as condições de um lixão/vazadouro a céu aberto e de um aterro como bioreator. Durante o monitoramento analisaram-se os recalques, características dos lixiviados gerados, tais como, volume, pH, DBO, DQO, sólidos totais, nitrogênio total e concentração de alguns metais. A Figura 2.11 apresenta o esquema da construção do lisímetro.

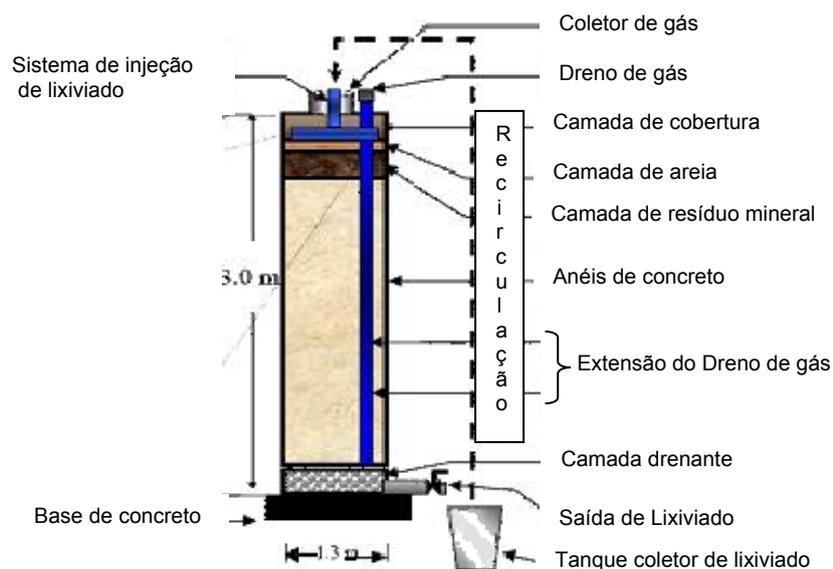


Figura 2.11: Esquema do lisímetro (Swati, 2005).

White et al., (2005) realizaram estudos em um reator anaeróbio (Figura 2.12) para analisar a degradação dos resíduos. O reator construído em escala de laboratório é um cilindro com diâmetro interno de 48 cm e aproximadamente 90 cm de altura, contendo 56,2 kg de resíduos e uma camada de 5 cm de pedregulho para facilitar a drenagem e a recirculação de líquido.



Figura 2.12: Reator anaeróbio para tratamento de resíduos orgânicos (White et al., 2005).

Dillenburg (2006) realizou estudos em dois reatores interligados, onde o reator anaeróbio de leito fixo e fluxo ascendente (filtro anaeróbio) foi destinado a

tratar o efluente do reator de sólidos. O objetivo da pesquisa consistiu em separar as etapas da digestão anaeróbia, de forma que as etapas de hidrólise e acidogênese fossem favorecidas no reator de sólidos, enquanto que as etapas de acetogênese e metanogênese fossem favorecidas no filtro anaeróbio. A partir desse procedimento, o lixiviado foi recirculado para o reator de sólidos, após ser tratado no filtro anaeróbio, buscando que o lixiviado apresentasse pH e alcalinidade com valores adequados ao processo de degradação da matéria sólida no reator de sólidos. O layout do sistema pode ser observado na Figura 2.13.

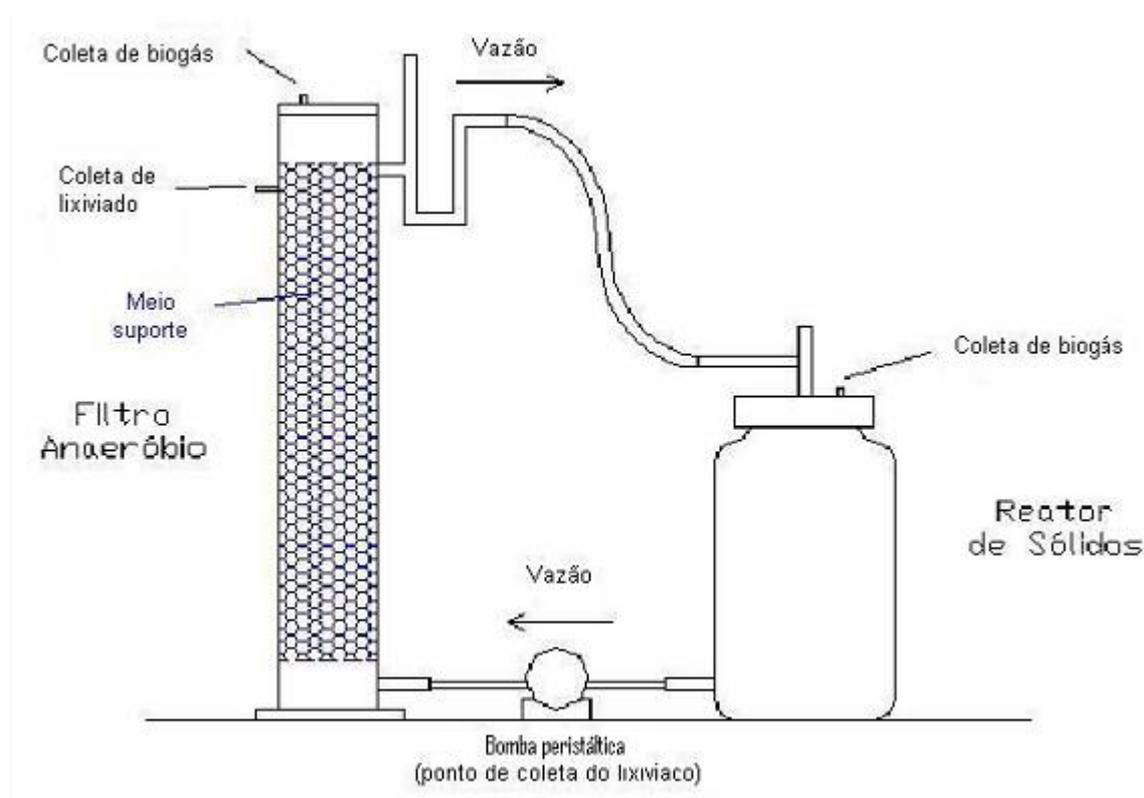


Figura 2.13: Layout do sistema experimental de recirculação de lixiviado (Dillenburg, 2006)

Junqueira (2000) utilizou em escala real duas células experimentais, em forma de trincheiras, com volume aproximado de  $65 \text{ m}^3$ , construídas na área do aterro Jóquei Clube (Brasília – DF) para analisar o comportamento de resíduos sólidos urbanos sob diferentes aspectos ao longo do tempo. Em escala intermediária foram construídas duas “caixas” metálicas retangulares com volume de  $7,5 \text{ m}^3$ , posicionadas na estação experimental da universidade de Brasília. Realizou-se o monitoramento com objetivo de analisar parâmetros relacionados à quantidade e qualidade do lixiviado produzido, temperatura, recalques e a eficiência de sistemas

de drenagem compostos por materiais naturais e sintéticos, correlacionando nas duas escalas.

Carvalho et al. (2006) construíram seis lisímetros constituídos cada um por três manilhas de concreto armado, com 1m de diâmetro interno e 1 m de altura, sobrepostas, formando um cilindro de 3m de altura (Figura 2.14). A produção de lixiviado em resíduos sólidos urbanos de diferentes idades foi analisada, levando-se em consideração as diferenças na concepção dos lisímetros, os quais continham ou não uma camada de 0,30 m de resíduo da construção civil, com recirculação de lixiviado.



Figura 2.14: Vista dos lisímetros e do procedimento de recirculação (CARVALHO et al, 2006).

Silva et al. (2005) construíram quatro células experimentais com volume de  $1,50 \text{ m}^3$  e um poço de monitoramento central, destinado à coleta de amostras de líquidos lixiviados. O objetivo deste experimento foi avaliar o efeito da aplicação de diferentes teores de umidade na degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. A Figura 2.15 apresenta a seção transversal e a vista geral das células experimentais.

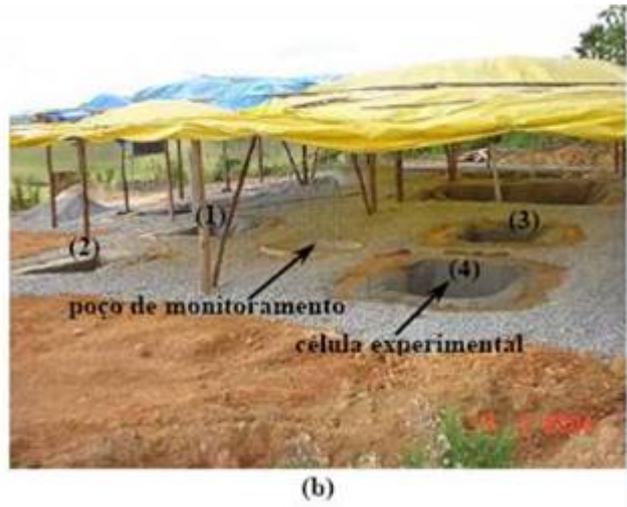
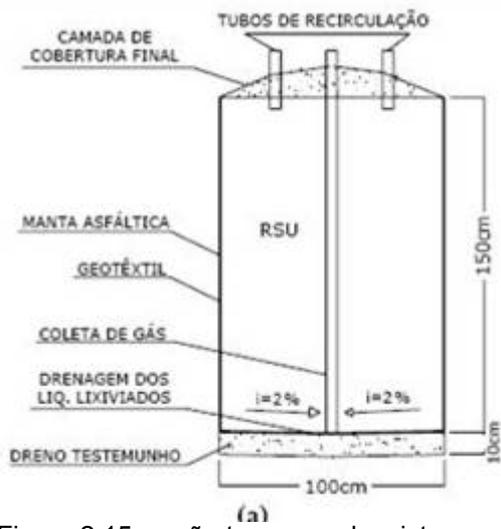


Figura 2.15: seção transversal e vista geral das células experimentais (SILVA et al, 2005).

## **CAPÍTULO 3 – MATERIAL E MÉTODOS**

### **3.1. Campo Experimental de Estudo**

#### **3.1.1. O Aterro da Muribeca**

O aterro da Muribeca está situado na Região Metropolitana de Recife, localizado no município de Jaboatão dos Guararapes - PE. Ocupa uma área de 60 hectares e recebe diariamente, em média 3.000 toneladas/dia de resíduos dos municípios de Jaboatão dos Guararapes e de Recife-PE, correspondendo ao maior aterro em operação do Estado de Pernambuco.

Inicialmente no período de 1985 a 1994, o local era utilizado como depósito a céu aberto ou “lixão”. A partir de 1994, a Prefeitura Municipal de Recife, através da EMLURB (Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana) iniciou um programa de recuperação ambiental da área, transformando o depósito a céu aberto em aterro controlado.

#### **3.1.2. Célula Experimental: Lisímetro**

Esta pesquisa foi desenvolvida a partir do monitoramento de um aterro simulado com a finalidade de estudar os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos que interferem no processo de degradação de aterros de resíduos sólidos urbanos. Os itens 3.1.2.1. a 3.1.2.3. são uma breve descrição da construção, da instalação da instrumentação, da caracterização dos resíduos e do preenchimento do lisímetro realizados por ALCÂNTARA (2007). O estudo citado evidenciou a influência da composição dos resíduos sólidos urbanos no comportamento de lisímetros. A figura 3.1 apresenta o aterro simulado em estudo.



Figura 3.1: Vista geral do lisímetro.

#### 3.1.2.1. Construção e Instrumentação do Lisímetro

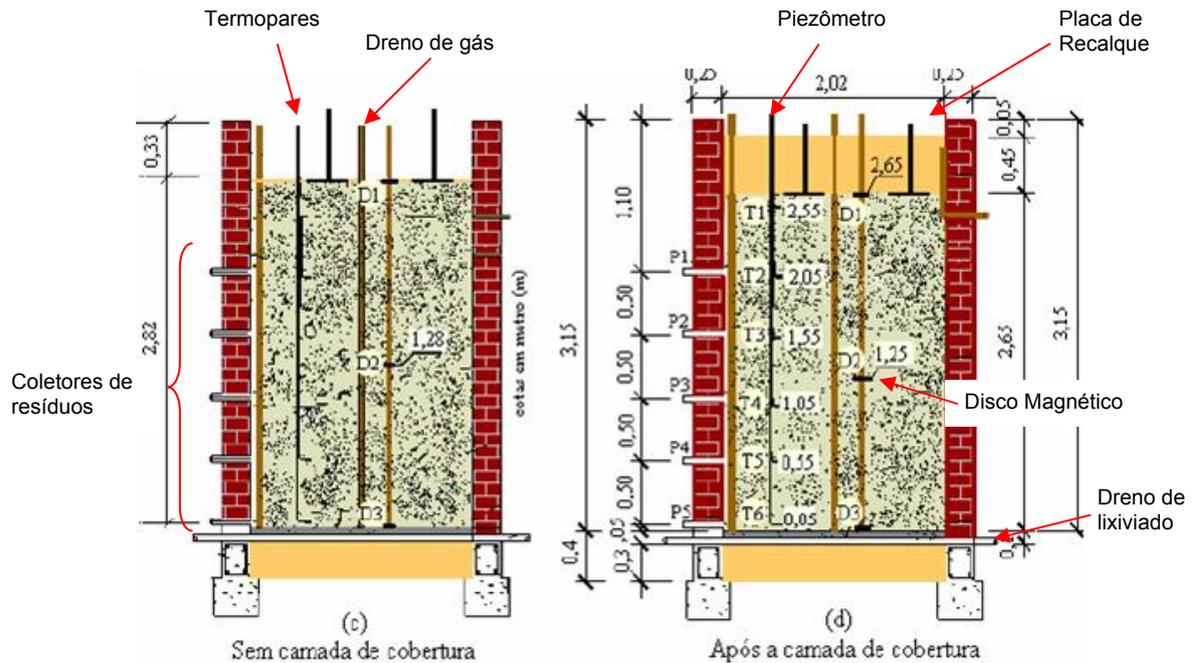
O lisímetro objeto de estudo desta pesquisa é uma célula circular experimental, localizado no aterro controlado da Muribeca, construído em alvenaria com 3m de altura e 2m de diâmetro, onde foram depositados 36.010 Kg de resíduos sólidos urbanos com as mesmas características dos resíduos que chegam ao Aterro da Muribeca diariamente.

Este aterro simulado é dotado de sistema de impermeabilização de base consistindo de camada de aproximadamente, 10 cm de espessura de solo compactado por meio de compactação manual resultando em uma camada final de 35 cm de espessura média.

O sistema de drenagem de base constitui-se de um tubo de PVC perfurado com 40 mm de diâmetro, colocado sobre o solo compactado e uma camada drenante de pedra britada com 10 cm e espessura nas bordas e 15 cm no centro, drenando a área de fundo do lisímetro. A drenagem de fundo foi facilitada pela compactação da camada de base a uma inclinação de 5% para o centro onde o tubo coletor atravessa a célula experimental diametralmente e prolonga-se, ultrapassando a face externa da alvenaria do lisímetro (ALCÂNTARA, 2007).

O estudo do comportamento do aterro simulado se seguiu pela realização da instrumentação e do monitoramento baseados nos procedimentos adotados no monitoramento do aterro controlado da Muribeca. A instrumentação é constituída de

dreno de gás para avaliação da composição de biogás, piezômetro para medição de nível de líquidos, sensores de temperatura e medidores de recalques superficiais e em profundidade, conforme apresenta a figura 3.2.



A drenagem dos gases foi realizada através da instalação no centro do lisímetro de um tubo de PVC perfurado de 40 mm de diâmetro envolvido por uma camada de pedra britada com a função de evitar a obstrução dos furos.

O piezômetro para coleta e medição do nível de líquidos foi confeccionado a partir de um tubo de PVC com 50 mm de diâmetro perfurado numa extensão de 20 cm a partir da base do tubo.

Os pontos de coleta de sólidos constam de 15 tubos distribuídos uniformemente, em profundidade. Para cada profundidade, há três tubos separados por um ângulo de 120°. Entre as alturas de coleta, o espaçamento foi realizado alternadamente, por um ângulo de 60°, visando à obtenção de amostras mais representativas. Os tubos utilizados são de PVC com diâmetro de 75 mm (ALCÂNTARA, 2007).

A instalação dos termopares para medição da temperatura em profundidade foi feita durante o processo de preenchimento da célula, posicionados na região central, havendo um espaçamento de 50 cm a cada termopar posicionado. O termopar T1 ficou localizado na interface camada de cobertura/lixo, já o termopar

T6 foi posicionado na base do lisímetro, 5 cm acima do sistema de drenagem de base. Os demais termopares foram distribuídos uniformemente, a cada meio metro, a partir de uma altura de 0,05 m do fundo do lisímetro.

Os recalques foram monitorados a partir da instalação de 2 placas de recalques, medindo 30 cm x 30 cm com hastes de tubo galvanizado de 12,5 mm de diâmetro e 60 cm de altura, instaladas sobre uma fina camada de solo com espessura de, aproximadamente, 2,5 cm e por meio de 3 discos magnéticos.

Os discos magnéticos com 10 cm de diâmetro foram colocados durante o preenchimento do lisímetro, em um tubo de acesso com diâmetro de 32 mm. O primeiro disco (D1) foi posicionado na base do lisímetro como referência, o segundo disco (D2) na altura média da camada de lixo, medindo o recalque em profundidade, e o terceiro (D3) no mesmo nível das placas, medindo o recalque superficial. O segundo disco foi posicionado inicialmente, a 1,4 m de altura acima da metade da altura prevista, devido ao recalque imediato que ocorreria durante o enchimento da célula e a execução da camada de cobertura, após a conclusão do preenchimento da célula a posição do disco sofreu alteração e ficou a 1,25 m em relação à base. Portanto, durante o enchimento, foi registrado, na camada subjacente ao disco D2, um recalque de 12 cm.

