UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
DOUTORADO EM ENGENHARIA CIVIL

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO COMPORTAMENTO DE ATERROS SIMULADOS

Perboyre Barbosa Alcântara

pbalcantara@msn.com

RECIFE, JULHO DE 2007

Perboyre Barbosa Alcântara

AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO COMPORTAMENTO DE ATERROS SIMULADOS

Tese submetida ao corpo docente da Coordenação dos Programas de Pós-Graduação da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil.

Área de concentração: Geotecnia
Linha de pesquisa: Geotecnia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá

Co-orientadores: Profa. Dra. Janete Magali de Araújo
Profa. Dra. Maria de Los Ângeles Perez Palha
Profa. Dra. Maria Alice Gomes de Andrade Lima

RECIFE, JULHO DE 2007

Alcântara, Perboyre Barbosa
Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados / Perboyre Barbosa Alcântara. – Recife : O Autor, 2007.
364 folhas : il., fig., tab.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Engenharia Civil, 2007.

Inclui bibliografia.

1. Geotecnia ambiental – Resíduos sólidos urbanos – Aterros lisímetros – Biodegradação. 2. Microbiologia – Lixiviado – Gás de aterros. I. Título.

628.4	**CDU (2.ed.)**	**UFPE**
628.44	**CDD (22.ed.)**	**BC2007-101**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO - UFPE
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS–GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
Telefone: (81) 2126-8977 Fax: (81) 2126-8219 www.poscivil.ufpe.br
Rua Acadêmico Hélio Ramos, s/n – Cidade Universitária – Recife – PE – CEP 50740-530

ATA DA DEFESA DE TESE DE DOUTORADO DE PERBOYRE BARBOSA ALCÂNTARA

Aos 02 (dois) dias do mês de junho* do ano 2007 (dois mil e sete), às 14:30 (quatorze e trinta) horas, no Centro de Tecnologia e Geociências da Universidade Federal de Pernambuco, reuniu-se a Banca Examinadora para a defesa de Tese de Doutorado de **Perboyre Barbosa Alcântara**, aluno do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Modalidade Doutorado, Área de Concentração **Geotecnia**, composta pelos Professores Doutores **José Fernando Thomé Jucá**, D. Sc., Orientador e Presidente, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco; **Jurandyr Povinelli**, D. Sc., Examinador Externo, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo; **Gustavo Ferreira Simões**, D. Sc, Examinador Externo, Departamento de Engenharia de Transportes e Geotecnia, Universidade Federal de Minas Gerais; **Maria de Los Angeles Perez Fernandez Palha**, D. Sc., Co-Orientador e Examinador Externo, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco; **Ivaldo Dário da Silva Pontes Filho**, D. Sc., Examinador Interno, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Como suplentes foram indicados os professores **Sílvio Romero de Melo Ferreira**, D. Sc., Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Suplente Interno e **Armando Borges de Castilhos Júnior**, Ph.. D., Departamento de Engenharia Sanitária, Universidade Federal de Santa Catarina, Suplente Externo, cujos nomes foram indicados em Reunião do Colegiado da Pós-Graduação de Engenharia Civil. Iniciando a sessão, o Professor **José Fernando Jucá**, Orientador e Presidente da Banca, apresentou a Banca Examinadora e, em seguida, concedeu ao Doutorando **Perboyre Barbosa Alcântara**, 40 (quarenta) minutos para a apresentação da Tese de Doutorado intitulada **"AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO COMPORTAMENTO DE ATERROS SIMULADOS"**. Terminada a apresentação do Doutorando, o Professor **José Fernando Jucá** passou a palavra ao Professor **Jurandyr Povinelli**, Examinador Externo, que argüiu o doutorando **Perboyre Alcântara** que se defendeu usando a palavra. Em seguida, o Professor **José Fernando Jucá** passou a palavra ao Professor **Gustavo Ferreira Simões**, Examinador Externo, que argüiu doutorando **Perboyre Alcântara** que se defendeu usando a palavra. Depois, o Professor **José Fernando Jucá** passou a palavra à Professora **Maria de Los Angeles Perez Palha**, Examinador Externo e Co-Orientador, que argüiu doutorando **Perboyre Alcântara** e fez comentários a respeito da tese. Em seguida, o Professor **José Fernando Jucá** passou a palavra para ao Professor **Ivaldo Dário Pontes Filho**, Examinador Interno, que argüiu doutorando **Perboyre Alcântara** que se defendeu usando a palavra. Finalizando, o Professor **José Fernando Jucá** fez algumas considerações e encerrou a defesa solicitando aos presentes que se retirassem do recinto para que a Banca Examinadora se reunisse. Após 5 (cinco) minutos foi reaberta a sessão e tornado público a menção **"APROVADO COM DISTINÇÃO"**, que foi dada por unanimidade pela Banca Examinadora. Eu, ANDRÉA NEGROMONTE VIEIRA MATOSO, SECRETÁRIA, lavrei a presente **ATA**, que dato e assino com quem de direito. Recife, 02 de julho de 2007.

JOSÉ FERNANDO THOMÉ JUCÁ
JURANDYR POVINELLI
GUSTAVO FERREIRA SIMÕES
MARIA DE LOS ANGELES PEREZ FERNANDES PALHA
IVALDO DÁRIO DA SILVA PONTES FILHO
PERBOYRE BARBOSA ALCÂNTARA

*Em tempo: onde-se lê-se junho, leia-se JULHO.

À Deus, fonte de toda iluminação ...

Aos meus filhos Pedro, Thiago e Gabriel, protagonistas dos momentos mais felizes das nossas vidas... e à minha esposa Kátia, pelo carinho, paciência, compreensão...

Aos meus pais Aderilo e Ana (Santaninha) e aos meus irmãos Simone, Solange, Alcântara e Aderilo Filho, pelo apoio incondicional, amizade, incentivo...

AGRADECIMENTOS

Ao CEFET-CE, especialmente aos amigos e colegas da área de Construção Civil, agradeço pela oportunidade de dar continuidade ao meu desenvolvimento profissional.

Ao CNPq, à FINEP, FUNCAP e EMLURB/ATEPE, pelo apoio financeiro que possibilitou o desenvolvimento deste trabalho de pesquisa.

Ao orientador Prof. Fernando Jucá, coordenador do Grupo de Resíduos Sólidos (GRS), agradeço a oportunidade, a confiança no meu trabalho, e as valiosas contribuições para a tese.

Às co-orientadoras Professoras Janete Magali, Ângeles Perez e Alice Lima, pelas contribuições a esse trabalho de pesquisa, críticas construtivas e pela condução dos trabalhos de analises microbiológicas nos laboratórios do Depto. de Antibióticos e do Depto. de Engª. Química (UFPE).

À Profa. Cristina Moreira (Tina) da UFRJ, a quem devo um especial reconhecimento pelas contribuições, amizade, estímulo e sua magnífica disposição de colaborar com as atividades desenvolvidas durante todo o trabalho de pesquisa.

Ao amigo e colega Engº Antônio Brito, exemplo de dedicação ao trabalho, pelo valioso apóio técnico e pela atenção dispensada, especialmente, nas horas mais difíceis.

À Fabrícia Santana, Araeska Carena, Ingred Roberta e Cláudia, pela realização de análises microbiológicas.

À Marcello Vitor, Leonardo, Débora Feijó, Alessandra, Emmanoel Ferreira e Raquel Palha, pela colaboração em análises realizadas no laboratório de Geotecnia Ambiental da UFPE..

Á Keila Beltrão, Santulla Bernardes e Christiane Barbosa pela cordialidade e amizade sincera.

Ao amigo e colega José Beldson, pela amizade concedida especialmente nos momentos de dificuldades.

À Odete Mariano, pela gentileza do envio de alguns artigos e pelo empenho no sentido de conseguir recursos financeiros para os projetos do GRS.

Aos demais companheiros e companheiras do Grupo de Resíduos Sólidos (GRS/UFPE), Veruschka Monteiro, Eduardo Lins, Elisângela (PA), Elisângela (PB), Cecília Lins, Felipe Marciel, Stella Fucale, Andréa Lima, Rodrigo, Régia e Rose, pela troca de experiências e pelas contribuições em nossa caminhada.

À todos que fazem parte da "família" Aterro da Muribeca, nominalmente, Washington, Padilha, Adauto, Eduardo, Alemão, Oliabe e Elias, pelo apóio durante a montagem e monitoramento dos experimentos de campo.

Aos operários da LOQUIPE e aos "recicladores" da Associação de Catadores do Aterro da Muribeca, sem os quais não teria sido possível manipular quase 10 toneladas de lixo, durante as operações de preenchimento dos lisímetros.

Aos funcionários do Laboratório de Solos (UFPE) Sr. Severino e João Teles, pela ajuda nas análises de solos.

Ao Técnico João Carlos, pela realização de análises no laboratório do Depto. de Física (UFPE).

Ao Engº Barbosa, pela ajuda na caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos.

Ao Prof. Manfred, pelas sugestões e pelas análises realizadas na Central Analítica - Depto. de Química (UFPE).

À Profa. Margareth Alheiros e ao Prof. Aldemar Menor do Depto. de Geologia, pelas sugestões, incentivo e amizade.

Ao Prof. Maurício do Depto. de Engª Química (UFPE), pelas sugestões apresentadas durante o exame de qualificação.

À Profa. Márcia do Depto. de Antibióticos (UFPE), com quem pude trocar algumas idéias sobre o desenvolvimento do trabalho.