As placas de recalques e o disco D1 foram inicialmente colocados no topo da camada de resíduos regularizada a uma altura de 2,82 m. Imediatamente após a conclusão da camada de cobertura, houve um recalque total de 17 cm, dos quais 3 cm na camada abaixo de D2, e o restante, 14 cm, na porção superior.

### 3.1.2.2. Caracterização dos Resíduos

Os resíduos sólidos urbanos ao chegarem ao aterro foram pesados, os caminhões conduzidos para um pátio pavimentado e os resíduos foram dispostos, formando três pilhas. Inicialmente, foram feitas homogeneização e redução de cada uma das pilhas por quarteamento, conforme as recomendações da DEFRA (2004) e ABNT (2004). A seguir, misturaram-se as três pilhas, e após a nova homogeneização e quarteamento formou-se uma única pilha em quantidade suficiente para caracterização e preenchimento do lisímetro (Alcântara, 2007).

A composição gravimétrica dos resíduos contidos no lisímetro é apresentada na Figura 3.3 (Alcântara, 2007).

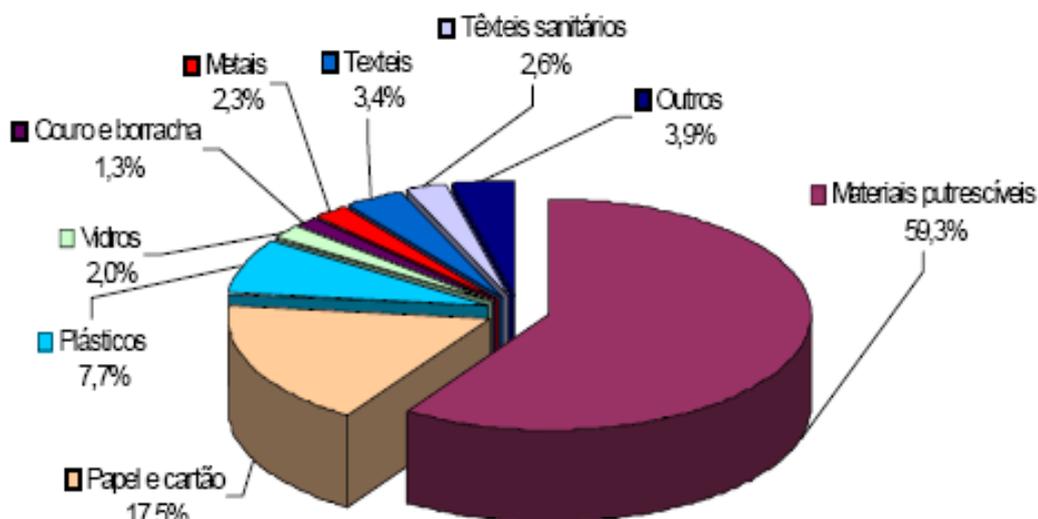


Figura 3.3: Composição gravimétrica dos RSU (Alcântara, 2007).

Os resíduos depositados no lisímetro são provenientes de áreas com diferentes classes sociais: bairros de Mangueira, Encruzilhada e Casa Forte, correspondendo respectivamente às zonas de classe baixa, média e alta. Lembrando-se que estes resíduos são de origens domiciliar, comercial e de varrição.

### 3.1.2.3. Preenchimento do Lisímetro

Para que os instrumentos de monitoramento do lisímetro se mantivessem na posição perpendicular a base durante o preenchimento, o dreno de gás, o piezômetro, o tubo de acesso para leitura de recalques em profundidade, foram nivelados verticalmente e fixados a uma peça de madeira presa na borda do aterro simulado.

O preenchimento do lisímetro foi iniciado no dia 13/07/2005 seguindo até o dia 15/07/2005. Após o término de cada dia de trabalho os resíduos foram cobertos com uma lona plástica impermeável, evitando assim a proliferação de vetores e modificação das propriedades iniciais dos resíduos depositados pela ação da chuva.

Para o preenchimento do lisímetro, utilizou-se o auxílio de uma máquina retro-escavadeira hidráulica. Os sacos de lixo maiores foram rompidos e também foi

realizada a retirada de objetos de grandes dimensões e com pouca maleabilidade física como pneus, peça de madeira, pedras e plásticos duros, realizando-se a pesagem dos resíduos em tambores de 100 litros. Além disso, ainda foi retirado de forma aleatória, aproximadamente, metade da massa de material plástico com base na caracterização gravimétrica inicial, isto é, apenas 7,7% (em peso úmido) desse material foi colocado no experimento.

O preenchimento do lisímetro foi realizado com o objetivo de se conseguir uma massa específica muito próxima às encontradas em aterros construídos em escala real. Portanto, a escavadeira colocava apenas cerca de 300 L de resíduos dentro do lisímetro para cada camada de 0,10 m de altura. Em seguida, a compactação manual foi realizada através da aplicação de golpes de soquete, distribuídos uniformemente em toda área superficial. Este procedimento se repetiu até o alcance da cota pré-estabelecida, quando foi feita uma regularização do topo da massa de resíduos com uma fina camada de solo de aproximadamente 2,5 cm, onde foram apoiadas duas placas metálicas de medição de recalques.

Imediatamente após a colocação das placas de recalques, iniciou-se a execução da camada de cobertura final. O solo utilizado na camada de cobertura da célula experimental é proveniente da área do aterro da Muribeca e também é utilizado na cobertura deste aterro.

A camada de cobertura foi executada em camadas de aproximadamente 0,10 m, compactada através de soquete manual, até alcançar uma camada final com espessura média de 0,45 m. Para a drenagem das águas pluviais, o topo da camada de cobertura do lisímetro foi realizado com uma inclinação de 2% para o centro, onde foi instalada uma calha de PVC para coleta e condução de água para um tanque fora do lisímetro, conduzido através um tubo flexível sanfonado acoplado à calha. Finalizando, uma camada de pedra britada foi colocada com o objetivo de proteger o topo da cobertura, facilitando a drenagem de água pluvial e reduzindo o carregamento de solo pela erosão hídrica, assim evitando a obstrução do sistema de drenagem.

O preenchimento e execução da camada de cobertura foram concluídos em 15/07/2005, dando início ao monitoramento realizado por Alcântara (2007).

## 3.2. Monitoramento

O monitoramento realizado nesta pesquisa foi iniciado em julho de 2006, após o encerramento dos estudos experimentais de Alcântara (2007). Foi realizado o acompanhamento de parâmetros relacionados aos resíduos sólidos, lixiviados e gases, através de determinações *in loco* ou através da coleta de amostras para análise em laboratório. Permitindo a avaliação da geração dos gases a partir da influência da variação de parâmetros físicos e químicos relacionados à degradação anaeróbia e conseqüentemente à geração de biogás em aterros.

### 3.2.1. Monitoramento de Campo

As medições realizadas em campo, sem a necessidade de coleta de amostras, são relativas à composição do biogás gerado no processo de decomposição de compostos orgânicos e à temperatura dos resíduos aterrados.

#### 3.2.1.1. Monitoramento dos Gases

O monitoramento dos gases gerados em aterros sanitários, além de fornecerem dados para avaliar o processo de degradação dos resíduos aterrados em conjunto com os demais parâmetros monitorados, permite estimar a composição qualitativa dos gases liberados para a atmosfera e a possibilidade de aproveitamento energético do biogás.

Os sistemas de drenagem de gases são funcionais no sentido da criação de caminhos preferenciais, através da massa de resíduos, para dissipar a pressão dos gases gerados no processo evolutivo da degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos, permitindo o controle e o tratamento dos mesmos (MELO, 2000).

No lisímetro foram monitorados, através do detector multigás modelo Drager – Xam 7000, os teores de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e O<sub>2</sub> medidos diretamente no tubo de drenagem de gases, conforme indica a Figura 3.4. O equipamento apresenta uma faixa de leitura e erro para cada sensor, estes são mostrados na Tabela 3.1.



Figura 3.4: Visão do dreno de gás e do detector multigás.

Tabela 3.1: Faixa de leitura e erro do detector multigás Dräger – Xam 7000.

Gás medido	Faixa de medição	Erro
CH <sub>4</sub>	0 a 100%	5,00%
CO <sub>2</sub>	0 a 100%	2,00%
H <sub>2</sub> S	0 a 500 ppm	5,00%
O <sub>2</sub>	0 a 25%	1,00%

Fonte: Adaptado de Alcântara, 2007.

### 3.2.1.2. Medição de Temperatura

A variação da temperatura ocorre em função de diversos fatores, tais como, infiltração de águas da chuva e mudança nas condições de oxigênio dentro do lixo (JUNQUEIRA, 2000). É um parâmetro significativo no monitoramento de aterros, pois sua evolução afeta a atividade dos microrganismos atuantes no processo de degradação. O controle das temperaturas internas do maciço deve ser considerado no sentido de se conhecer as condições de temperatura que os resíduos estão submetidos.

O monitoramento das temperaturas na massa de resíduos foi realizado a partir de seis termopares com conectores do tipo k numerados de 1 a 6, fixados a um tubo e distribuídos uniformemente em toda a massa de resíduos antes de se iniciar o preenchimento do lisímetro. O termopar T1 ficou localizado na interface

camada de cobertura/lixo, já o termopar T6 foi posicionado na base do lisímetro, poucos centímetros acima do sistema de drenagem de base.

O acompanhamento da temperatura na célula experimental foi realizado com o auxílio de um termômetro digital - modelo PM 1020/ POLIMED com dois terminais de entrada aptos a medir temperaturas na faixa de  $-50^{\circ}\text{C}$  a  $1300^{\circ}\text{C}$ , conectado aos termopares tipo K (Figura 3.5) – sensor de temperatura constituído de dois fios finos de metais dissimilares, unidos em uma das extremidades e tendo a outra extremidade conectada ao instrumento de medição - o termopar tipo K opera numa faixa de temperatura entre  $-200^{\circ}\text{C}$  a  $1260^{\circ}\text{C}$ , em ambientes inertes ou oxidantes.



Figura 3.5: Vista dos termopares e termômetro digital.

### 3.2.2. Ensaios de Laboratório

Para o conhecimento das características dos sólido e líquido contidos no lisímetro foram analisados em laboratório diversos parâmetros físico-químicos.

#### 3.2.2.1. Monitoramento de Sólidos

O monitoramento dos resíduos sólidos em aterros sanitários é realizado a partir do acompanhamento das características dos sólidos frescos e aterrados. As análises realizadas nos resíduos frescos são necessárias para verificar a ocorrência de possíveis alterações na sua composição inicial em relação àquela inicialmente

prevista durante a fase de projeto do aterro (ALCÂNTARA, 2007), bem como para se registrar os parâmetros iniciais antes de ocorrer a degradação. Amostras de resíduos aterrados são periodicamente coletadas e ensaiadas para avaliação do estágio de degradação da matéria orgânica, assim como, para estimar a evolução deste processo com o tempo e sua influência nas propriedades dos resíduos.

Os estudos desenvolvidos neste trabalho constam da avaliação de alguns parâmetros importantes na evolução do processo de degradação biológica dos compostos orgânicos, e conseqüentemente na geração de biogás em aterros.

As amostras foram coletadas mensalmente, a partir da retirada de sólidos do interior do lisímetro, através de tubos instalados a cada 50 cm na superfície lateral da célula experimental. As coletas de amostras foram realizadas com o auxílio de um trado helicoidal, girado manualmente para retirada dos sólidos do interior do lisímetro, conforme apresenta a Figura 3.6. Em cada coleta foi constituída apenas uma amostra referente à parte central do lisímetro, isto é, resíduos provenientes das profundidades P2, P3 e P4 (Fig. 3.2). A amostragem das profundidades P1 e P5 ficaram impossibilitadas de serem realizadas, haja vista que a profundidade P1 foi inutilizada pela ação dos mecanismos de recalque e a profundidade P5, localizada na base ficou comprometida pelo acúmulo de lixiviado.

O trado utilizado para coletar as amostras era submetido à esterilização por meio de flambagem antes de se iniciar os procedimentos de coleta, com a finalidade de evitar a contaminação da amostra.



Figura 3.6: Vista do trado helicoidal e coleta de amostra de sólidos.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos estéreis herméticos (Figura 3.7). Em seguida, foram transportadas para os laboratórios de

Geotecnia ambiental da UFPE, dando início às análises previstas. Os parâmetros monitorados estão dispostos na Tabela 3.2.



Figura 3.7: Acondicionamento da amostra.

Tabela 3.2: parâmetros analisados na massa de RSU.

Parâmetro	Metodologia	Unidade	Frequência
Teor de umidade	WHO (1979)	%	Mensal
Sólidos voláteis	WHO (1979)	%	Mensal

SMEWW: Standard methods for examination of water end wastewater – APHA 20<sup>a</sup> Ed. 1998.

#### 3.2.2.1.1. Teor de Umidade

Os microrganismos dependem de um meio aquoso para atingir seu pleno crescimento. A água fornece nutrientes requeridos pelos microrganismos, além de possibilitar sua rápida propagação ou espraiamento no meio sólido, possibilitando o transporte de enzimas e de outros metabólitos importantes no processo de decomposição.

O monitoramento deste parâmetro é fundamental na avaliação do processo de biodegradação, e ainda afeta as propriedades do lixo.

Os ensaios do teor de umidade dos resíduos sólidos contidos no lisímetro foram realizados no laboratório do Grupo de Resíduos Sólidos/Pós -graduação em Geotecnia Ambiental da UFPE, seguindo as recomendações de WHO, 1979 (International Reference Center for Wastes Disposal).

A determinação do teor de umidade foi realizada através do método da base úmida, o mais comumente usado para resíduos sólidos. Aproximadamente 10

g deste material foi pesado e levado a uma estufa a 105°C por, no mínimo, 24 horas. Após a estabilização do peso, o material foi resfriado em um dessecador à vácuo. Através da equação (1), foi determinado o teor de umidade da amostra. O ensaio foi realizado em triplicata, conforme indica a Figura 3.8.

$$h = \left( \frac{w - d}{w} \right) 100 \quad (1)$$

onde,

h = teor de umidade (%)

w = peso inicial

d = peso da amostra seca a 105°C



Figura 3.8: Amostras antes da determinação do teor de umidade.

#### 3.2.2.1.2. Teor de Sólidos voláteis

Segundo Gomes (1989), através da determinação de teor de sólidos voláteis determina-se a porcentagem de cinzas e a quantidade de matéria orgânica existente no resíduo sólido. Portanto, esse parâmetro pode ser um indicador da degradabilidade dos RSU ao longo do tempo.

A determinação do STV é de suma importância para o acompanhamento das alterações de propriedades físicas, químicas e biológicas da massa de lixo

depositada no aterro (Knochenmus et al., 1998). Assim o monitoramento dos sólidos voláteis serve para auxiliar na compreensão do processo de biodegradação.

O ensaio do teor de sólidos voláteis foi realizado segundo as recomendações de WHO (1979). Este ensaio consistiu em acondicionar uma quantidade representativa de amostra na estufa a uma temperatura entre 60°C e 65°C, em um cadinho de porcelana. Posteriormente o conjunto, cadinho mais amostra foi pesado. Após este procedimento, levou-se à mufla a uma temperatura de 550°C, por no mínimo, 2 horas. Passado este tempo, a amostra foi resfriada num dessecador à vácuo e pesada numa balança analítica sendo descontado o peso do cadinho. O teor de sólidos voláteis foi dado pela equação (2). O ensaio foi realizado em triplicata, conforme indica a Figura 3.9.

$$SV = \left( \frac{w-d}{w} \right) 100 \quad (2)$$

onde,

SV = teor de sólidos voláteis (%)

w = peso da amostra seca na estufa

d = peso da amostra seca a 550°C



Figura 3.9: Amostras após a determinação do teor de sólidos voláteis.

### 3.2.2.2. Monitoramento de Líquidos

O lixiviado é um líquido com alto potencial poluidor gerado a partir da degradação dos compostos orgânicos contidos nos resíduos sólidos urbanos que deve ser tratado e monitorado constantemente.

O monitoramento do lixiviado tem a finalidade de avaliar a quantidade e a qualidade do efluente e a variação temporal e espacial do líquido dentro do aterro, permitindo a avaliação do processo de biodegradação dos resíduos sólidos urbanos e do potencial de poluição ambiental.

Os ensaios realizados neste trabalho para análise de lixiviado consistiram na obtenção de alguns parâmetros físico-químicos e químicos. As amostras de lixiviado foram coletadas mensalmente, a partir da retirada de líquidos do interior do lisímetro em um recipiente de plástico esterilizado, diretamente no tubo de drenagem de base através da abertura de um registro de esfera, conforme indica a Figura 3.10. Em seguida, as amostras foram transportadas para os laboratórios de Geotecnia ambiental da UFPE, dando início às análises previstas. Os parâmetros monitorados estão dispostos na Tabela 3.3.



Figura 3.10: Coleta de lixiviado.

Tabela 3.3: parâmetros analisados no lixiviado.

Parâmetro	Metodologia	Unidade	Freqüência
pH	SMEWW	-	Mensal
Eh	SMEWW	mV	Mensal
DBO	SMEWW	mg/L	Mensal
DQO	SMEWW	mg/L	Mensal
Metais Pesados (Fe <sup>2+</sup> e <sup>3+</sup> , Mn, Cd, Cr, Pb, Zn)	sistema fotométrico	mg/L	Mensal

As medições de pH e Eh, DBO, DQO e Metais Pesados foram realizadas no laboratório de Geotecnia Ambiental/UFPE. As determinações de pH e Eh foram realizadas com o auxílio de um aparelho portátil de Eletrometria, conforme indica a Figura 3.11. A determinação da concentração de metais pesados no lixiviado foi realizada através do sistema fotométrico com auxílio de espectro-fotômetro da Merck.



Figura 3.11: Determinação de Eh e pH no lixiviado.

## CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados advindos do processo de monitoramento do lisímetro ao longo do tempo. A apresentação dos resultados é feita na mesma seqüência do capítulo 3 – Materiais e Métodos. Os dados serão expressos na forma de tabelas e gráficos.