À funcionárias da secretaria de Pós-graduação do Depto. de Engenharia Civil/ UFPE (Sra. Laudenice e Andréia) pelo apóio e dedicação ao trabalho.

Ao Prof. Carlos Baltazar e ao Técnico Marcelo do Laboratório LTM, Depto. de Engenharia de Minas, pela utilização do referido laboratório para processamento das amostras de resíduos sólidos.

À Tereza Laranjeiras, pelas dicas e ajuda na formatação das referências bibliográficas.

Enfim, a todos que contribuíram para a realização deste trabalho. Obrigado!

RESUMO

O desenvolvimento de pesquisas, envolvendo aterros em escala real, apresenta alguns inconvenientes, como: custo elevado, grande número de variáveis envolvidas no processo e a dinâmica de operação do aterro, que dificulta a obtenção sistemática de dados sob condições conhecidas ou controladas. Sendo assim, células experimentais de pequenas dimensões, simulando aterros sanitários, podem contribuir para a análise do comportamento de resíduos sólidos urbanos (RSU), possibilitando, para situações particulares, uma melhor avaliação de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos durante a evolução do processo de biodegradação.

A presente pesquisa aborda o comportamento geral de aterros simulados (lisímetros) e o processo evolutivo de degradação dos resíduos aterrados, considerando-se as condições climáticas e a composição dos resíduos. Para isso, foram construídos dois lisímetros de formato cilíndrico, com um volume interno de, aproximadamente, 10 m^3. Os experimentos, operados em condições de campo, foram montados na área do Aterro de Resíduos Sólidos de Muribeca, localizado no Município de Jaboatão dos Guararapes (PE), que faz parte da Região Metropolitana do Recife. Um dos lisímetros foi construído em agosto de 2004, no final do período chuvoso, e o outro, em julho de 2005, em pleno período de chuvas. Em cada lisímetro, foi confinado um volume de, aproximadamente, 8 m^3 de RSU, provenientes de três bairros da cidade do Recife–PE. No primeiro lisímetro, utilizaram-se resíduos com 45 % de matéria orgânica e, no outro, com 59 %. Foram analisados os dados da caracterização dos elementos que compõem os aterros simulados e os resultados do monitoramento de sólidos, líquidos e gases, que envolveu medições de campo (temperatura, recalques da massa de lixo e concentrações de CH_4, CO_2 e H_2S) e coleta periódica de amostras para análises laboratoriais de vários parâmetros, como: teor de umidade, concentrações de microrganismos aeróbios e anaeróbios (celulolíticos, amilolíticos, proteolíticos, coliformes, *Pseudomonas aeruginosa*, fungos) sólidos voláteis, Eh, pH, DBO, DQO, nitrato, amônia, metais, carbono, hidrogênio e nitrogênio.

Os resultados indicaram que as condições climáticas e a composição dos resíduos podem influir consideravelmente na evolução das concentrações de gases (CH_4 e CO_2), nas concentrações de microrganismos (hidrolíticos-fermentativos e anaeróbios totais), na magnitude dos recalques, na geração de lixiviado e na umidade dos resíduos e da camada de cobertura. E, ainda, o comportamento geral da grande maioria dos parâmetros analisados, nos dois experimentos, foi compatível com os resultados obtidos em aterros de RSU.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos; Geotecnia ambiental; Aterro lisímetro; Microbiologia e biodegradação; Lixiviado e gás de aterro.

ABSTRACT

Development of research involving landfills in full scale has some inconveniences such as high costs, the large number of variables involved in the process and the operational dynamics of the landfill which complicates a systematic collection of data under known or controlled conditions. For this reason, experimental cells in reduced scale, simulating landfills, can contribute to the analysis of the behavior of municipal solid waste (MSW), allowing, in particular scenarios, a better evaluation of the physical, chemical and microbiological parameters during the evolution of the biodegradation process.

This study approaches the general behavior of simulated landfills (lysimeters) and the evolutionary process of waste degradation, considering weather conditions and waste composition. Two cylindrical lysimeters were constructed, with an internal volume of approximately 10 m³, and operated in field conditions in the Muribeca Solid Waste Landfill, located in the city of Jaboatão dos Guararapes (metropolitan area of Recife, PE, Brazil). One of the lysimeters was constructed in August/2004, at the end of the rain season, and the other in July/2005, at the peak of the rain season. Each lysimeter was filled with approximately 8 m³ of MSW taken from three neighborhoods of Recife, with an organic content of 45 % in the first lysimeter and 59 % in the second one. Data from the characterization of the elements in simulated landfills as well as results from the monitoring of solids, liquids and gases were analyzed; involving field measurements (temperature, settlements of the waste mass and concentration of CH_4, CO_2 and H_2S) and periodical collection of samples for laboratory analysis of several parameters like: moisture content, concentration of aerobic and anaerobic microorganisms (cellulolytic, amylolytic, proteolytic, coliforms, *Pseudomonas aeruginosa*, fungi), volatile solids, Eh, pH, BOD, COD, nitrate, ammonia, metals, carbon, hydrogen and nitrogen.

The results indicated that weather conditions and waste composition can have considerable influence in the evolution of the concentration of gases (CH_4 and CO_2), concentration of microorganisms (hydrolytic-fermentative and anaerobic totals), magnitude of settlements, generation of leachate and moisture of waste and cover layer. In addition, the general behavior of most of the analyzed parameters, in both experiments, was in ordinance with the results seen in MSW landfills.

Keywords: Municipal solid waste; Environmental geotecnical; Landfill lysimeter; Microbiology and Biodegradation; Leachate and landfill gas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Representação esquemática do ecossistema aterro sanitário..... 35

Figura 2.2 – Sondagem em célula do aterro de Muribeca, RMR-PE: (a) Equipamento de sondagem a percussão; (b) Amostrador tipo SPT..... 38

Figura 2.3 – Corte esquemático indicando a coleta de amostra de resíduos e instrumentação para monitoramento de temperatura e deslocamentos de um aterro..... 41

Figura 2.4 – Poço para medição de nível e coleta de lixiviado..... 44

Figura 2.5 – Medição da concentração de gases em furo de sondagem de uma célula do aterro da Muribeca, RMR-PE..... 46

Figura 2.6 – Esquema para coleta de amostra de gás em aterro..... 46

Figura 2.7 – Aparatos utilizados na medição do fluxo de gás..... 46

Figura 2.8 – Ilustração de ensaios com sistema estático e sistema dinâmico 47

Figura 2.9 – Distribuição granulométrica de RSU via peneiramento e/ou sedimentação..... 55

Figura 2.10 – Classificação dos microrganismos em função da temperatura de crescimento..... 64

Figura 2.11 – Grupos microbianos e rotas metabólicas possivelmente utilizadas na digestão..... 77

Figura 2.12 – Esquema da biodegradação de proteínas e outros compostos nitrogenados..... 93

Figura 2.13 – Representação esquemática de volume elementar de RSU..... 97

Figura 2.14 – Fases de degradação e concentração de gases em aterros..... 98

Figura 2.15 – Fases de degradação e parâmetros indicadores da estabilidade da matéria orgânica em aterros..... 99

Figura 2.16 – Fatores que afetam a produção de gás em aterros..... 100

Figura 2.17 – Balanço de gás..... 101

Figura 2.18 – Fontes de umidade que contribuem para a formação do lixiviado em aterros..... 103

Figura 2.19 – Classificação de lisímetros para análise de resíduos sólidos urbanos 108

Figura 2.20 – Construção de um aterro lisímetro para resíduos sólidos urbanos.... 109

Figura 2.21 – Construção de aterro lisímetro em concreto..... 109

Figura 2.22 – Lisímetros preparados a partir de tubos de PVC..... 110

Figura 2.23 – Desenhos esquemáticos de lisímetros feitos em PVC..... 112

Figura 2.24 - Células piloto experimentais..... 115

Figura 2.25 - Células experimentais construídas no aterro da cidade de Catas Altas-MG 115

Figura 2.26 - Vista geral dos lisímetros e detalhe da recirculação do lixiviado 116
Figura 3.1 – Projeto dos lisímetros: Corte esquemático e Vista Superior..... 118
Figura 3.2 – Etapas de construção do Lisímetro 2..... 120
Figura 3.3 – Execução de camada de impermeabilização de base..... 121
Figura 3.4 – Execução do sistema de drenagem do Lisímetro 1..... 122
Figura 3.5 – Detalhe de instalação do dreno de gás no Lisímetro 1..... 123
Figura 3.6 – Posicionamento do termopar T6 no piezômetro do Lisímetro 2..... 124
Figura 3.7 – Fixação e posicionamento dos termopares antes do enchimento do Lisímetro 1..... 124
Figura 3.8 – Revestimento de placa de recalque com "plast film"..... 125
Figura 3.9 – Fotos ilustrativas do posicionamento dos discos D1 e D2..... 126
Figura 3.10 – Pesagem e descarga dos resíduos usados no preenchimento do L 1.. 128
Figura 3.11 – Procedimentos para homogeneização e redução por quarteamento de amostra usada no preenchimento do L 1..... 128
Figura 3.12 – Esquema de preparação de amostras e preenchimento dos lisímetros 130
Figura 3.13 – Pesagem para determinação de massa específica aparente dos resíduos frescos..... 131
Figura 3.14 – Segregação de plásticos em categorias para composição gravimétrica..... 132
Figura 3.15 – Peneiramento para análise granulométrica dos resíduos..... 133
Figura 3.16 – Ensaio por compactação com amostra de lixo fresco..... 133
Figura 3.17 – Pesagem inicial de amostra para determinação de teor de umidade..... 134
Figura 3.18 – Retalhamento de amostra usada para caracterização físico-química e microbiológica..... 135
Figura 3.19 – Moinho de rotor usado para triturar as amostras de resíduos..... 136
Figura 3.20 – Comparação da granulometria da amostra antes e após o processamento em moinho..... 136
Figura 3.21 – Posicionamento da instrumentação antes de iniciar o enchimento do L2..... 140
Figura 3.22 – Etapas do preenchimento dos lisímetros..... 141
Figura 3.23 – Regularização do topo da camada de resíduos e instalação das placas de recalques..... 142
Figura 3.24 – Execução da camada de cobertura e drenagem superficial..... 143
Figura 3.25 – Vista geral dos lisímetros em operação..... 143
Figura 3.26 – Posicionamento dos elementos dos lisímetros antes e imediatamente após a conclusão de camada de cobertura..... 145