### 4.1. Monitoramento do Lisímetro

O monitoramento foi realizado com o objetivo de avaliar a influência de alguns parâmetros físico-químicos, químicos e microbiológicos na geração de biogás em aterros sanitários. Sendo assim, foram analisados nesse experimento os gases, a temperatura, a massa de resíduos e os líquidos gerados durante o processo de degradação biológica, cujos resultados serão apresentados nessa ordem.

#### 4.1.1. Monitoramento de Campo

##### 4.1.1.1. Monitoramento de Gases

Para a realização do monitoramento dos gases gerados no interior do lisímetro, foram realizadas medições diretamente no tubo de drenagem de gases com auxílio de um detector multigás portátil, de onde foram obtidos valores da concentração de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e O<sub>2</sub>. A partir do monitoramento dos gases, pode-se avaliar o processo de degradação dos compostos orgânicos presentes nos resíduos sólidos urbanos em paralelo com os demais parâmetros monitorados, estimar a emissão dos gases para a atmosfera e a possibilidade de recuperação energética, já que o biogás contribui para o efeito estufa, devido à presença do metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) em sua composição.

Os dados apresentados na Figura 4.1 são referentes aos valores médios mensais das concentrações de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S.

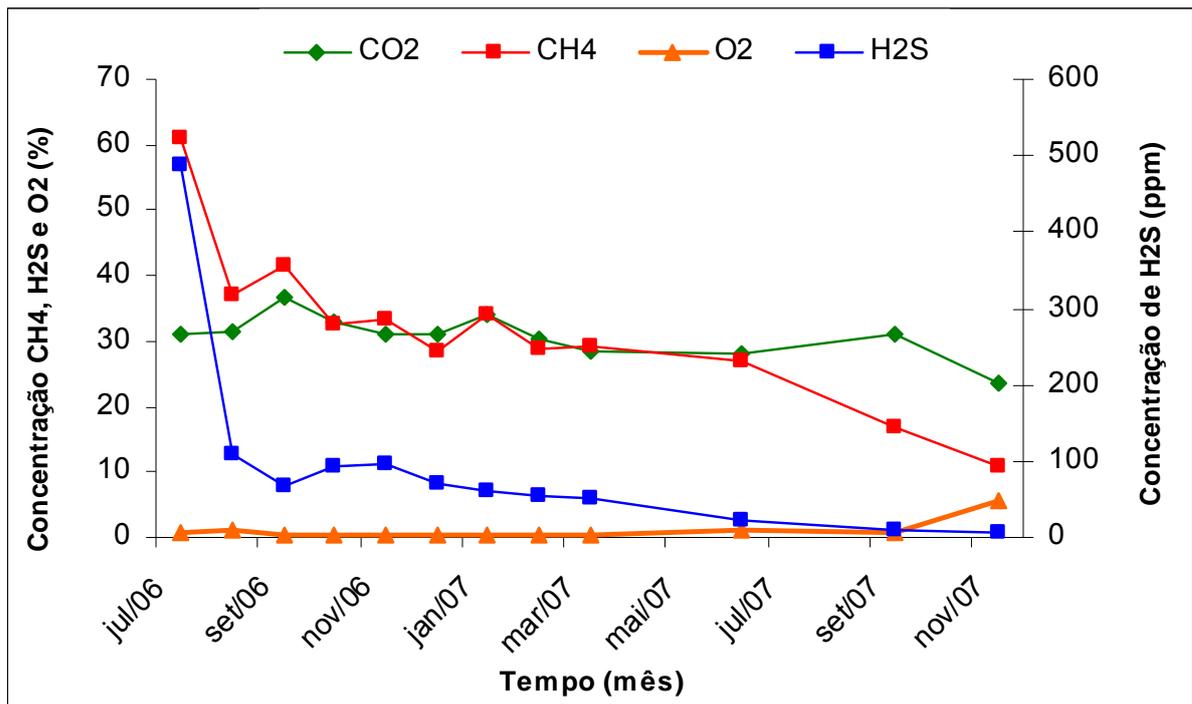


Figura 4.1: Concentração dos gases CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, O<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>S em função do tempo.

A evolução das concentrações de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub> durante o tempo de monitoramento do lisímetro são apresentadas na Figura 4.1. A concentração de metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) no primeiro mês de acompanhamento (julho/2006) apresentou um teor de 61% e 31% respectivamente, concentrações máximas encontradas durante todo o período de estudo. Estas concentrações são típicas da fase metanogênica ou fase de fermentação de metano em aterros de RSU, conforme indica o modelo proposto por Tchobanoglous (1993) onde se observa durante a fase metanogênica, elevada produção de CH<sub>4</sub> até valores de 45 a 60% e CO<sub>2</sub> 35 a 50% da composição de biogás no aterro. Observam-se ainda nesta fase a presença do gás sulfídrico e baixas concentrações de O<sub>2</sub>. Em aterros sanitários esta fase é iniciada após um período de 3 a 36 meses do fechamento da célula, permanecendo até pelo menos o oitavo ano (Augusten e Pacey, 1991). Os valores máximos de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> encontrados na fase metanogênica, são compatíveis com aqueles observados em vários aterros do Brasil. No aterro Delta (Campinas – SP), foram medidas concentrações médias de 55,1 % para CH<sub>4</sub> e 44,2 % para CO<sub>2</sub>.

Nos meses seguintes, verifica-se um decréscimo constante das concentrações de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, porém ainda relativamente lento até o último mês monitorado (novembro/2007), caracterizando o início da fase de maturação ou fase final. Nesta fase CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, principais gases gerados no aterro começam a diminuir

significativamente, podendo cessar após muitos anos e pequenas quantidades de oxigênio começam a ser encontradas no gás e o pH tende a ser maior que 7. Neste mesmo período, nota-se que as concentrações de CH<sub>4</sub> e de CO<sub>2</sub> foram muito próximas. De outubro/2006 a junho/2007 estes valores se mantiveram estáveis, CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> apresentaram valores na faixa de 25 a 35 %. Em seguida, constata-se efetivamente o decaimento das concentrações de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, as concentrações de CO<sub>2</sub> assumem valores maiores que as de CH<sub>4</sub>, comportando-se de acordo com o esperado para a fase de maturação, conforme indica o modelo apresentado na Figura 2.5. O mês de novembro/2007 chegou a apresentar para CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub>, teores de 10,9%, 23,75%, e 5,6% respectivamente.

No experimento realizado por BARLAZ et al (1989) foram observadas quatro fases no processo, a fase aeróbia (I), e fases anaeróbias ácida (II), metânica acelerada (III) e metânica desacelerada (IV), onde foi observado que durante a fase metânica acelerada ocorreu aumento do pH para valores entre 6,2 a 7,9, com o concomitante decréscimo de ácidos carboxílicos. A produção de gás metano alcançou níveis de concentração de 60 % no biogás. Na fase metânica desacelerada, a concentração de metano, o valor de pH e as concentrações das populações metanogênicas permaneceram a níveis similares a da fase metânica acelerada. De acordo com os resultados encontrados, pode-se dizer que os resíduos contidos no lisímetro encontram-se na fase final de degradação (fase de maturação), pois na fase final do processo muitos dos nutrientes disponíveis são carregados pelo lixiviado nas fases anteriores, e os substratos que permanecem no aterro são de baixa biodegradabilidade (KUMAR, 2004).

A redução dos valores de CH<sub>4</sub>, observados desde o início da pesquisa, pode ter acontecido, provavelmente, pela limitação do substrato ocorrida pelo elevado grau de degradação biológica dos componentes orgânicos, uma vez que parâmetros, como pH e umidade, permaneceram praticamente inalterados e numa faixa adequada à metanogênese.

O CO<sub>2</sub> é produzido pelas bactérias hidrolíticas, fermentativas e redutoras de sulfato, a baixa variação na sua composição indica que o processo de decomposição ocorre lentamente, podendo ser justificado pela contribuição do tipo de resíduo, composição, operação e fatores micro-ambientais (temperatura) no lisímetro, e ainda pelo processo de degradação já se apresentar em estágio

bastante avançado, reduzindo a velocidade de produção dos gases. Durante toda a pesquisa o CO<sub>2</sub> apresentou valores na faixa de 23% a 37%, mantendo um certo equilíbrio com o gás metano. E somente a partir de Junho/2007 este gás assumiu definitivamente concentrações maiores que as de CH<sub>4</sub>. Como é possível perceber ainda na Figura 4.1, os valores experimentais tanto de CO<sub>2</sub> como de CH<sub>4</sub>, foram bastante próximos, correspondendo ao modelo conceitual de comportamento desses gases em aterros, sugerido na figura 2.5 por Tchobanoglous et al (1993).

O O<sub>2</sub> presente na massa dos resíduos é proveniente do ar atmosférico que infiltra na massa de resíduos pela ocorrência de precipitações, e pela presença deste nos vazios do solo e dos materiais. O monitoramento deste componente na massa de resíduos é útil para avaliar a entrada de ar no sistema e, portanto, as condições de anaerobiose do meio. A baixa concentração de O<sub>2</sub> indica que quando o oxigênio na forma gasosa é dissolvido em água, as bactérias aeróbias o consomem rapidamente. A concentração de O<sub>2</sub> de junho/2006 a setembro/2007 manteve-se praticamente constante, apresentando valores muito baixos na faixa de 0 a 1,1% composição típica para ambientes em condições anaeróbias, somente a partir daí o O<sub>2</sub> começou a ser mais expressivo apresentando em novembro/2007 concentrações acima de 5%. Na Figura 4.1, pode-se observar o efeito do incremento de oxigênio no meio, resultando conseqüentemente na redução de CH<sub>4</sub>, assim sendo, indicando o efeito inibidor do O<sub>2</sub> na atividade metanogênica. A intrusão de elevadas concentrações de oxigênio no sistema anaeróbio representa danos significativos no processo, enquanto que pequenas concentrações atuam na otimização da taxa de hidrólise da celulose criando microambientes aeróbios (ALCÂNTARA, 2007).

Além do CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e O<sub>2</sub>, o biogás é composto também por concentrações de sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), que é um dos componentes traços encontrados no biogás, além do hidrogênio e monóxido de carbono (CO). Os resultados referentes às concentrações volumétricas de H<sub>2</sub>S são apresentados em partes por milhão, devido a concentração de H<sub>2</sub>S ser muito pequena.

As bactérias redutoras de sulfato (BRS) competem com as metanogênicas pelo acetato e H<sub>2</sub>, podendo inibir a metanogênese (HARVEY, *et al.*, 1997). É importante frisar que o aumento da produção de H<sub>2</sub>S pode ocorrer devido à inibição das metanogênicas por outros fatores, como a presença de oxigênio e a

elevação do potencial redox que seriam mais prejudiciais à metanogênese e não, necessariamente, só pela competição direta entre os dois grupos.

O H<sub>2</sub>S proveniente da segunda fase da decomposição anaeróbia (fase ácida) é um gás incolor, volátil, mais pesado que o ar e com odor desagradável de ovo podre. As bactérias redutoras de sulfato na presença de fontes de carbono orgânico e sob condições favoráveis de Eh e pH utilizam sulfato e sulfito como aceptores de elétrons e produzem sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) (MACIEL, 2003). Esse gás, além de ser um dos principais responsáveis pelo odor desagradável proveniente de aterros de RSU, pode causar danos à saúde, pois é altamente tóxico e irritante, atua sobre o sistema nervoso, os olhos e principalmente, sobre as vias respiratórias. Provoca também danos ao meio ambiente já que pode causar chuva ácida ao reagir com o sulfeto de hidrogênio e com o oxigênio. Além disso, é um ácido forte com alto poder corrosivo. Na maior parte do tempo o lisímetro apresentou concentrações de H<sub>2</sub>S menores às máximas encontradas em aterros de resíduos sólidos urbanos (700 ppm), conforme indica a Tabela 2.2, sendo o valor máximo encontrado em julho/2006 (488 ppm). De agosto/2006 a março /2007 apresentou variações de 50 a 100 ppm. No mês de junho/2007 a novembro/2007 apresentou concentrações mínimas, variando na faixa de 5 a 25 ppm.

As concentrações de sulfeto de hidrogênio devem ser consideradas relevantes do ponto de vista sanitário, já que podem oferecer riscos à saúde humana, pois concentrações de H<sub>2</sub>S na faixa de 500-1000 ppm, podem ser letais para seres humanos, podendo provocar inconsciência imediata e morte em um período de exposição de 30 a 60 minutos, valores entre 100-200 ppm já podem causar tosse, inflamação nos olhos e irritação do sistema respiratório. Medidas das concentrações de H<sub>2</sub>S em alguns aterros indicaram concentrações bem menores do que as observadas no lisímetro. No Aterro Bandeirantes de São Paulo (SP), foram encontrados 30 ppm (ENSINAS, 2003). Maciel (2003) durante realização de ensaios para medição de H<sub>2</sub>S em diversos pontos da Célula 8 do Aterro da Muribeca em uma única ocasião, encontrou valores na faixa de 28 a 93 ppm.

Segundo a NR-15 apud Lins et al (2005) o limite máximo permitido de tolerância da exposição do homem ao gás sulfídrico, não deve ultrapassar 8 ppm ou 12 mg/m<sup>3</sup> até 48 horas por semana. A intoxicação pela substância pode ser aguda, subaguda e crônica, dependendo da concentração do gás no ar, da duração, da

freqüência da exposição e da suscetibilidade individual. O H<sub>2</sub>S é considerado pela NR-15 com grau de insalubridade máxima.

#### 4.1.1.2. Medição de Temperatura

A atividade enzimática das bactérias predominantes na degradação dos resíduos e a produção de gás são afetadas pela variação de temperatura, devendo-se considerar a influencia das temperaturas externa e interna na massa de resíduos.

Os microrganismos que agem na massa do lixo não controlam as suas temperaturas internas, ficando suscetíveis às mudanças que ocorrem na temperatura do meio em que se encontram, este fato propicia o surgimento de diversas estirpes bacterianas para faixas variadas de temperaturas (JUNQUEIRA, 2000). Portanto, com o objetivo de diminuir a influência da temperatura externa no processo de degradação, o lisímetro foi construído com material de baixa condutividade térmica e elevado calor específico, ainda assim, pode ter ocorrido influência pela camada de cobertura em contato direto com as condições ambientais (Alcântara, 2007).

O melhor desenvolvimento dos microrganismos é condicionado a uma faixa ótima de temperatura, entretanto essa faixa varia de acordo com as espécies bacterianas. Os microrganismos que atuam na digestão anaeróbia se desenvolvem melhor na faixa de 32 a 37°C, isso para as bactérias mesofílicas, enquanto que para as bactérias termofílicas essa faixa é de 60 a 65°C (CASTILHOS, 2003). O processo de degradação é acelerado quando os microrganismos encontram-se na temperatura ótima, pois as enzimas bacterianas desses microrganismos estão na forma mais ativa proporcionando a aceleração do processo de biodegradação, enquanto que abaixo ou acima dessa faixa as enzimas não são tão eficientes. Altas taxas de produção de gases são conseguidas pelas bactérias termofílicas, entretanto, a maioria dos aterros é operado na faixa mesofílica.

O balanço entre a produção de calor durante o processo biológico de degradação da fração orgânica dos resíduos e a perda de calor para o solo circundante e atmosfera é determinante para as condições de temperatura dentro de um aterro (RESS, 1980; HARTZ et al., 1982 apud REINHART et al., 2003).

O monitoramento das temperaturas na massa de resíduos foi realizado a partir do acoplamento de termômetro digital aos termopares. Durante o preenchimento do lisímetro o termopar T1 ficou localizado na interface camada de cobertura/lixo, logo após a conclusão do preenchimento do lisímetro e já nos primeiros dias de monitoramento, esse termopar ficou posicionado no interior da camada de cobertura, devido ao deslocamento desta em função do recalque da massa de resíduos. Já o termopar T6 foi posicionado na base do lisímetro, poucos centímetros acima do sistema de drenagem de base. Portanto, apenas as leituras nos sensores T2 a T6 referem-se à temperatura dos resíduos, e as leituras feitas no T1 indicam a temperatura da camada de cobertura. O termopar T5, posicionado a 55 cm em relação à camada de base, desde o início da pesquisa de campo encontrava-se danificado, portanto, não foram realizadas leituras nessa profundidade.

Os resultados do monitoramento da temperatura no lisímetro podem ser visualizados na Figura 4.2.

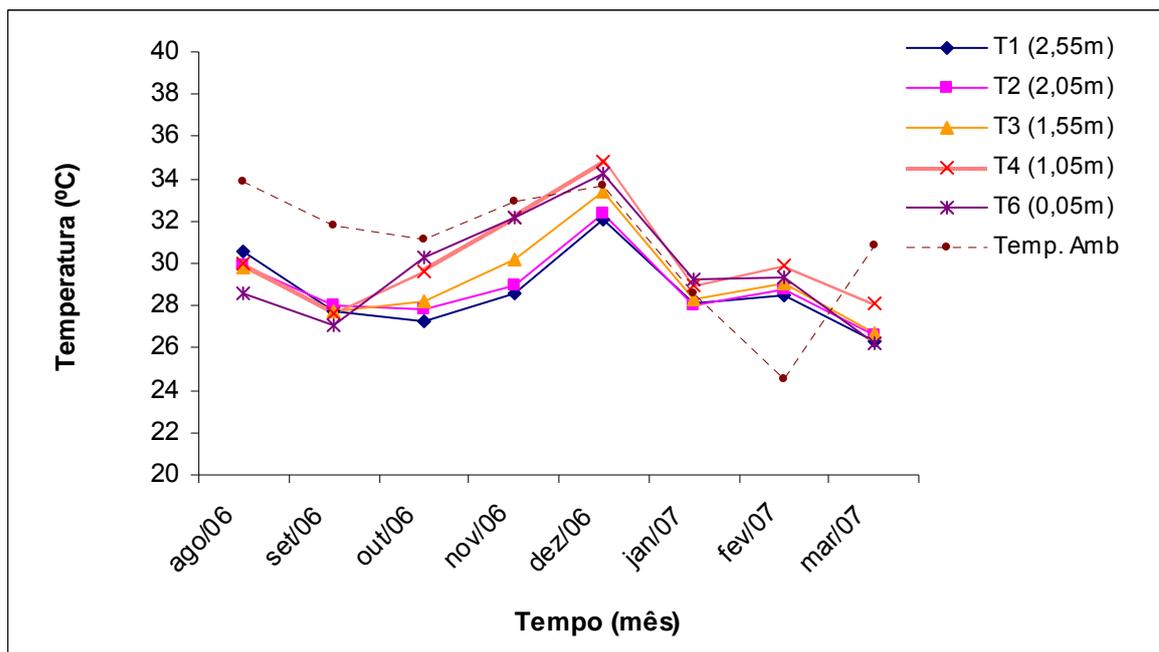


Figura 4.2: Variação da temperatura nos resíduos sólidos e da temperatura ambiente.