Figura 3.27 – Coleta de amostra para determinação de massa específica aparente da camada de cobertura..... 146

Figura 3.28 – Painel de controle do permeâmetro e montagem da célula de ensaio 147

Figura 3.29 – Medida das dimensões do corpo de prova para avaliação de retração 150

Figura 3.30 – Leitura de concentração de gases no tubo de drenagem de gás do L1 151

Figura 3.31 – Leitura de temperatura no Lisímetro 1..... 152

Figura 3.32 – Detalhes do sensor magnético e da leitura de recalque no L 2..... 153

Figura 3.33 – Coleta de sólidos utilizando o amostrador tipo Shelb, trado helicoidal e acondicionamento em saco com fecho hermético..... 155

Figura 3.34 – Acondicionamento de amostra de resíduos em jarra para anaeróbios 155

Figura 3.35 – Coleta de amostra para monitoramento do teor de umidade da camada de cobertura..... 156

Figura 3.36 – Coleta de lixiviado para análises físico-químicas e microbiológicas 159

Figura 3.37 – Medição de Eh e pH com amostra de lixiviado..... 160

Figura 3.38 – Coleta de amostra de resíduos sólidos através de sondagem SPT na Célula 8 do aterro da Muribeca – Set/04..... 161

Figura 4.1 – Vista geral da jazida que forneceu o solo usado na execução das camadas de cobertura e base dos lisímetros 1 e 2..... 162

Figura 4.2 – Curvas granulométricas do solo utilizados nas camadas de base e cobertura dos lisímetros 1 e 2..... 164

Figura 4.3 – Curvas de variação da massa especifica aparente seca em função da umidade referente ao ensaio de Proctor normal..... 167

Figura 4.4 – Curva de contração do solo compactado na umidade ótima..... 169

Figura 4.5 – Curva de contração do solo compactado com umidade acima de ótima 169

Figura 4.6 – Variação volumétrica do solo em função da perda de umidade..... 170

Figura 4.7 – Coeficiente de permeabilidade ao ar em função do grau de saturação 174

Figura 4.8 – Coeficiente de permeabilidade ao ar em função da umidade do solo .. 174

Figura 4.9 – Variação da velocidade de fluxo em função do gradiente de pressão 175

Figura 4.10 – Curva característica do solo utilizado na camada de cobertura dos lisímetros..... 177

Figura 4.11 – Redução no grau de saturação x sucção matricial do solo de cobertura 177

Figura 4.12 – Composição gravimétrica dos resíduos utilizados no preenchimento do Lisímetro 1 em relação ao peso úmido..... 183

Figura 4.13 – Composição gravimétrica dos resíduos utilizados no preenchimento do Lisímetro 2 em relação ao peso úmido..... 184

Figura 4.14 – Curvas granulométricas dos resíduos utilizados nos lisímetros L1 e L2 187

Figura 4.15 – Curvas de variação da massa específica aparente seca dos resíduos em função da umidade - Ensaio de Proctor normal..... 189

Figura 4.16 – Difratograma de Raios-X referente aos resíduos do Llisímetro 1..... 193

Figura 4.17 – Difratograma de Raios-X referente aos resíduos do Lisímetro 2..... 193

Figura 4.18 – Variação da umidade da camada de cobertura e da precipitação pluviométrica em função do tempo – Lisímetro 1 199

Figura 4.19 – Variação da umidade da camada de cobertura e da precipitação pluviométrica em função do tempo –Lisímetro 2..... 199

Figura 4.20 – Precipitação pluviométrica e evaporação durante o período de monitoramento dos lisímetros..... 200

Figura 4.21 – Efeitos da contração do solo na camada de cobertura dos lisimetros 201

Figura 4.22 – Deformação da calha de drenagem superficial em decorrência da expansão do solo..... 202

Figura 4.23 – Evolução do potencial hidrogeniônico dos resíduos sólidos nos dois lisímetros..... 204

Figura 4.24 – Evolução do potencial hidrogeniônico médio das amostras sólidas e do lixiviado nos dois lisímetros..... 205