Os microrganismos anaeróbios que atuam no processo provocam o decréscimo das temperaturas no interior da massa de resíduos. No lisímetro, as temperaturas oscilaram em torno de 26 a 35°C e permaneceram assim durante a maior parte do tempo de monitoramento. O termopar T1 referente à temperatura na camada de cobertura apresentou valores de temperaturas (26 a 32°C) similares às

dos resíduos aterrados e permaneceu na maioria do tempo sempre abaixo dos valores encontrados para a temperatura ambiente (24 a 34°C). O mês de dezembro/2006 foi o que apresentou as maiores e mais estáveis temperaturas durante todo o período estudado, indicando valores na faixa de 32 a 34°C para os resíduos aterrados e 33,7°C para a temperatura ambiente. Em março/2007 foram registradas as temperaturas mais baixas, em torno de 26° com exceção do termopar T4 que mediu 28,1°C e da temperatura ambiente a 30,8°C. O termopar T2 apresentou na maioria do tempo valores na faixa de 26 a 30°C, com exceção da medição realizada no mês de dezembro/2006 que apresentou 32,35°C. No termopar T3 a temperatura variou na faixa de 26 a 33,5° e sua maior oscilação foi nos meses de dezembro/2006 com valor de 33,3°C. Os termopares T4 e T6 apresentaram valores na faixa de 27 a 35° e 26 a 34,3°C respectivamente. As temperaturas ambientes oscilaram de 24 a 34°C, na maioria do tempo permaneceu acima dos valores encontrados para a temperatura no interior do lisímetro, contudo, apresentou certa estabilidade com as temperaturas encontradas no experimento. Assim sendo, as temperaturas internas seguem uma tendência com relação às temperaturas externas, sugerindo uma possível influência da temperatura externa na massa de resíduos.

As temperaturas encontradas foram sempre abaixo de 35°C, indicando talvez uma possibilidade de inibição da geração de gás pela temperatura associada a outros fatores. Estudos realizados por Rees (1980) no aterro de Aveley, Califórnia – EUA com intuito de observar a influência da temperatura na geração de metano em profundidade, confirmou que a temperatura interna é influenciada, principalmente pelo grau e tipo de atividade microbiana e temperatura ambiente.

Jucá e Maciel (1999) em estudos realizados no Aterro da Muribeca situado na região metropolitana de Recife, com características climáticas tropicais, relatam que a temperatura ambiente influencia a temperatura interna até 2,5m de profundidade. Portanto, já que o lisímetro é uma célula com 3,0 m de profundidade localizado no mesmo aterro, pode ter sido totalmente influenciado pela temperatura externa.

A atividade metanogênica é severamente limitada a temperaturas abaixo de 15°C, ao passo que sua atividade ótima varia na faixa de 35 a 45°C (MCBEAN et

al., 1995). Porém, a temperatura é um parâmetro difícil de ser controlado e depende da atividade enzimática bem como da temperatura ambiente (BRITO, 2005).

A Tabela 4.1 mostra os valores obtidos durante as medições de temperatura.

Tabela 4.1: Evolução da temperatura interna e externa durante o experimento.

Mês	T1 (2,55)	T2 (2,05)	T3 (1,55)	T4 (1,05)	T6 (0,05)	Temp. Amb
ago/06	30,60	29,90	29,80	30,00	28,60	33,9
set/06	27,70	28,05	27,75	27,65	27,10	31,75
out/06	27,30	27,85	28,20	29,60	30,25	31,1
nov/06	28,60	28,95	30,15	32,20	32,15	32,95
dez/06	32,05	32,35	33,35	34,80	34,25	33,7
jan/07	28,10	28,00	28,30	29,00	29,20	28,6
fev/07	28,50	28,75	29,05	29,90	29,30	24,5
mar/07	26,30	26,65	26,70	28,10	26,20	30,85

Para estudos realizados por SUFLITA et al. (1992) em amostras de resíduos do aterro de Fresh Kills em NY-EUA a temperatura média foi de 29,4 °C com teor médio de umidade de 36 %. LEITE (1991) realizou estudos e observou temperaturas internas na faixa de 26 a 31 °C para resíduos com umidade média de 47%, na fase metanogênica, em dois aterros sanitários experimentais implantados na cidade de São Carlos, estado de São Paulo, cujo clima é ameno, com temperaturas médias diárias em torno de 25 °C. Kim (2003) realizou pesquisas em aterros e identificou temperaturas entre 35 e 60°C em amostras coletadas nas profundidades de 6 a 25m. Jucá et al. (2002) observaram em ensaios realizados no aterro da Muribeca, temperaturas variando numa faixa de 30 a 65°C.

As condições de umidade, a concentração de matéria orgânica e o crescimento microbiano dentro do lisímetro, possivelmente, contribuíram significativamente para a ocorrência destes resultados.

Junqueira (2000) em estudos com células experimentais encontrou variações de temperatura da massa do lixo, nas estações secas e chuvosas, comprovando a influência da temperatura da água infiltrada na massa, acarretando uma adaptação das bactérias e desestabilização do comportamento interno do aterro. O mesmo autor mostra que existe um elo de ligação entre o aumento das taxas de infiltração e o aumento das temperaturas. Este aumento pode estar associado ao fato de que a infiltração de águas de chuva no resíduo aumenta a quantidade de oxigênio disponível dentro da massa, pelo fato das águas conterem

certa quantidade de oxigênio dissolvido. Apesar da quantidade de oxigênio aplicada dentro da massa não ser suficiente para que haja uma mudança radical no ecossistema biológico predominantemente anaeróbio, parece ser suficiente para possibilitar um incremento nas atividades de algumas bactérias aeróbias ainda existentes na massa de RSU. Justificando então as temperaturas mais elevadas registradas em sua pesquisa.

As temperaturas observadas no lisímetro encontram-se dentro da faixa mesofílica, faixa de temperatura considerada ótima para o desenvolvimento de microrganismos anaeróbios em aterros sanitários. A temperatura também influencia muito no processo, pois quanto maior a temperatura mais rápida é a produção de gás. Em aterros dificilmente a temperatura ultrapassa o estágio mesofílico quando o processo de metanização for alcançado (LIMA, 1995). Portanto, a estabilização da temperatura do lisímetro indica um estágio avançado de degradação.

#### 4.1.2. Ensaio de Laboratório

##### 4.1.2.1. Monitoramento de Sólidos

O monitoramento dos resíduos sólidos foi realizado através da análise dos resultados das amostras sólidas retiradas do interior do lisímetro.

A amostra de resíduos sólidos levada para análise em laboratório foi constituída pelo material referente à parte central do lisímetro, ou seja, correspondente aos furos laterais P2, P3 e P4, representado por uma amostra a cada coleta. Neste trabalho foi analisado um total de 11 amostras.

##### 4.1.2.1.1. Teor de Umidade dos Resíduos

Entre os parâmetros ambientais do processo, a umidade representada pela quantidade de água contida na massa de resíduos é primordial para o entendimento da geração de gases no aterro, visto que influencia na taxa de decomposição do resíduo. A umidade fornece o meio aquoso essencial para a

digestão dos resíduos e de produção de gás, além de facilitar o transporte de nutrientes e microrganismos no interior do aterro sanitário (BIDONE & POVINELLI, 1999).

Em aterros com vistas à geração ou recuperação de energia através do biogás, o teor de umidade exerce influência expressiva no poder calorífico dos resíduos e na velocidade de decomposição dos compostos orgânicos presentes na massa de lixo (LIMA, 1995). O aumento do teor de umidade na massa de resíduos aumenta a taxa de produção de gás dos resíduos. Assim sendo, o acompanhamento do teor de umidade ( $w_w$ ) dos resíduos contidos no lisímetro se faz necessário. Neste trabalho, os ensaios para determinação do teor de umidade foi feito na base úmida e os resultados são apresentados na Figura 4.3.

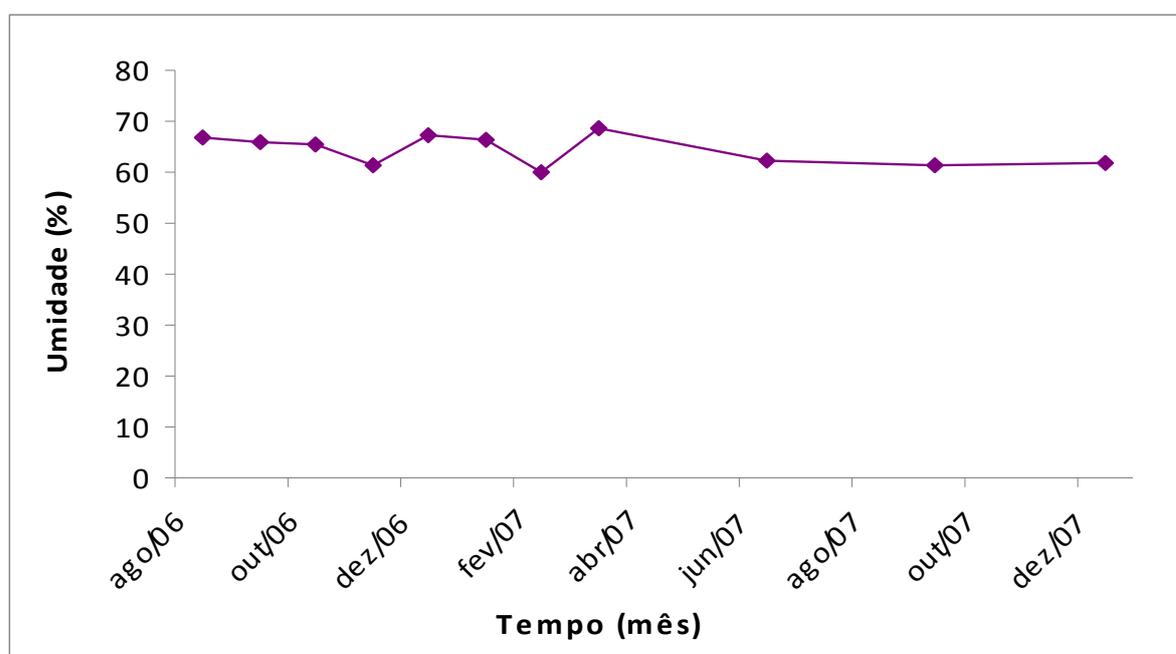


Figura 4.3: Evolução do teor de umidade dos resíduos.

Os teores de umidade obtidos na célula experimental indicaram valores estáveis na faixa de 60 a 70 %. Os valores encontrados foram relativamente altos, isso pode ter ocorrido devido à tendência de acúmulo de líquidos no interior do lisímetro, já que o lixiviado gerado ficava retido na célula e também pela amostra ser constituída em maior parte por porções de resíduos correspondentes às profundidades mais inferiores da célula, esta análise é hipotética, já que não era realizada piezometria. A amostra foi constituída pela profundidade P2 (1,55m), P3 (1,05m) e P4 (0,55m) em relação à base. Os teores de umidade encontrados nos

resíduos estão acima do intervalo considerado ótimo para as condições climáticas brasileiras. Segundo BIDONE & POVINELLI (1999) esse parâmetro se situa na faixa de 40 % a 60%. Os teores de umidade praticamente não variaram com o tempo

Powrie *et al.* (1998) apud Monteiro (2003) afirmam que, o aumento do teor de umidade na massa de resíduos contribui para o aumento da velocidade de degradação. Entretanto, aumentando a velocidade do fluxo de água sem variar o teor de umidade aumenta também a geração de metano em aproximadamente 25%-50%.

Kinnman *et al.* (1986) em estudos realizados com lisímetros e dimensões semelhantes às estudadas, encontraram valores de umidade numa faixa de 44 a 65 %. Palmisano & Barlaz (1996) afirmam que o teor de umidade ótimo situa-se na faixa de 20 a 40%, acima de 40% ou abaixo de 20% funciona como um agente inibidor do processo anaeróbico de degradação da matéria orgânica. Segundo U.S Army Corps of Engineers (1995) o teor de umidade ótimo está em torno de 50 a 60% para uma degradação eficiente dos resíduos aterrados.

Pereira *et al.* (1997) realizou estudos no aterro do Jóquei Clube de Brasília e verificou valores médios de umidade em torno de 50%. Observa-se que os teores de umidade estão relacionados com os teores de sólidos voláteis, indicando que a maior porcentagem de umidade presente na massa de lixo deve-se à presença de matéria orgânica.

Silva *et al.*, (2005) construíram quatro células experimentais de 1,5 m<sup>3</sup> no aterro da cidade de Catas Altas – MG, com o intuito de estudar diversos teores de umidade. Os valores aplicados foram de 70% (em duas células), 75% e 80%. Para a manutenção de condições apropriadas de umidade promoveu-se a recirculação dos líquidos lixiviados e realizou-se a estimativa do balanço hídrico das células experimentais. Para a análise da evolução da biodegradação, foram monitorados os seguintes parâmetros físico-químicos dos líquidos lixiviados: pH, DQO, N-NH<sub>3</sub> e Cl<sup>-</sup>. Os resultados indicaram que uma faixa de 70 a 75% de umidade possibilitou taxas de biodegradação mais aceleradas.

MCBEAM e FARQUHAR (1980) observaram, investigando a influência da umidade e temperatura em aterro sanitário, que o aumento da umidade estimulou a produção de gás até um certo nível de saturação, mas uma infiltração excessiva retardou a produção de gás. Uma possível explicação, baseada em comentário feito

por CHIAN (1977), é que um alto grau de umidade nos resíduos sólidos favoreceria a fermentação ácida da matéria orgânica, conseqüentemente, liberaria grandes quantidades de ácidos graxos voláteis, o que poderia gerar inibição da etapa metanogênica.

Alcântara (2007) ressalta que muitos estudos são baseados em pequenos reatores estanques onde é possível manter uma pressão interna mais elevada, impossibilitando a entrada de ar no sistema. Por outro lado, muitas vezes, utiliza-se como substrato, apenas, a fração orgânica, bem mais homogênea, com granulometria reduzida, sendo ainda feita a recirculação e neutralização do lixiviado, facilitando o processo de degradação. Por sua vez, os dados de aterros se referem a ambientes com diversas profundidades, com ou sem recirculação de lixiviado, com camadas de cobertura de solos ou de materiais sintéticos impermeáveis, o que poderia justificar tamanha variação nos valores de umidades adequadas ao processo de digestão anaeróbia de RSU.

De maneira geral, observa-se que os maiores teores de umidade estão relacionados aos maiores teores de sólidos voláteis. Indicando que a maior parcela da umidade encontra-se na fase orgânica do lixo, podendo acarretar numa elevada umidade relativa na matéria orgânica. Essa elevação nos teores de umidade facilita a degradação biológica.

#### 4.1.2.1.2. Teor de Sólidos Totais Voláteis

Segundo Gomes (1989) a determinação do teor de sólidos voláteis indica a porcentagem de cinzas e a quantidade de matéria orgânica existente no resíduo sólido. Portanto, é um indicador da degradabilidade dos RSU ao longo do tempo. Um alto percentual de Sólidos Totais Voláteis (STV) indica a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que o resíduo já passou por um processo acentuado de degradação. A determinação dos STV é também de suma importância para o acompanhamento das alterações de propriedades físicas, químicas e biológicas da massa de lixo depositada no aterro (Knochenmus *et al.*, 1998).

Landva & Clark (1990) realizaram estudos em aterros do Canadá e observaram que o teor de umidade tende a aumentar com o aumento do conteúdo orgânico do material.

Neste trabalho foi realizado o monitoramento do teor de sólidos voláteis dos resíduos sólidos aterrados, com vistas à avaliação da quantidade de matéria orgânica facilmente degradável presente no meio, cujos resultados são ilustrados na Figura 4.4. Entretanto, é difícil detectar a influência isolada do teor de sólidos voláteis sobre os grupos microbianos, utilizando-o como uma medida indireta de biodegradabilidade da fração orgânica de RSU e é expresso como uma porcentagem dos sólidos totais.

Os resultados indicados na Figura 4.4 referem-se aos valores de STV e estão dentro dos padrões normais de biodegradabilidade. Os ensaios foram realizados em triplicatas, sendo assim optou-se por utilizar o valor médio calculado a partir dos ensaios em triplicata devido às oscilações observadas nos valores desse parâmetro. Essas oscilações ocorreram, certamente, em virtude da heterogeneidade dos resíduos, dificultando a obtenção de uma amostra mais representativa, principalmente, no caso do lisímetro, em que as amostras coletadas foram relativamente pequenas. Entretanto, como se sabe, o uso desse parâmetro pode conduzir a erros de interpretação, já que alguns componentes orgânicos altamente voláteis, a exemplo de papéis de periódicos e tecidos vegetais, podem apresentar baixa biodegradabilidade.

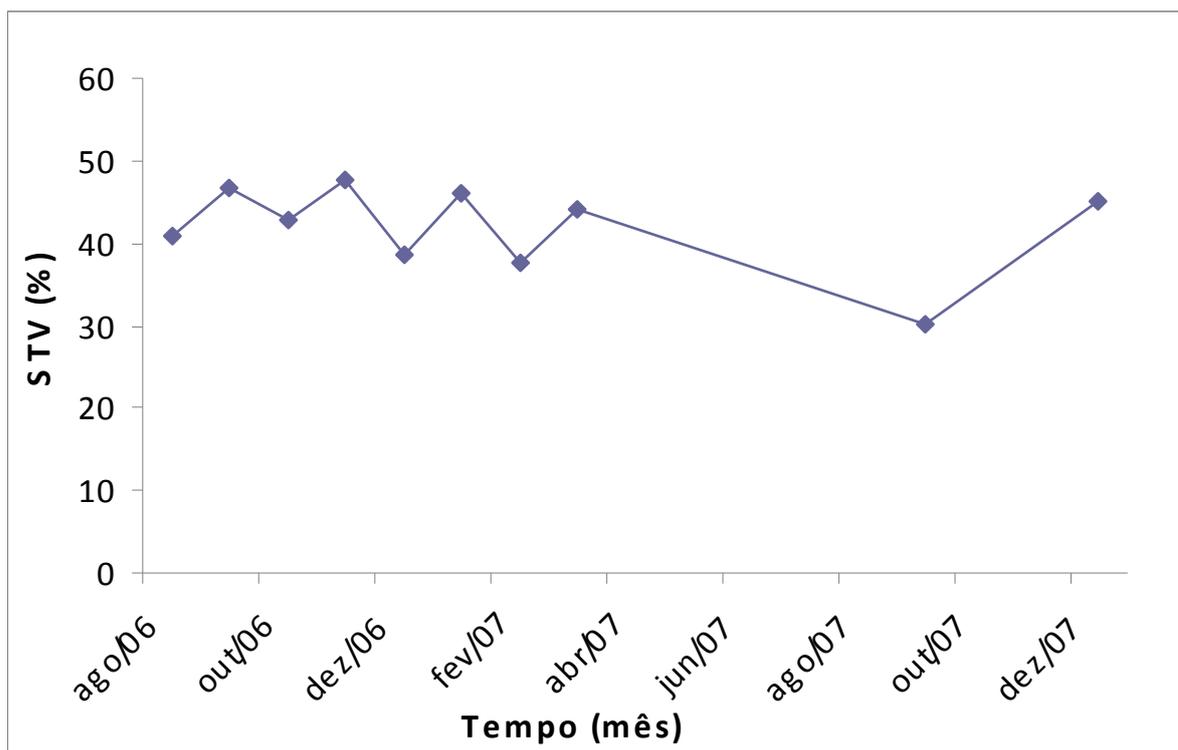


Figura 4.4: Teor de Sólidos Voláteis nas amostras sólidas.

De um modo geral, os resultados médios indicam que houve uma baixa variação nos valores de STV com o tempo de aterramento. De agosto/2006 a março/2007 as oscilações foram entre 37 a 48 %. Em junho/2007 houve uma redução no teor de STV, o valor encontrado foi de 14,8, provavelmente pela presença de materiais em condições bastante avançadas de degradação. De setembro/2007 a dezembro/2007 o teor de sólidos voláteis voltou a subir, apresentando respectivamente valores médios na faixa de 30,1 % a 44,9 %, entretanto, apresentou tendência de redução, conforme indica a linha de tendência. As coletas a partir de março foram realizadas com um espaçamento de 3 meses, devido ao fato que nos meses anteriores de pesquisa o comportamento havia sido estável. Em dezembro/2007 foi registrado a última coleta de sólidos, pela dificuldade de obtenção do material, já em quantidade bastante reduzida. Os altos valores para o teor de sólidos voláteis pode ter ocorrido devido à presença de matérias orgânicas altamente voláteis, porém com baixa biodegradabilidade, tais como, papéis, papelão e tecidos vegetais.

#### 4.1.2.2. Monitoramento de Líquidos

Neste item, serão abordados os resultados referentes ao monitoramento do lixiviado incluindo dados das características físico-químicas, químicas e microbiológicas relacionadas ao material orgânico dissolvido e metais pesados.

Conforme descrito anteriormente, são muitos os fatores que governam a variação de suas características químicas durante o processo de degradação dos resíduos. O volume produzido depende, substancialmente, do líquido proveniente da própria umidade do lixo, de água de fontes externas e dos líquidos gerados no processo de decomposição biológica. As suas características dependem ainda de fatores, como a natureza dos resíduos, idade e características do aterro.

Neste trabalho, devido a suas características construtivas, a água proveniente de precipitações pluviométricas, na forma de chuva, constitui-se na única fonte externa que contribui para a geração de lixiviado.

##### 4.1.2.2.1. Parâmetros Físico-químicos

A atividade metabólica dos microrganismos é afetada quando o seu habitat sofre variações. Essas variações aumentam ou diminuem a velocidade de degradação biológica dos resíduos. Qualquer fator que altere as condições ótimas de sobrevivência dos microrganismos interfere na velocidade de degradação dos RSU e conseqüentemente na formação de metano. Daí a importância em se avaliar parâmetros físico-químicos, condições climáticas, quantidade de matéria orgânica, umidade entre outros. Estes parâmetros auxiliam no entendimento do comportamento da atividade microbiana dentro de um aterro.

#### Potencial Hidrogeniônico (pH) e Eh

Segundo Pinto (2000) apud Monteiro (2003) o pH do meio anaeróbio está diretamente relacionado com as concentrações de alcális e dos ácidos no sistema. Assim, no início da degradação (hidrólise e acidogênese) a formação de ácidos

orgânicos e dióxido de carbono contribuem sistematicamente para a existência de valores de pH mais baixos. Com o avanço da degradação, durante a fase acetogênica, ocorre a conversão dos produtos formados na acidogênese em compostos que formam o substrato para a produção de metano: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Durante a fase metanogênica esses compostos são metabolizados por bactérias metanogênicas, o que garante a manutenção de baixas concentrações de ácidos orgânicos mantendo o pH próximo a neutralidade (Junqueira, 2000).

Cada fase da decomposição anaeróbia é marcada por uma determinada faixa de pH, sendo que os menores valores são atingidos na fase acidogênica, com valores ainda ácidos, porém mais elevados na fase acetogênica e, finalmente, com valores próximos à neutralidade na fase metanogênica. Geralmente, as bactérias anaeróbias possuem um pH ótimo em torno da neutralidade (6,5 a 7,6) (MCBEAN et al., 1995). Entretanto os microrganismos não estão limitados a uma única condição de pH, há uma faixa limite situada entre o máximo e o mínimo, e as espécies se adaptam a diferentes valores. Entre as bactérias estritamente anaeróbias, as mais sensíveis à variação de pH são as bactérias metanogênicas ou formadoras de metano que atuam dentro da faixa de 6,5 a 7,6, acima ou abaixo desta faixa a produção de metano fica estritamente limitada. A maioria dos aterros tende a ter ambientes levemente ácidos.

De acordo com Junqueira (2000) o início da estação chuvosa, com conseqüente infiltração de águas em direção ao interior das células influencia significativamente os valores de pH. O aumento da umidade propicia uma fase aquosa, dando início a um processo de lixiviação que envolve os vários componentes do lixo.

A determinação dos valores de pH dentro de um aterro permite avaliar a evolução do processo anaeróbio, já que a variação desse parâmetro está associada às mudanças de etapas de degradação em aterros sanitários.

Os valores de pH medidos nas amostras líquidas são apresentados na Figura 4.5. Não foram realizadas medições de pH nas amostras sólidas, devido à heterogeneidade dos materiais que constituem os RSU, o que pode ocasionar uma grande variação nos resultados.

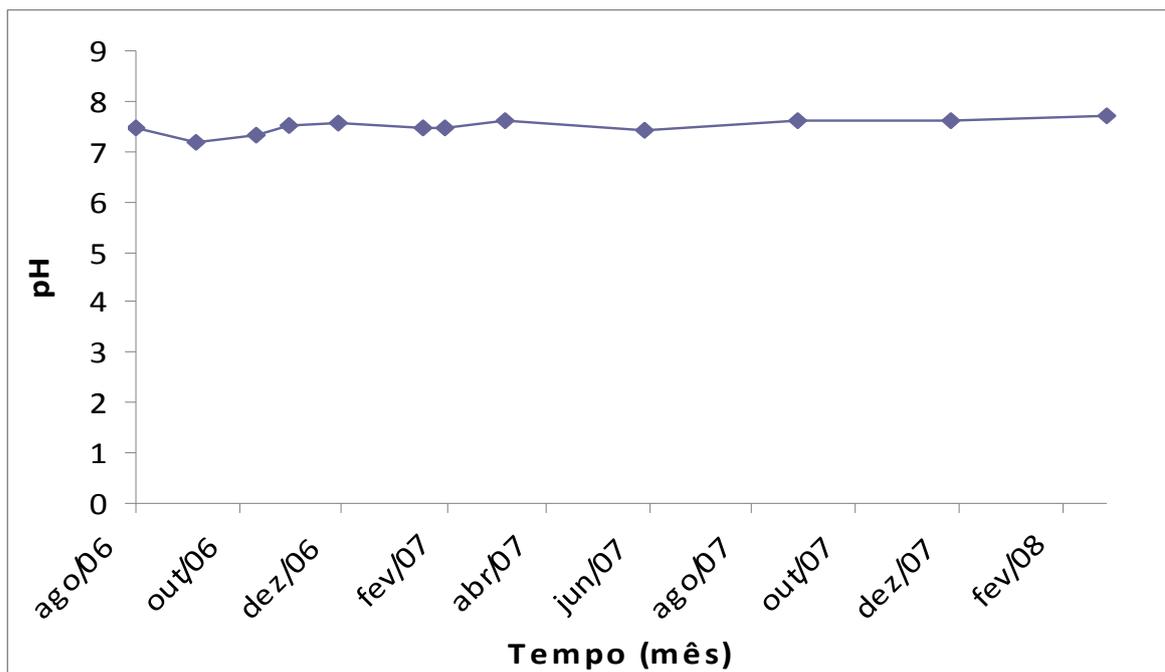


Figura 4.5: Variação de pH no lixiviado.

Durante todo o período analisado, o pH do lixiviado variou numa estreita faixa de 7,1 a 7,7, conforme indica a Figura 4.5, apresentando valores praticamente constantes até a última medição considerada. Sugere-se com este resultado que a célula encontra-se em estágio avançado de degradação, ou seja, fase de maturação. Com esses valores, foi observado que as condições climáticas juntamente com os outros parâmetros intrínsecos ao processo de degradação não influenciaram no comportamento do pH do lixiviado após atingir valores próximos à neutralidade. Durante a fase metanogênica os compostos formados nas fases anteriores (em que o pH é geralmente ácido) são agora metabolizados o que garante a manutenção de baixas concentrações de ácidos orgânicos, mantendo o pH neutro a alcalino.

O comportamento do pH na célula experimental durante todo o período de pesquisa foi compatível com as últimas fases (metanogênica estável e maturação) do processo evolutivo da degradação anaeróbia, mantendo o pH em valores próximos a neutralidade. De acordo com Tchobanoglous, *et al.*, (1993) os valores na faixa de 6,8 a 8,0 de pH do lixiviado são compatíveis com a fase metanogênica.

Esses resultados sugerem que a medida do pH é importante para estabelecer os limites entre a fase ácida e a fase metanogênica do processo de degradação de RSU em aterros, em que sua faixa de variação é maior. Contudo é

importante frisar que o pH em processos anaeróbios não é considerado um bom parâmetro de controle, já que não expressa a magnitude de ocorrência de eventuais falhas no processo.

O padrão de comportamento do pH foi muito estável. Praticamente todos os resultados ficaram compreendidos entre 7,1 e 7,7, e já que as bactérias anaeróbias possuem um pH ótimo em torno da neutralidade (6,5 a 7,6) (MCBEAN et al., 1995), pode-se dizer que, a faixa de variação do pH favoreceu a atividade microbiana, representando, praticamente, o intervalo considerado ótimo para a digestão anaeróbia.

As bactérias redutoras de sulfato tem suas atividades favorecidas em ambientes com pH em torno de 7, e para valores de Eh = 0 mV ou inferiores e inibidas em valores de pH abaixo de 6 e acima de 9 (GRANT & LONG, 1989). Assim, pode-se dizer que não houve condições favoráveis às BRS, já que somente no mês de junho/2007 apresentou um valor de Eh = -7 mV, durante todos os outros meses os valores de Eh > 0. De fato, apresentando um fator inibitório para a produção de metano.

As medidas de pH obtidas foram compatíveis com os valores estimados para as fases 4 (metanogênica estável) e 5 (maturação) do processo de degradação de resíduos em aterros. No caso de aterros em fase de operação na qual, diariamente, ocorre o aporte de lixo novo, a fase ácida deve se estender por um período relativamente maior, e a elevação do pH, até atingir valores em torno de 7, deve ocorrer de forma mais gradativa. Normalmente o pH do lixiviado de aterros encontra-se em uma faixa que varia de 4,5 a 9. Suflita et al. (1992) encontraram valores entre 5,8 e 8,1.

#### Potencial de Oxi-redução (Eh)

Segundo Bidone & Povinelli (1999) o potencial redox é a tendência de uma solução (meio de cultura) em ceder ou aceitar elétrons, e se dá sempre da forma mais reduzida para a mais oxidada. A compreensão do fenômeno da oxi-redução pode auxiliar no monitoramento das diversas fases de transformação da matéria orgânica e no entendimento do comportamento de alguns microrganismos e

de metais pesados freqüentemente presente nos resíduos. A entrada de oxigênio no sistema aumenta bruscamente o Eh, possibilitando o desenvolvimento de espécies aeróbias, enquanto que as espécies bacterianas estritamente anaeróbias envolvidas no processo de produção de metano requerem um ambiente com valores negativos de Eh. Com a evolução do processo biodegradativo, há uma tendência acentuada de redução de escala de valores de Eh, tendendo a valores negativos com o passar do tempo de aterramento, podendo ser usado como ferramenta para o conhecimento da atividade microbiana.

O pH e a temperatura influenciam a medição de Eh. O pH associado ao Eh fornece informações importantes quanto à possibilidade de solubilização ou complexação de metais, podendo ser útil na avaliação da solubilização de metais pesados em aterros de resíduos sólidos urbanos (ALCÂNTARA, 2007). Os resultados obtidos para medições de Eh na amostra líquida são apresentados na Figura 4.9. O comportamento do Eh foi semelhante ao pH, indicando uma possível relação entre estes parâmetros. Os gráficos das figuras 4.5 e 4.6 apresentam praticamente, a mesma tendência. Conforme o pH aumenta a capacidade redutora do sistema diminui.

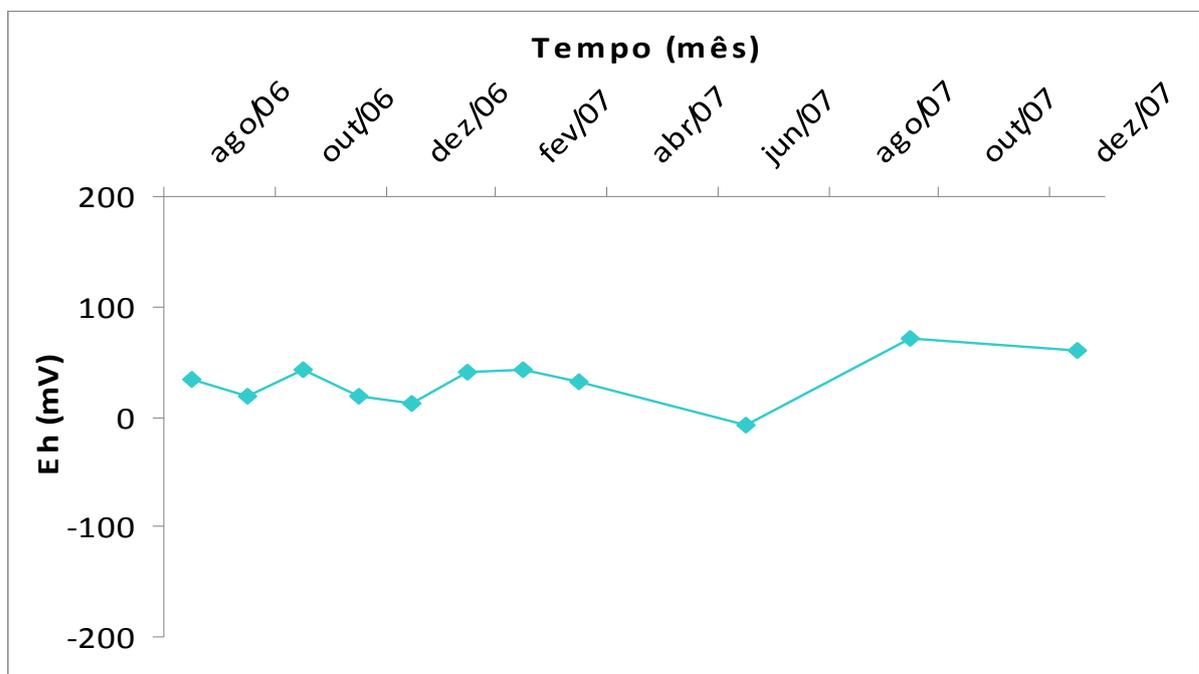


Figura 4.6: Variação de Eh no lixiviado.

Durante todo o período de monitoramento o pH do lixiviado manteve-se em torno de 7 portanto, adequado à metanogênese, entretanto o potencial de oxirredução medido foi relativamente alto (Figura 4.9), oscilando na maior parte do tempo numa faixa positiva de 13 a 72 mV, o que pode ser justificado pela presença de micro ambientes aeróbios, intrusão de oxigênio na massa de resíduos ocasionada por fissuras na camada de cobertura do lisímetro ou ainda pela intrusão de oxigênio na amostra durante a coleta. Contudo, os valores encontrados estão dentro da faixa redutora de Eh.

De acordo com Lima (1995) a atividade microbiana atinge seu crescimento máximo quando o Eh situa-se na faixa de -500 a -600mV. Assim, a determinação sistêmica do Eh do meio pode contribuir na compreensão do processo de biodegradação, uma vez que cada fase do processo é estabelecida entre intervalos na escala do Eh. Por outro lado pode-se afirmar que a escala de valores de Eh atua como fator limitante para o crescimento microbiano. Assim a taxa de conversão da matéria orgânica, bem como a eficácia do processo, podem ser aferidas empiricamente através da medição direta do Eh.