Figura 4.25 – Evolução do potencial redox dos resíduos sólidos nos dois lisímetros 208

Figura 4.26 – Evolução do potencial redox das amostras sólidas (valor médio) e do lixiviado nos dois lisímetros..... 209

Figura 4.27 – Correlação entre os potenciais redox e hidrogeniônico..... 211

Figura 4.28 – Evolução do teor de umidade dos resíduos no dois lisímetros..... 213

Figura 4.29 – Variação da temperatura da massa de resíduos e solo de cobertura em função do tempo, nos lisímetros 1 e 2..... 218

Figura 4.30 – Variação de temperatura com a profundidade dos resíduos..... 221

Figura 4.31 – Indicação da faixa de temperatura predominante nos lisímetros..... 223

Figura 4.32 – Variação dos teores médios de SV dos resíduos em função do tempo de aterramento..... 225

Figura 4.33 – Evolução temporal dos recalques da massa de resíduos medidos na superfície e em profundidade..... 228

Figura 4.34 – Evolução temporal da velocidade média de recalques medidos nos lisímetros..... 231

Figura 4.35 – Evolução temporal da deformação específica da massa de resíduos medida na superfície e em profundidade..... 233

Figura 4.36 – Curvas de variação do recalque com o logaritmo do tempo 234

Figura 4.37 – Curvas de ajuste ao modelo Sowers e de estimativas de recalques... 238

Figura 4.38 – Curvas de ajuste ao modelo proposto por Bjamgard e Edgers (1990) 240

Figura 4.39 – Curvas de ajuste e previsão de recalques referente ao modelo Meruelo 242

Figura 4.40 – Curvas de ajuste e previsão ao modelo Gandolla et al (1992)..... 246

Figura 4.41 – Curvas de ajuste referente ao modelo Edgers & Noble (1992..... 248

Figura 4.42 – Concentração de coliformes totais e termotolerantes em amostras de resíduos sólidos em função do tempo..... 251

Figura 4.43 – Concentrações de coliformes e P. aeruginosa em amostras de lixiviado em função do tempo..... 253

Figura 4.44 – Correlação entre as concentrações de coliformes totais no lixiviado e resíduos sólidos no L1..... 254

Figura 4.45 – Concentrações de P. aeruginosa em amostras de resíduos sólidos, em função do tempo..... 256

Figura 4.46 – Concentrações de fungos em amostras de resíduos sólidos em função do tempo..... 258

Figura 4.47 – Concentrações de microrganismos celulolíticos em amostras de resíduos sólidos em função do tempo..... 262

Figura 4.48 – Curva típica de crescimento microbiano em cultura intermitente.... 264

Figura 4.49 – Curvas de ajuste aos dados experimentais – concentrações médias de celulolíticos anaeróbicos das amostras A e B..... 265

Figura 4.50 – Concentrações de microrganismos celulolíticos em amostras de lixiviado em função do tempo..... 266

Figura 4.51 – Relação entre as concentrações de microrganismos celulolíticos em amostras de lixiviado e de resíduos sólidos-média das amostras A e B 267

Figura 4.52 – Concentrações de microrganismos amilolíticos em amostras de resíduos sólidos em função do tempo..... 268

Figura 4.53 – Curvas de ajuste aos dados experimentais – concentrações médias de amilolíticos anaeróbicos das amostras A e B..... 270

Figura 4.54 – Concentrações de microrganismos amilolíticos em amostras de lixiviado em função do tempo..... 271

Figura 4.55 – Relação entre as concentrações de microrganismos amilolíticos em amostras de lixiviado e de resíduos sólidos-média das amostras A e B 271

Figura 4.56 – Concentrações de microrganismos proteolíticos em amostras de resíduos sólidos em função do tempo..... 273

Figura 4.57 – Curvas de ajuste aos dados experimentais – concentrações médias de proteolíticos anaeróbicos nas amostras A e B..... 274

Figura 4.58 – Concentrações de microrganismos proteolíticos em amostras de lixiviado em função do tempo..... 275

Figura 4.59 – Relação entre as concentrações de microrganismos proteolíticos em amostras de lixiviado e de resíduos sólidos-média das amostras A e B 276

Figura 4.60 – Relação entre as concentrações de hidrolíticos-fermentativos aeróbios e anaeróbios em cada lisímetro – amostras A e B..... 278

Figura 4.61 – Relação entre as concentrações de hidrolíticos-fermentativos aeróbios e anaeróbios nos dois lisímetros – amostras A e B..... 279

Figura 4.62 – Relação entre as concentrações de hidrolíticos-fermentativos aeróbios e anaeróbios em cada lisímetro – amostras de lixiviado..... 281

Figura 4.63 – Relação entre as concentrações de hidrolíticos-fermentativos aeróbios e anaeróbios nos dois lisímetros – amostras de lixiviado..... 282