Como se sabe, as bactérias metanogênicas são mais sensíveis a variações das condições do meio, como mudanças no pH, Eh, na temperatura e no teor de oxigênio. Já o grupo dos microrganismos fermentativos, possui espécies bem mais versáteis que podem crescer em faixas bem mais amplas de pH e Eh e na presença ou na ausência de oxigênio molecular. Portanto, os valores medidos de Eh durante o monitoramento devem ter atuado como um fator inibitório da geração de metano.

## DQO e DBO<sub>5</sub>

A DQO é uma estimativa da quantidade de material orgânico presente em meio líquido. A DQO não indica a natureza do material orgânico, nem se diferencia entre materiais orgânicos e inorgânicos oxidáveis.

Normalmente referida como a quantidade de oxigênio consumida durante um determinado período de tempo (5 dias), a uma temperatura de 20°C, a DBO não

indica a presença de matéria orgânica não biodegradável nem leva em consideração o efeito inibidor de materiais sobre a atividade microbiana.

Conforme indica a Figura 4.7, os valores de DQO e DBO<sub>5</sub> sofreram um aumento de agosto/2006 a dez/2006, com tendências de redução nos meses seguintes, apesar da ocorrência de pico no mês de junho/2007 que pode ter ocorrido devido interferência na realização da análise ou acondicionamento da amostra. Este comportamento indica que houve uma aceleração da atividade microbiana no ano de 2006 e um retardamento das atividades biológicas no ano de 2007, embora tenha ocorrido um pico em junho/2007.

Os valores de DQO variaram de 312 a 6.626 mg/L e não apresentaram variações nos períodos seco e de chuvas intensas durante os experimentos, embora não tenha sido acompanhada a pluviometria foi possível fazer esta análise já que os ensaios foram realizados por mais de um ano. A concentração máxima (6.626 mg/L) ocorreu em junho/2007 e a mínima (312 mg/L) em dez/2007. Lima & Nunes (1994) apresentaram uma faixa de variação de 1.000 mg/L a 5.000 mg/L para aterros na fase metanogênica. Os resultados iniciais indicam que o lisímetro encontra-se dentro da faixa de variação para a fase metanogênica. Somente de dezembro/2007 em diante os valores estiveram abaixo dessa faixa.

Fernández-Viña (2000) apud Monteiro (2003) apresenta uma faixa de DBO<sub>5</sub> para aterros novos em torno de 10.000 mg/L e para aterros antigos (>10 anos) valores entre 100 mg/L e 2.000 mg/L. Para os valores de DBO, assim como ocorreu com os valores de DQO, com o tempo houve uma tendência à redução. O valor máximo encontrado para a DBO<sub>5</sub> foi 5.789 mg/L em dez/2006 e o mínimo 248 mg/L em março/2008. Pfeffer *et al.* (1986), mostra concentrações em torno de 4.000 mg/L para aterros com 5 anos e 80mg/L para aterros com 16 anos. Levando-se em consideração outros parâmetros analisados e comparando com os dados de DBO<sub>5</sub> e DQO apresentados por esses autores, a célula experimental encontra-se em avançado processo de degradação, conforme comprovado pelos dados de campo.

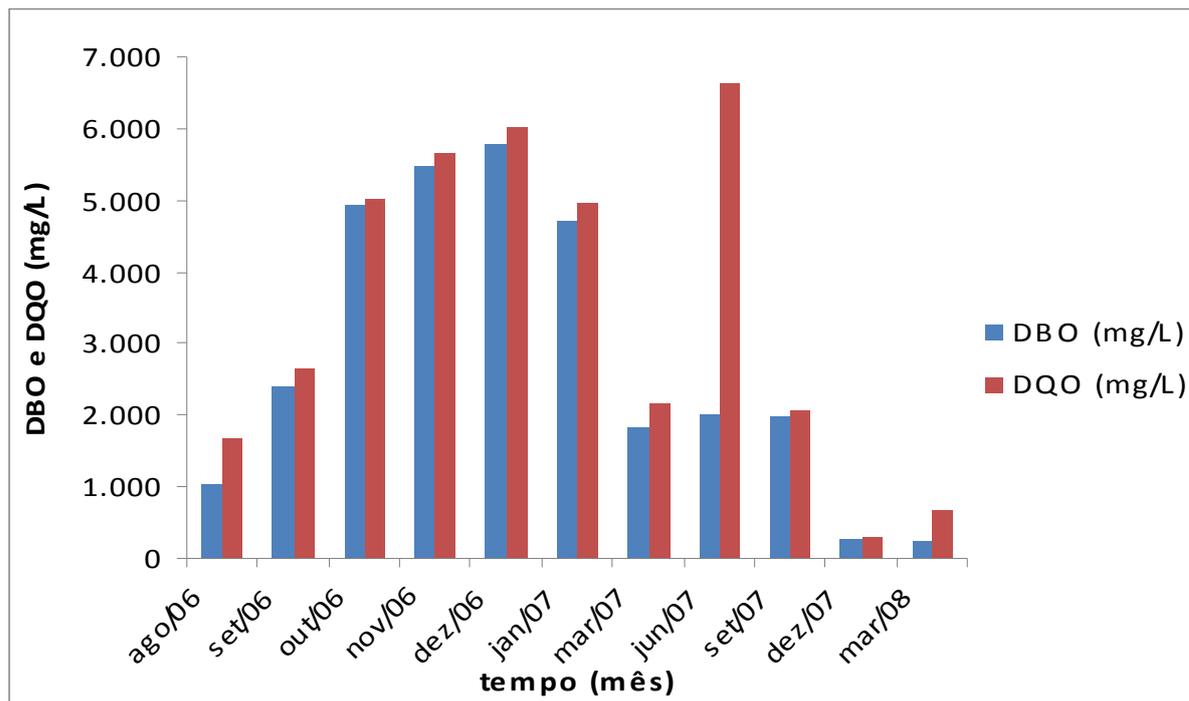


Figura 4.7: Variação da DQO e DBO<sub>5</sub> no lixiviado.

Utiliza-se também como indicador da biodegradabilidade da fração orgânica a relação DBO/DQO. Segundo Tchobanoglous (1993) quanto mais antigo o aterro, menor será essa relação, com valores de 0,7 para aterros novos até 0,2 para aterros antigos. Diversos pesquisadores afirmam que para células de RSU com restrições à entrada de líquidos, a biodegradação é favorecida, tornando mais eficiente a quebra da matéria orgânica, desde que a umidade esteja assegurada.

Na Figura 4.8 observa-se que a relação DBO<sub>5</sub>/DQO apresentou uma tendência de redução, apesar da ocorrência de pico em junho/2007 explicada por possíveis interferências na análise, entretanto manteve-se com valores relativamente altos em comparação com os dados encontrados por Tchobanoglous (1993).



período de tempo os níveis de metais nos resíduos contidos na célula tendem a diminuir pela ocorrência de fenômenos físicos, como por exemplo, a lixiviação em líquidos.

De acordo com Maciel (2003) os metais pesados como cobre, cádmio, chumbo, entre outros, atuam como um agente de baixo potencial de inibição do processo de geração de gases. Alguns parâmetros físico-químicos de lixiviado de diversos aterros podem ser verificados na Tabela 4.2, de acordo com a idade do resíduo.

Os metais pesados não são biodegradáveis, ou seja, eles persistem no ambiente e não podem ser alvos dos processos de degradação por meios biológicos, físicos ou químicos de modo a originarem um produto inócuo. Devido ao seu difícil descarte estas substâncias são tóxicas aos microrganismos presentes no aterro, bem como aos que manuseiam este material.

Segundo Santos (2003) após a fase metanogênica, os metais pesados são precipitados e encapsulados em função das reações bioquímicas e da mudança do pH, ou seja, é levado às formas mais estáveis, menos solúveis, finalizando assim o tratamento biológico e físico-químico dos resíduos sólidos e líquidos.

Ehrig (1989) afirma que no lixiviado as concentrações de metais são geralmente baixas, portanto os riscos de contaminação ambiental ocorrem por processo de bioacumulação.

Tabela 4.2: Composição média do lixiviado em aterros recentes e antigos

<b>Parâmetro</b>	<b>Resíduos recentes (&lt;2anos)</b>	<b>Resíduos antigos (&gt;10anos)</b>
pH	6,2	7,5
DQO (mg/L)	23.800	1.160
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	11.900	260
Mn (mg/L)	27	2,1
Fe (mg/L)	540	23
Zn (mg/L)	21,5	0,4
Pb (mg/L)	8,4	0,14

Fonte: Batstone et al., 1989\*.

As análises dos teores de metais pesados foram realizadas, considerando a forma de elemento (forma iônica) e não foram monitorados os metais pesados na forma de compostos, ou seja, metais associados a outros elementos. Na Tabela 4.3 são apresentados os valores padrões estabelecidos pelo CONAMA 357/2005 para lançamento de efluentes em corpos d'águas.

Tabela 4.3: Padrões do CONAMA 357/2005 para lançamento de efluentes no corpo d'água.

Lançamento de Efluentes	
Padrões	
Parâmetros inorgânicos	Valor máximo (mg/L)
Cádmio total	0,2
Chumbo total	0,5
Cromo total	0,5
Ferro dissolvido	15,0
Manganês dissolvido	1,0
Zinco total	5,0

Fonte: Adaptado de CONAMA 357/2005.

## Manganês

O manganês é um elemento químico, símbolo Mn, de número atômico 25 e sólido em temperatura ambiente. Encontra-se em análises realizadas nos aterros, devido a disposição de pilhas, baterias, tintas e etc., nesses locais. Reage com água e ácido liberando gás hidrogênio (H<sub>2</sub>). É também um elemento essencial necessário aos microrganismos em quantidades pequenas, entretanto, em concentrações muito acima do necessário possui um efeito tóxico.

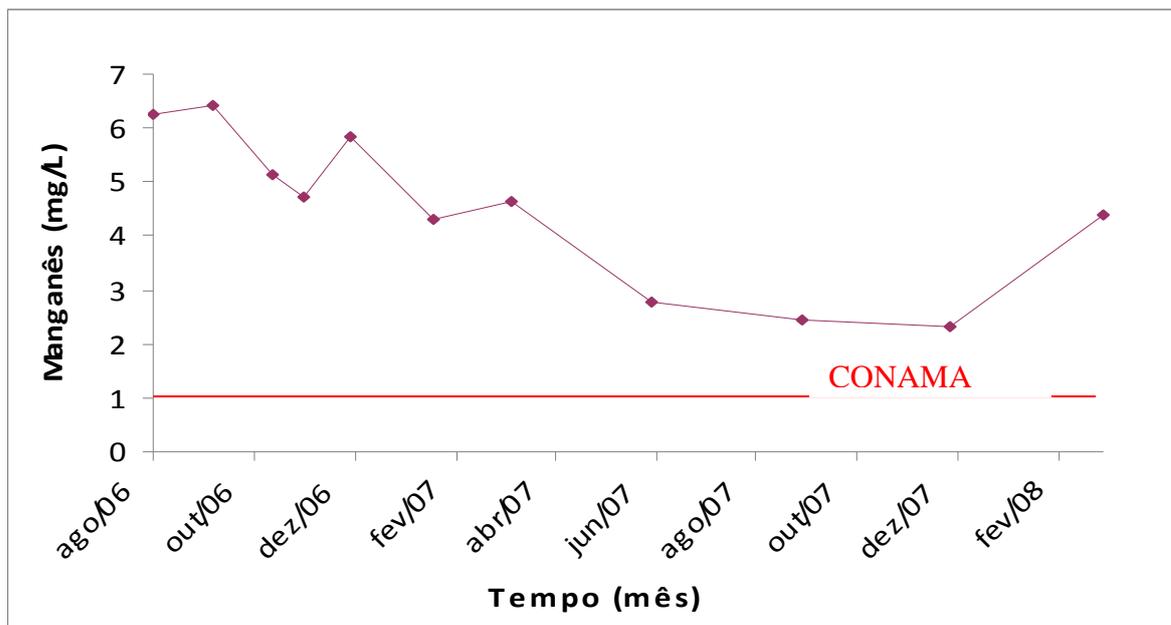


Figura 4.9: Concentração de manganês no lixiviado.

As concentrações de manganês no lisímetro, oscilaram ao longo do tempo em torno de 2,3 e 6,4 mg/L. Com valores médios na faixa de 4,4 mg/L, conforme apresenta a Figura 4.9. Estes valores encontram-se acima do valor máximo permitido para o lançamentos de efluentes (1,0 mg/L) segundo a resolução CONAMA 357/2005. Estes valores são superiores aos encontrados por Santos (2003) para o lixiviado na entrada da estação de tratamento de chorume do Aterro da Muribeca. Isso provavelmente se deve pelo fato do lixiviado estudado por Santos (2003) corresponder à mistura de lixiviado de todas as células e por sofrer diluição advinda das águas da chuva.

## Cádmio

As concentrações de cádmio oscilaram na faixa de 0,1 a 1,3 mg/L ao longo do tempo. Na Figura 4.10, pode-se observar uma tendência de redução dos valores das concentrações de cádmio. Em agosto/2006 se encontrou a maior concentração (1,03 mg/L) de Cádmio no lixiviado, nos meses seguintes este elemento sofreu significativa redução, chegando a apresentar concentrações de 0,12 mg/L em março/2008, e se enquadrando nos limites máximos (0,2 mg/L) de lançamento de efluentes no corpo d'água receptor (CONAMA 357/2005).

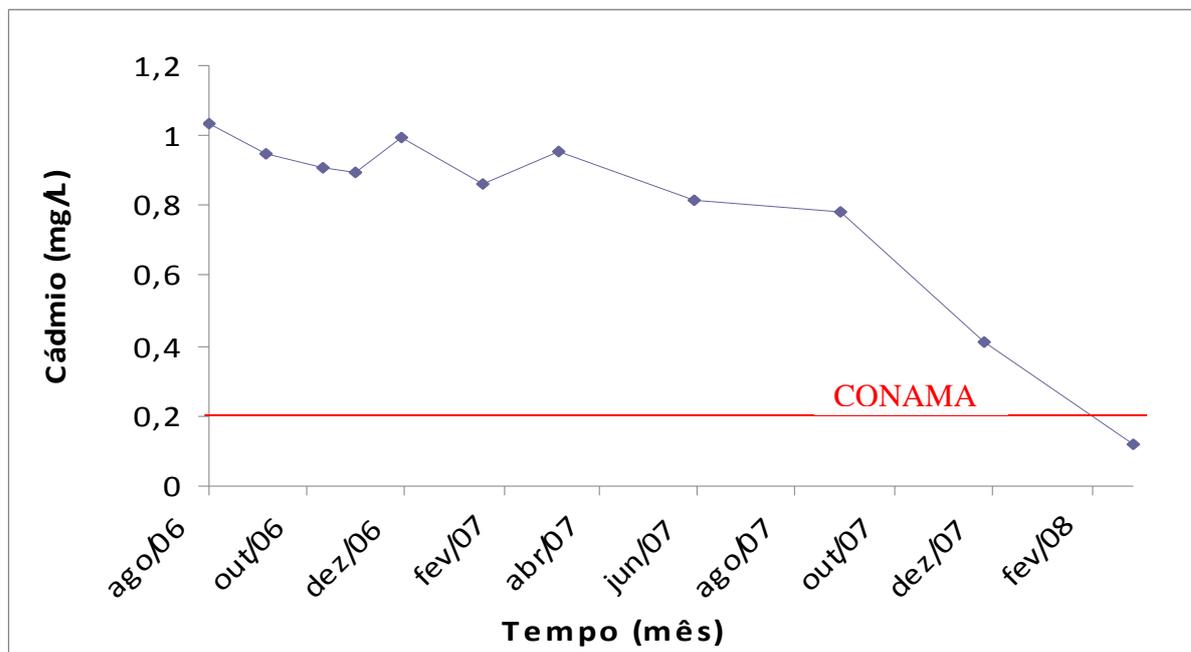


Figura 4.10: Concentração de cádmio no lixiviado.

Os metais pesados são considerados tóxicos, devido a capacidade de bioacumulação em seres vivos. O cádmio é o metal que maior representa esse perigo, pois possui um grau mais elevado de bioacumulação que os outros metais.

#### Cromo

O cromo hexavalente é muito tóxico, mas nos níveis de pH do processo de digestão anaeróbia, apresenta-se na forma trivalente, insolúvel. É também considerado um oligoelemento.

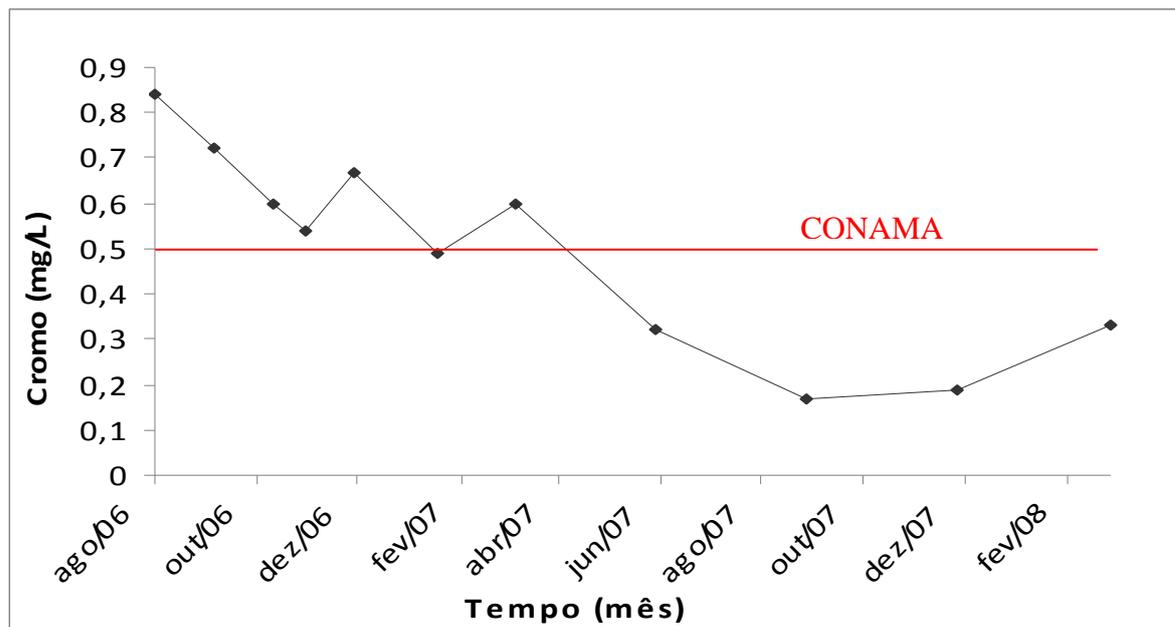


Figura 4.11: Concentração de cromo no lixiviado.