Figura 4.64 – Concentrações de microrganismos heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais em amostras de resíduos sólidos em função do tempo..... 285

Figura 4.65 – Relação entre as concentrações de heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais nos dois lisímetros – amostras A e B..... 286

Figura 4.66 – Concentrações de microrganismos heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais no lixiviado, em função do tempo 287

Figura 4.67 – Relação entre as concentrações de heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais no lixiviado dos lisímetros 288

Figura 4.68 – Concentrações volumétricas de CH_4, CO_2 e O_2 em função do tempo de aterramento dos resíduos..... 291

Figura 4.69 – Concentração volumétrica de H_2S e CO em função do tempo de aterramento dos resíduos..... 298

Figura 4.70 – Extração forçada de biogás no L1 com coleta de amostra em bag 299

Figura 4.71 – Volume de lixiviado gerado nos lisímetros..... 302

Figura 4.72 – Precipitação pluviométrica e evaporação durante o período de monitoramento..... 303

Figura 4.73 – Balanço durante o período de monitoramento dos lisímetros..... 304

Figura 4.74 – Variação da DQO e DBO no lixiviado com o tempo de aterramento 306

Figura 4.75 – Variação da concentração de ácido acético no lixiviado com o tempo de aterramento..... 308

Figura 4.76 – Variação da relação DBO_5 / DQO com o tempo de aterramento..... 309

Figura 4.77 – Variação dos teores de ST, SV, SDT e SDV no lixiviado com o tempo de aterramento..... 310

Figura 4.78 – Variação das concentrações de amônia e nitrato no lixiviado com o tempo de aterramento..... 311

Figura 4.79 – Variação das concentrações de sulfatos no lixiviado com o tempo de aterramento..... 313

Figura 4.80 – Variação das concentrações de metais no L1 com o tempo de aterramento..... 315

Figura 4.81 – Variação das concentrações de metais no L2 com o tempo de aterramento..... 316

Figura 4.82 – Variação de parâmetros medidos no L1, com tempo de aterramento 321

Figura 4.83 – Variação de parâmetros medidos no L2, com tempo de aterramento 322

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em amostras de lixiviado..... 43
Tabela 2.2 – Número mínimo de pontos de monitoramento de lixiviado..... 44
Tabela 2.3 – Perfil qualitativo dos RSU gerados em algumas cidades brasileiras 50
Tabela 2.4 – Perfil qualitativo dos RSU gerados em alguns países..... 50
Tabela 2.5 – Resultados de massa específica de RSU segundo vários autores..... 53
Tabela 2.6 – Teor de umidade de RSU segundo vários autores..... 67
Tabela 2.7 – Capacidade de campo de RSU conforme vários autores..... 69
Tabela 2.8 – Limites de coliformes termotolerantes para água..... 81
Tabela 2.9 – Contagem de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTT) em diferentes meios..... 81
Tabela 2.10 – Fungos patogênicos identificados em RSU..... 85
Tabela 2.11 – Composição típica do gás em aterros..... 98
Tabela 2.12 – Dados da composição de lixiviados procedentes de aterros de diferentes idades..... 106
Tabela 3.1 – Dados de coleta dos resíduos utilizados no preenchimento do L 1..... 127
Tabela 3.2 – Dados de coleta dos resíduos utilizados no preenchimento do L 2..... 127
Tabela 3.3 – Metais analisados em amostra de resíduos sólidos e limites de detecção 137
Tabela 3.4 – Faixa de leitura e erro do detector de multigás: Drager – Xam 7000 151
Tabela 3.5 – Parâmetros analisados para o monitoramento da massa de resíduos aterrados..... 157
Tabela 3.6 – Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em amostras de lixiviado..... 158
Tabela 3.7 – Elementos analisados nas amostras de lixiviado..... 160
Tabela 4.1 – Características do solo e das camadas de cobertura e impermeabilização de base do Lisímetro 1..... 165
Tabela 4.2 – Características de solo e das camadas de cobertura e impermeabilização de base do Lisímetro 2..... 165
Tabela 4.3 – Concentração de metais no solo de cobertura e impermeabilização e dados das células experimentais..... 180
Tabela 4.4 – Classificação dos resíduos segundo a biodegradabilidade..... 186
Tabela 4.5 – Parâmetros de caracterização física dos resíduos utilizados no preenchimento dos lisímetros 1 e 2..... 189
Tabela 4.6 – Caracterização físico-química inicial dos resíduos utilizados no preenchimento dos lisímetros..... 191

Tabela 4.7 – Caracterização microbiológica inicial dos resíduos utilizados no preenchimento dos lisímetros..... 194

Tabela 4.8 – Temperaturas na massa de resíduos medidas em horários diferentes – Lisimetro 1..... 222

Tabela 4.9 – Temperaturas na massa de resíduos medidas em horários diferentes – Lisimetro 2..... 223