A resolução CONAMA 357/2005 estabelece padrões de lançamentos de efluentes para diversas substâncias, entre elas está o cromo que é admitido num valor máximo de 0,5 mg/L. Conforme apresenta a Figura 4.11, os valores encontrados para o lixiviado do lisímetro apresentaram variações na faixa de 0,19 a 0,84 mg/L. A análise realizada em agosto/2006 apresentou concentrações acima do limite padrão (0,84 mg/L) com tendências a redução, até alcançar no último mês (março/2008) uma concentração de 0,33 mg/L.

## Ferro

O ferro é um elemento químico de número atômico 26, que tem como símbolo Fe e encontra-se no estado sólido à temperatura ambiente. Os números que acompanham o íon ferro diz respeito aos estados de oxidação apresentados pelo ferro, que são +2 e +3, e raramente é encontrado livre. Entre suas propriedades químicas, o ferro é inalterável, em temperatura normal, quando exposto ao ar seco. Submetido ao ar úmido, o ferro metálico sofre oxidação e se transforma lentamente em ferrugem (óxido de ferro). É o metal de transição mais abundante da crosta terrestre (aproximadamente 5%), sendo o quarto elemento químico em abundância na mesma. O ferro é atacado facilmente por ácidos.

Alimentos e vegetais são ricos em ferro, pela necessidade que o organismo humano têm dessa substância, portanto as altas concentrações nos líquidos lixiviados em aterros são justificadas pela grande quantidade de matéria orgânica, principalmente, restos de comida e solo(ALCÂNTARA, 2007).

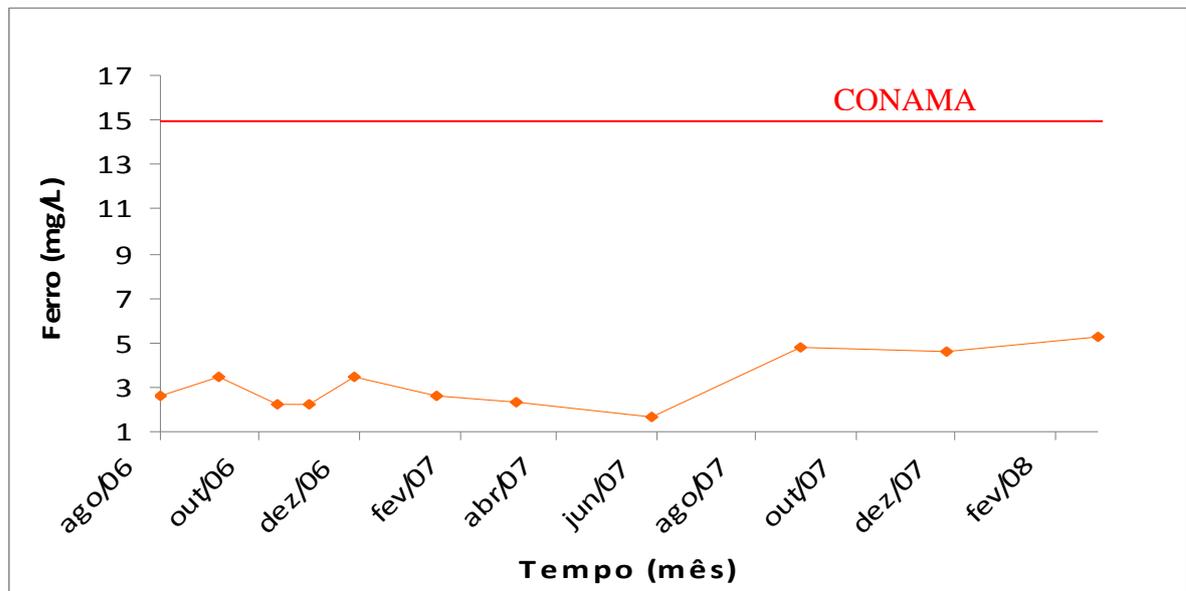


Figura 4.12: Concentração de ferro no lixiviado.

As concentrações de ferro, oscilaram entre 1,6 e 5,3 mg/L. Observa-se na Figura 4.12, que com o passar do tempo esses valores tendem a aumentar provavelmente pelo uso da argila na camada de cobertura. Em agosto/2006 na primeira análise realizada, o valor apresentado foi de 2,57 mg/L, em junho/2007, apresentou a menor concentração, referente a 1,6 mg/L, voltando a subir e no último mês (março/2008) apresentou a maior concentração (5,25 mg/L). Entretanto, esses valores encontram-se dentro dos limites padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005, que estabelece valor máximo de 15,0 mg/L.

## Zinco

McCarty (1993) afirma que baixas concentrações, porém solúveis de sais de cobre, zinco e níquel são tóxicas e esses sais estão associados com a maioria dos problemas de toxicidade por metais pesados em processos anaeróbios. As concentrações de metais mais tóxicos (cobre, zinco e níquel), que podem ser

toleradas, são função da concentração de sulfetos que as imobilizam. Se a concentração de sulfetos for baixa, somente poderão ser toleradas baixas concentrações de metais pesados.

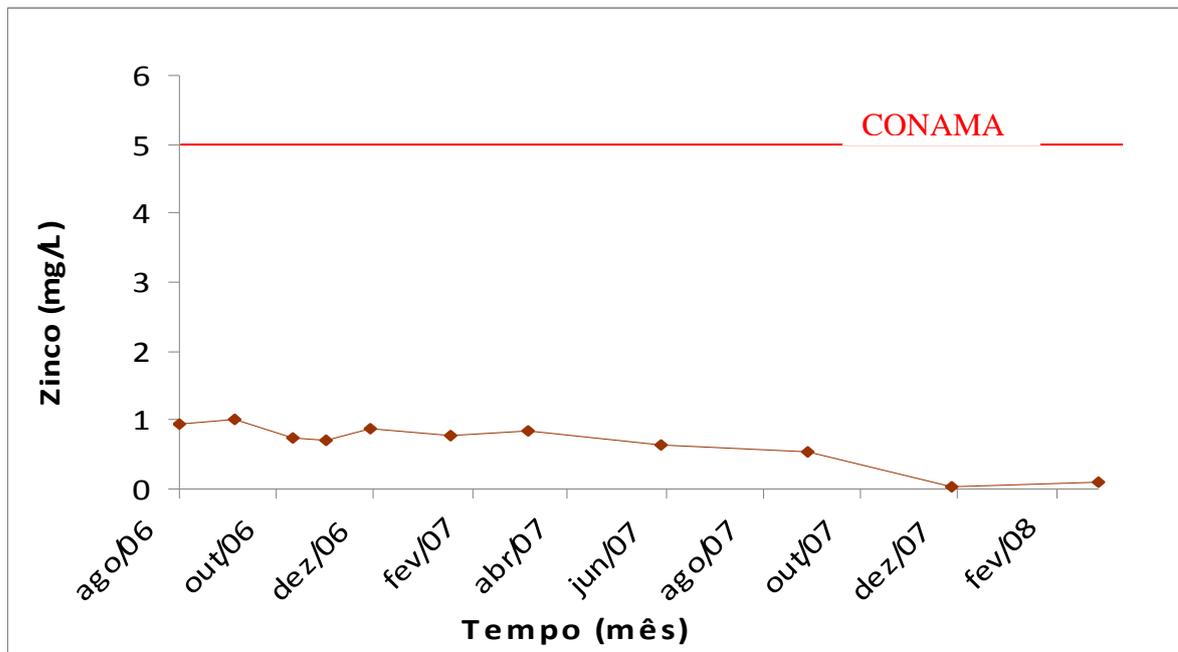


Figura 4.13: Concentração de zinco no lixiviado.

As concentrações de zinco durante o período de medição, oscilaram entre 0,05 e 1,0 mg/L, conforme pode ser visto na Figura 4.13. O valor máximo permitido pelo CONAMA 357/2005, para lançamento de efluentes é de 5,0 mg/L. De acordo com os dados encontrados, pode-se dizer que as concentrações de zinco no lisímetro estão na faixa aceitável para aterros brasileiros (SOUTO & POVINELLI, 2007).

Rooket (2000) estudou aterros com idade de 21 a 30 anos e constatou concentrações de zinco na faixa de 0,05 mg/L a 9 mg/L. O limite de concentração para digestão anaeróbia satisfatória em esgoto domésticos é de 0,2 mg/L até 1mg/L na concentração de zinco.

## Chumbo

O chumbo, assim como o cádmio, mesmo em quantidades mínimas, pode provocar graves disfunções orgânicas afetando os microrganismos que atuam no processo de biodegradação dos RSU.

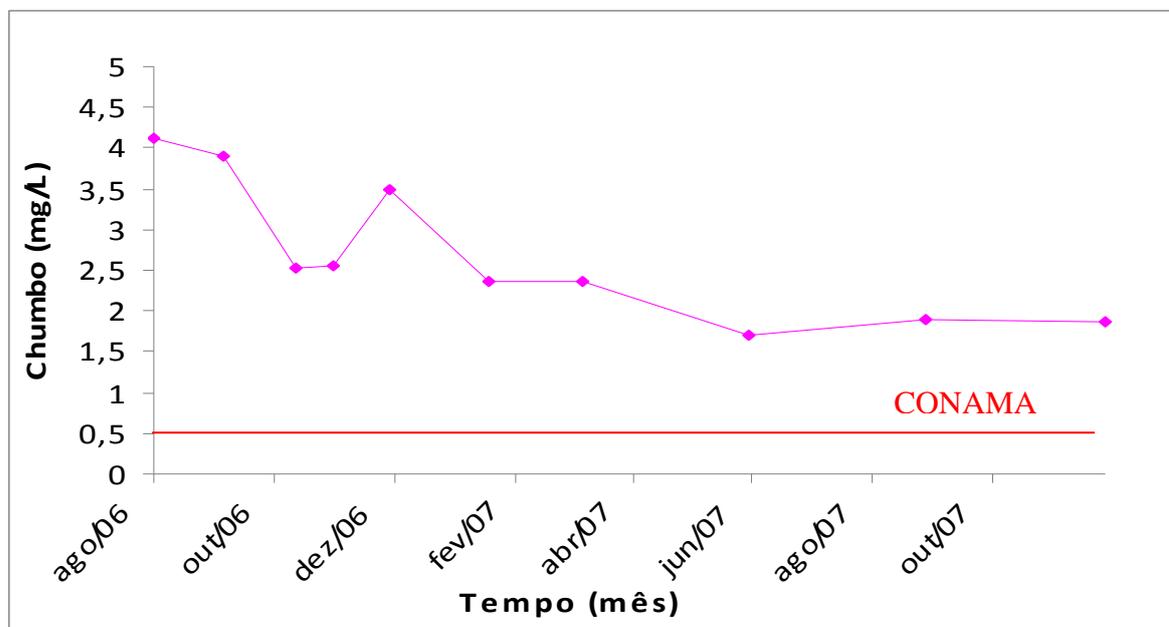


Figura 4.14: Concentração de chumbo no lixiviado.

As concentrações de chumbo no lisímetro com o passar do tempo variaram entre 4,1 mg/L e 1,7. No primeiro mês de medição (agosto/2006), obteve-se a maior concentração de Pb (4,12 mg/L). Nos meses subsequentes a concentração de chumbo sofreu oscilações, porém sempre com tendência de redução. A partir de junho/2007, pode-se observar na Figura 4.14 uma convergência a estabilização da concentração de Pb em torno de 2,0 mg/L. Segundo a resolução CONAMA 357/2005, o valor máximo permitido de Pb é de 0,5 mg/L para o lançamento em corpos d'água.

## CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 5.1. Conclusões

- O monitoramento da concentração dos gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e O<sub>2</sub> no lisímetro indica que no início do monitoramento os resíduos contidos no lisímetro já se encontravam na fase metanogênica e ao final do acompanhamento já havia entrado na fase de maturação ou fase final de degradação da matéria orgânica. Os valores médios determinados para a concentração na fase metanogênica para o CH<sub>4</sub> (61%), CO<sub>2</sub> (31%) e O<sub>2</sub> (<0,5%) foram compatíveis com a variação da concentração destes gases na Fase IV reportada na literatura. Na fase de maturação, a concentração dos gases CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e O<sub>2</sub> também se enquadram dentro da composição típica do biogás para a fase final;
- Na fase final, a redução das concentrações de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> ocorreram lentamente e se mantiveram em equilíbrio de agosto/2006 a junho/2007, então a partir deste mês o CO<sub>2</sub> assumiu concentrações significativamente, maiores que as concentrações de CH<sub>4</sub>, comportando-se de acordo com o esperado para a fase de maturação, conforme indica o modelo apresentado na figura 2.5.
- O H<sub>2</sub>S no primeiro mês de pesquisa apresentou o maior pico, com concentração de 480 ppm, indicando a possibilidade de intoxicação em pouco tempo de exposição. De agosto/2006 a junho/2007 se manteve na faixa de 50 – 100 ppm, apresentando risco à saúde por exposição prolongada. De junho/2007 a novembro/2007 apresentou concentrações mínimas, variando na faixa de 5 a 25 ppm. Entretanto, os valores encontrados estão abaixo do valor máximo (700 ppm) encontrado para aterros de resíduos sólidos urbanos;
- A temperatura interna do lisímetro na maior parte do tempo se manteve estável e abaixo dos valores encontrados para a temperatura ambiente, entretanto sempre seguindo a tendência da temperatura externa. Sugerindo que houve influência da temperatura ambiente no meio interno;

- O teor de umidade manteve-se entre 60 e 70%, indicando a possibilidade de influência negativa na degradação dos RSU e maiores teores de sólidos voláteis.
- Os valores de sólidos voláteis indicam que mais de 50% da matéria orgânica já foi degradada, porém os valores encontrados ainda são muito altos já que o experimento se encontra na fase final do processo de degradação, podendo ser explicado pela presença de materiais altamente voláteis e com baixa biodegradabilidade;
- O pH foi compatível com as fases finais de degradação, mantendo-se próximo a neutralidade em todo o período de monitoramento. Entretanto, o Eh foi relativamente alto para a fase metanogênica podendo ter sido um agente inibidor da metanogênese. O Eh se manteve na faixa redutora, porém com valores significativamente altos para a fase metanogênica, este fato pode ter ocorrido pela intrusão de oxigênio na amostra durante a coleta.
- Para a DBO<sub>5</sub> e DQO inicialmente ocorreu uma elevação dos valores encontrados com uma tendência de redução no período final de amostragem indicando fase de maturação final dos RSU contidos no lisímetro.
- Durante o experimento, os metais pesados analisados sofreram variações. Mn e Pb encontraram-se acima do limite máximo permitido pela resolução CONAMA 357/2005. Enquanto que Fe e Zn mantiveram-se dentro da faixa estabelecida para lançamento de efluentes em corpos d'água. Cr e Cd iniciaram o experimento acima do limite máximo e com o passar do tempo sofreram reduções, ficando dentro da faixa limite do CONAMA 357/2005 (Tabela 4.3) ao final do monitoramento. Na fase de maturação a maioria dos metais se encontrou abaixo dos valores padrões (CONAMA 357/2005). Os resultados encontrados foram compatíveis com os dados da literatura.

## 5.2. Sugestões para Futuras Pesquisas.

- Estudar outras configurações de lisímetros (disposição de resíduos em camadas, outros tipos de materiais para construção), com o intuito de simular as condições reais dos aterros de geração de gases;
- Estudar a influência da recirculação de líquidos no processo de degradação.e conseqüentemente na geração de gases;
- Simular diferentes condições de temperatura e umidade e a influência destes parâmetros na geração dos gases;
- Estudar a influência da extração forçada de gases desde o início da formação dos gases;
- Estudar a retenção de CH<sub>4</sub> na camada de cobertura do lisímetro e medir a concentração dos gases em profundidade;
- Estudar a influência dos materiais de construção utilizados no lisímetro e a influência destes no processo de degradação;
- Construção de um reator com possibilidade de medição de vazão de líquidos e de gases para melhor estimativa de geração de gases;
- Estudar outros tipos de solo como material de cobertura para avaliar a influência no processo de degradação;

## Referências

1. AL CÂNTARA, P., MONTEIRO, V.E.D., PALHA, M.A.P., ARAÚJO, J. M & JUCÁ, J.F.T. Construção e Monitoramento de uma Célula de RSU em Escala Reduzida. 23º Congresso Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental. Campo Grande – MS. Setembro, 2005.
2. ALCÂNTARA, P. B. Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2007. p366.
3. AUGENSTEIN, D. E PACEY. J. Modelling landfill methane generation. Proceedings of The Third International Landfill Symposium, vol.1,pp.115-148. Sardinia, Itália, (1991).
4. BANCO MUNDIAL. Manual para a Preparação de Gás de Aterro Sanitário para Projetos de Energia na América Latina e Caribe, 2003. Disponível em: <[http://www.bancomundial.org.ar/lfg/gas\\_access\\_po.htm](http://www.bancomundial.org.ar/lfg/gas_access_po.htm)> Acesso em: 23/05/2007.
5. BARLAZ, M. A., SCHAEFER, D. M., HAM, R. K. Bacterial Population Development and Chemical Characterisitics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill. Applied and Environmental Microbiology (1989). pp55-65.
6. \_\_\_\_\_. Methane Production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics. CRC Crit. Rev. Environ. Control, v. 19, n. 3, p. 557-584, 1990.
7. BARROS, H. L. Estudo de Balanço Hídrico em Aterro Sanitário por meio de Lisímetros de Grandes Dimensões. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Viçosa, MG (2004), p 125.
8. BATSTONE, R., SMITH, J., WILSON, D. The Safe Disposal of Hazardous Wastes: the special needs and problems of developing countries. Washington: Word Bank Technical, 1989. v. 1,2. n.93.
9. BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos. São Carlos: EESC/USP, 1999.
10. BIDONE, F. R. A. Resíduos Sólidos provenientes de Coletas Especiais: Eliminação e Valorização. Projeto PROSAB 2, ABES-RJ. 2001. p 218.
11. BORBA, S. M. P. Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitários: Estudo de Caso. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2006. p 149.

12. BORGLIN, S. E., HAZEN, T. C., OLDENBURG, C. M., ZAWISLANSKI, P. T. Comparison of Aerobic and Anaerobic Biotreatment of Municipal Solid Waste. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* v.54, p. 815-822, 2004.
13. BRITO, L. F. Estudos de Gases em aterros de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação de mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2005. p218.
14. CASTILHOS, A. B. (coord.). Resíduos Sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro. PROSAB; ABES, 2003.
15. \_\_\_\_\_. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com Ênfase na Proteção de Corpos D'água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Rio de Janeiro. PROSAB; ABES, 2006.
16. CAMPOS, J. R. (coord.). Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro. PROSAB, ABES, 1999. Livro, pp 499.
17. CARVALHO, A., MATOS, A. T., HAMAKAWA, P. J., AZEVEDO, R. F. Produção de Percolado por Resíduos Sólidos Urbanos de Diferentes Idades, na presença de Resíduos da Construção Civil e sob Recirculação. *Eng. Agric.*, v. 14, p. 131-138, 2006.
18. CEPOLINA, M., KAIMOTO, L. S. A., MOTIDOME, M. J., LEITE, E. F. Monitoramento em Aterros Sanitários Durante a Operação: Desempenho Mecânico e Ambiental. Seminário sobre Resíduos Sólidos – RESID' 2004.
19. CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Manual de Gerenciamento de áreas Contaminadas. 2. ed. São Paulo, 2001.
20. \_\_\_\_\_. Resíduos Sólidos Urbanos e Limpeza Pública. São Paulo-SP, 1990.
21. CHIAN, E. S. K. Stability of organic matter in landfill leachates. *Water Research* 11: 225-32, 1977.
22. CHERNICHARO, C.A.L. Reatores Anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - DESA/UFMG, Belo Horizonte, pp. 245. (1997).
23. CHRISTENSEN, T. H., KJELDTSEN, P. Basic biochemical process in landfills. In: CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN, R (eds.) *Sanitary Lanfilling: process. Technology and environmental impact.* London: Academic Press, 1989. p. 29-49.
24. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. RESOLUÇÃO Nº 357, de 17 de março de 2005.

25. DEFRA – DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD & RURAL AFFAIRS. Waste Composition Analysis: guidance for local authorities. London, 2004.
26. DESIDERI, U., MARIA D. F., LEONARDI, D., PROIETTI, S. Sanitary landfill energetic potential analysis: a real case study. Energy Conversion and Management 44 (2003) pp 1969-1981. Disponível em: <www.sciencedirect.com> acesso em: 16/02/2007.
27. DIAS, R. Gestão Ambiental. Ed. Atlas. São Paulo, 2006 p. 117-125.
28. DILLENBURG, M. E. Variação da taxa de recirculação de lixiviado determinada pela concentração de ácidos voláteis no tratamento da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos domésticos. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 2006.
29. EHRIG, H. J. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. Waste Management & Research. Institut für Stadtbaugesundheitswesen. TU Braunschweig. West Germany, 1983. Volume 1, Issue 1, 1983, Pages 53-68.
30. \_\_\_\_\_. Leachate quality in sanitary land filling. In: CHRISTENSEN, T. H., COSSU, R., STEGMEN, R. Process technology and environment impact. New York: Academic Press, 1989.
31. EL-FADEL, M., FINDIKAKIS, A. N., LECKIE, J. O. Environmental impacts of solid waste landfilling. Journal of Environmental Management, ASCE, 50. (1997).
32. ELK, A. G. H. P. V. Mecanismo de Desenvolvimento Limpo aplicado a Resíduos Sólidos: Redução de Emissões na Disposição Final. Rio de Janeiro, 2007. IBAM, p 40.
33. EMCOM ASSOCIATES. Controlled Landfill Project. First, second, third, fourth, and fifth annual report: Project 343-3.1. San Jose, California, USA, 1986.
34. ENSINAS, A. V. Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas –SP. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica. 2003.
35. ESPINACE, R. A. & PALMA, J. Propriedades Mecánicas del Relleno Sanitario de Limache. IX Congreso Panamericano de Mecánica de Suelos e Ingeniería de Fundaciones. Viña del Mar, Chile. 1991.

36. GANDOLLA, M., ACAIA, C. e FISCHER, C. Formação, captação e aproveitamento de biogás em aterros, Seminário de Atualização, Collana Ambiente, Vol.18, C.I.P.A, Milão-Itália, (1997).
37. GOMES, L. P. Estudo da Caracterização Física e da Biodegradabilidade dos Resíduos Sólidos Urbanos em Aterros Sanitários. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo, 1989. pp. 166.
38. GRANT, W. D., LONG, P. E. Microbiologia Ambiental. Zaragoza, Espanha: Acribia, 1989. p1-222.
39. GUSMÃO, A. D., FILHO, J.G., OLIVEIRA, J. T. R., MAIA, G. B. Geotecnia no Nordeste. Capítulo 2. Ed. Universitária da UFPE, 2005.
40. HARVEY, R. W., SUFLITA, J. M., MCINERNEY, M. J. Overview of issues in subsurface and landfill microbiology. In: HURST, C. J., KNUDSEN, G., MCINERNEY, R., STETZENBACH, L. D., WALTER, M. V. (eds.) Manual of environmental microbiology. Washington, DC: American Society for Microbiology, 1997. p. 523-525.
41. IPCC (2001) Climate Change 2001: A Scientific Basis, Intergovernmental Panel on Climate Change; J.T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, C.A. Johnson, and K. Maskell, eds.; Cambridge University Press. Cambridge, U.K.
42. IPT/CEMPRE. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. 1.ed. São Paulo. 1995. p 278.
43. JUCÁ, J. F. T., MONTEIRO, V. E. D., MELO, M. C. Monitoramento ambiental de la recuperação Del vertedero de resíduos sólidos de Muribeca, Brasil – la parte. Resíduos: Revista técnica Meio ambiente. Espanha: Alegus. Ano 12, n. 64, ene/feb, p.100-106, 2002.
44. JUCÁ, J. F. T. Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 5, anais do congresso. Porto Alegre, 2003.
45. JUCÁ, J. F. T., MACIEL, F. J. Permeabilidade ao Gás de um Solo Compactado não Saturado, Anais do IV Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, São José dos Campos, São Paulo, pp 384-391, 1999.
46. JUCÁ, J. F. T., MONTEIRO, V. E. D., OLIVEIRA, F. J. S., MACIEL, F. J. Monitoramento Ambiental do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca, III Seminário Nacional sobre Resíduos Sólidos Urbanos. Toledo – Paraná, 1999.
47. JUNQUEIRA, F. F. Análise do Comportamento de Resíduos Sólidos Urbanos e Sistemas Dreno-Filtrantes em Diferentes Escalas, com

referência ao aterro do Jóquei Clube-DF. Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. Brasília – DF, 2000.

48. KINMAN, R. N., RICKABAUGH, J., DONNELLY, D., NUTINI., LAMBERT, M. Evaluation and Disposal of Waste Materials within 19 Test Lysimeters at Center Hill. Washington, U.S. Environmental Protection Agency, 1986. 188p.
49. KNOCHENMUS, L.A. BOWMAN, GERONIA (Moe). Transmissivity and Water Quality of Water-producing zones in the Intermediate Aquifer System. Geological Survey Water Resources Investigations Report 98-4091, pp. 27. Sarasota County, Florida: U.S., (1998).
50. KIM, M. The study of landfill microbial communities using landfill gas and landfill gas condensate. Tese (Ph.D) Department Bioscience and Biotechnology – Drexel University, 2003 p.115.
51. KUMAR, S., MONDAL, A. N., GAIKWAD, S. A., DEVOTTA, S., SINGH, R. N. Qualitative Assessment of methane emission inventory from municipal solid waste disposal sites: a case study. Atmospheric Environment 38 (2004) 4921-4929. Disponível em: <[www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com)> acesso: 15/09/2007.
52. LAMBORN, J. M., FRECKER, G. B. A Review of Landfill Decomposition Modelling. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium. Italy, Sardinia (2003).
53. LANDVA, A. O. & CLARK, J. I. Geotechnics of Waste Fill, Geotechnics of Waste Fill – Theory and Practice, ASTM STP 1070, Arvid Landva, G. David Knowles, editors, ASTM, Philadelphia, pp. 86-106. (1990).
54. LAURENTI, A. Qualidade de Água I. Imprensa Universitária. Universidade Federal de Santa Catarina. Livro. v 250. 89p. Florianópolis, 1997.
55. LAWRENCE, A. W. & MCCARTY, P.L. The Role of Sulfide in Preventing Heavy Metal Toxicity in Anaerobic Treatment. J. WPCF, V. 37, pp 392-409. (1965).
56. LEITE, L. E. H. B. C., MAHLER, C. F., FILHO, L. F. B. Avaliação do potencial de receitas derivadas do biogás de aterros. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005. Campo Grande, MS. Anais do congresso. Rio de Janeiro. ABES, 2005.
57. LEITE, W. C. A. Estudo do comportamento da temperatura, pH e teor de umidade na decomposição de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário. São Carlos, 1991, Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos /USP. 180p.

58. LEVINE, A. D., HARWOOD, V. J., CARDOS, A. J., RHEA, L. R., KAYAK, B. S., DOGDE, B. M., DECHER, M. L., DZAMA, M. L., DZAMA, G., JONES, L., HALLER, E. Assessment of biogeochemical deposits in landfill leachate drainage systems. Florida: University of South Florida, 2005. Project Final.
59. LIMA, L. M. Q. Estudo da Influência da Reciclagem de Chorume na Aceleração da Metanogênese de Aterros Sanitários. Tese de Doutorado. EESC/USP, 1988.
60. \_\_\_\_\_. Lixo: tratamento e biorremediação. São Paulo: Hemus, 1995.
61. LIMA, L.M.Q & NUNES, C.R. Aterro Sanitário Celular. Apostila (1994).
62. LINS, E. A. M. A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003.
63. LINS, E. A. M., MACIEL, F. J., JUCÁ, J. F. T., BRITO, A. R., ALVES, I. R. F. S. Avaliação da insalubridade causada pelo biogás de um aterro de resíduos sólidos urbanos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005. Campo Grande, MS. Anais do congresso. Rio de Janeiro. ABES, 2005.
64. MACIEL, F. J. Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro da Muribeca/PE. 158p. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003.
65. MACIEL, F. J., MARIANO, M. O. H., FUCALE, S. P., JUCÁ, J. F. T. Plano de Monitoramento da Célula Experimental de RSU no aterro da Muribeca/PE. In: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. Anais do REGEO 2007, Recife-PE, 2007. 8p.
66. MCBEAN, E. A., FARQUHAR, G. J. An examination of temporal / spatial variations in landfill - generated methane gas . *Water Air Soil Poll.* (13) 158-172, 1980.
67. MCBEAN, E. A., ROVERS, F. A., FARQUHAR, G. J. Solid Waste Landfill Engineering and Design. Prentice Hall PTR, pp.521. (1995).
68. MCCARTY, P. L. In situ Bioremediation of Chlorinated Solvents. Current Opinon, Biotechnilogy, Vol. 4, pp. 323-330. (1993).
69. MELO, M. C. Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003.
70. MELO, V. L. A. Estudos de Referência para Diagnóstico Ambiental em Aterros de Resíduos Sólidos. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2000.

71. MENDES, L. G. G. Proposta de um Sistema para Aproveitamento Energético de um Aterro Sanitário Regional na Cidade de Guaratinguetá. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá. Guaratinguetá, 2005. p. 161.
72. MONTEIRO, V. E. D. Análises químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca. Tese de Doutorado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003.
73. NBR 8419 - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Apresentação de projetos de aterros sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – procedimentos. Rio de Janeiro, 1992.
74. NBR 10007 – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. Amostragem de resíduos. Rio de Janeiro, 2004.
75. OLIVEIRA, F. J. Características Geotécnicas de Aterro Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos. Simpósio Internacional de Destinação do Lixo. Salvador – BA. p142.
76. PALMISANO, A. C., BARLAZ, M. A. Microbiology of Solid Waste, CRC Press, Inc., Boca Raton, Flórida, USA, 1996.
77. PEREIRA, J. F., PASTORE, E. L., SOUZA, N. M., SILVEIRA, R. B. Caracterização Geológico- geotécnico da Área de Deposição de Resíduos Sólidos no aterro do Jóquei Clube no Distrito Federal. Volumes 1 a 4. Universidade de Brasília – FINATEC – SLU, Brasília, 1997. Relatório Técnico.
78. PFEFFER, J.T. Treatment of Leachate from Land Disposal Facilities. In proceedings of the Waste Tech 86 Conference: Preparing Now for Tomorrow's Needs. Chicago. USA. pp 22-23. (1986).
79. REAL, J. L. G. Riscos Ambientais em Aterros de Resíduos Sólidos com Ênfase na emissão de Gases. Dissertação de mestrado – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2005. p183.
80. REINHART, D. R., TOWNSEND. T., McCREANOR, P. Instrumentation for in situ monitoring of municipal solid waste landfill processes. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium. Italy, Sardinia (2003).
81. REES, J. F. The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter. J. Chem. Biotechnical, N° 30. (1980).
82. REIS, M. F.P., ELWANGER, R. M. Metais Pesados em Compostos de Resíduos Sólidos Urbanos. IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre – RS, 2004.

83. RIBEIRO, N. J. M. S. Estudos dinâmicos do processo de digestão anaeróbia com vista ao desenvolvimento de um sistema inteligente de supervisão baseado em conhecimento. Tese (mestrado) – Universidade do Minho (1999), p 99.
84. ROCHA, E. M. R. Desempenho de um sistema de lagoas de estabilização na redução da carga orgânica do percolado gerado no aterro da Muribeca (PE). Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2005. p151.
85. ROCKET, A. P. A Critical Evolution of Factors Required to Terminate the Post-Closure Monitoring period at Solid Waste Landfills. Dissertation submitted to de Graduate Faculty of North Carolina State University in partial fulfillment of the requirements for the Degree of Master of Science. Department of Civil Engineering. Raleigh. (2000).
86. SANCHEZ, P. S. Atualização em Técnicas para o Controle Microbiológico de Águas Minerais, Universidade Mackenzie – Pós Graduação em Ciências Ambientais. SP, (1999).Seminário.
87. SANTOS, A. F. M. S. Caracterização, Avaliação da Biodegradabilidade Aeróbia e Anaeróbia e Tratamento em Reator UASB do Chorume do Aterro da Muribeca, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife PE, pp. 1-168. (2003).
88. SCHEUTZ. C., BOGNER. J., MORCET. M., KJELDSEN. P. Aerobic Degradation of Non-methane Organic Compounds in Landfill Cover Soils. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium. Italy, Sardinia (2003).
89. SIMÕES, G. F. Modelo para Avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos. Tese (Doutorado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (2000), p 106.
90. SILVA, F. V. B., LANGE, L. C., SIMÕES, G. F., FERREIRA, C. F. A., VIANA, D. F. Avaliação da Influência da Correção do Teor de Umidade na Degradação Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005. Campo Grande, MS. Anais do congresso. Rio de Janeiro. ABES, 2005. v. 1.
91. SOUTO, G. D. B., POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte – MG. 2007.
92. SOUZA, G. Monitoramento de Parâmetros Qualitativos e Quantitativos de Líquidos Percolados de Aterros Sanitários – Estudo em Piloto Experimental. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina (2005), p 114.

93. SUFLITA, J. M., GERBA, C. P., HAM, R. K., PALMISANO, A. C., RATHJE, W. L., ROBISON, J.A. The world 's largest landfill *Environ. Sci Techn.*, 26(8): 1468-95, 1992.
94. SWATI, M., KURIAN, J., NAGENDRAN, R. Bioreactor Landfill Lysimeter Studies on Indian Urban Refuse. In: International Waste Management and Landfill Symposium, 20, 2005. Cagliari, Italy. Proceedings Sardinia 2005.
95. TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VINIL, S. Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. New York: Irwin MacGraw-Hill, 1993. 978p.
96. U. S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. Landfill off-gas collection and treatment system. Technical letter n° 1110-1160, Depart. Of The Army, Washington DC, USA.1995.
97. WATSON-CRAIK, I. A., JONES. R. Selected Approaches for the Investigation of Microbial Interactions in Landfill Sites. In: Senior, E. (Ed). Microbiology of Landfill Sites, CRC Press, 1995. pp. 31-65.
98. WHITE, J., HAARSTRICK, A., KINDLEIN, J., REICHEL, T., IVANOVA, L.K., BEAVEN, R.P. Experimental Investigations of Organic Waste Degradation and Comparison of two Numerical Simulations. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia-Italy, 2005.
99. WHO. International Reference Center for Wastes Disposal. Methods of analysis of sewage sludge solid waste and compost. Switzerland, 1979.
100. YOUCAI, Z., LUOCHUN, W., RENHUA, H., DIMIN, X., GUOWEI, G. A Comparison of refuse attenuation in laboratory and field scale lysimeters. Waste Management, v. 22, n.1, p. 29-35, 2002.
101. ZACHAROF, A. I., BUTLER, A. P. Stochastic modelling of landfill leachate and biogas production incorporating waste heterogeneity. Waste Mangement 24 (2004). Pp 453-462. Disponível em: [www.sciencedirect.com](http://www.sciencedirect.com) acesso em: 12/06/2007.

# Livros Grátis

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

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

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