Tabela 4.10 – Parâmetros para o cálculo de deformação específica na Fase 3..... 232

Tabela 4.11 – Parâmetros utilizados no cálculo de Cc' e Ca' para estimativa dos recalques via modelo de Sowers..... 237

Tabela 4.12 – Parâmetros de ajuste ao modelo Sowers (1973)..... 237

Tabela 4.13 – Parâmetros de ajuste ao modelo Bjarngard & Edgers (1990)..... 239

Tabela 4.14 – Parâmetros de ajuste ao modelo Meruelo..... 243

Tabela 4.15 – Parâmetros de ajuste ao modelo Gandolla et al (1992)..... 245

Tabela 4.16 – Parâmetros de ajuste ao modelo Edgers & Noble (1992)..... 249

Tabela 4.17 – Parcelas de líquidos considerados na geração de lixiviado..... 305

Tabela 4.18 – Concentração de metais medidas em amostras de lixiviado dos lisímetros do aterro da Muribeca e os valores limites para lançamento de efluentes..... 319

LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas.
AIT	*Asian Institute of Technology.*
APHA	*American Public Health Association.*
ASTM	*American Society for Test Materials*.
cc	Capacidade de campo.
c_c	Coeficiente de uniformidade.
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente.
CP	Corpo-de-prova.
CP1	Corpo-de-prova moldado com umidade acima da ótima.
CP2	Corpo-de-prova moldado na umidade ótima.
CT	Coliformes totais.
CTC	Capacidade de troca de cátions.
CTT	Coliformes termotolerantes.
c_u	Coeficiente de curvatura.
D1	Disco magnético 1.
D2	Disco magnético 2.
D3	Disco magnético 3.
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio.
DEFRA	*Department for Environment Food & Rural Affairs.*
DQO	Demanda química de oxigênio.
ΔV	Variação de volume.
e	Índice de vazios.
Eh	Potencial de oxirredução.
FDA	*Food and Drug Administration.*
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia.
I_P	Índice de plasticidade
k	Coeficiente de condutividade hidráulica.
k_{ar}	Coeficiente de condutividade ao ar.
[L]	Dimensão de comprimento.
L	Litro.
L1	Lisímetro 1.
L2	Lisímetro 2.
LC	Limite de contração.
LL	Limite de liquidez
LP	Limite de plasticidade.
[M]	Dimensão de massa.
NMP	Número mais provável.
PEAD	Polietileno de alta densidade.
PEBD	Polietileno de baixa densidade.
PET	Politereftalato de etileno.
pH	Potencial hidrogeniônico.
PP	Polipropileno.
PS	Poliestireno.
PVC	Policloreto de vinila.
R^2	Coeficiente de determinação.
RMR	Região Metropolitana do Recife.

RSU	Resíduos sólidos urbanos.
SDT	Sólidos dissolvidos totais.
SDV	Sólidos dissolvidos voláteis.
SMEWW	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
ST	Sólidos totais.
SV	Sólidos voláteis.
[T]	Dimensão de tempo.
TDR	*Time Domain Reflectometry*.
UFC	Unidades formadoras de colônias.
USEPA	*United States Environmental Protection Agency*.
V_d	Volume mínimo do solo seco.
w	Teor de umidade gravimétrica na base seca.
w_{comp}.	Umidade de compactação.
w_{ot}	Umidade ótima.
w_w	Teor de umidade gravimétrica na base úmida.
θ	Teor de umidade volumétrica.
ρ	Massa específica aparente.
ρ_a	Massa específica da água.
ρ_d	Massa específica aparente seca.
ρ_s	Massa específica da fase sólida.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO..... 23

1.1 Considerações iniciais..... 23

1.2 Características da pesquisa 25

1.3 Contextualização do problema e questões de pesquisa..... 26

1.4 Objetivos..... 27

1.4.1 Objetivo Geral..... 27

1.4.2 Objetivos específicos..... 27

1.5 Questões relevantes que serão examinadas nesse trabalho..... 28

1.6 Justificativa e relevância do estudo..... 28

1.7 Localização e características gerais dos experimentos..... 31

1.8 Estrutura do trabalho..... 31

CAPÍTULO 2 – REVISÃO DA LITERATURA..... 33

2.1 Aterro de resíduos sólidos urbanos..... 33

2.2 Monitoramento de aterros..... 36

2.2.1 Monitoramento de sólidos..... 36

2.2.1.1 Coleta de amostras e análises..... 36

2.2.1.2 Monitoramento *"in situ"*..... 39

2.2.2 Monitoramento de líquidos..... 41

2.2.3 Monitoramento de gases..... 44

2.3 Propriedades de resíduos sólidos urbanos..... 48

2.3.1 Propriedades físicas..... 48

2.3.1.1 Composição gravimétrica..... 48

2.3.1.2 Massa específica..... 51

2.3.1.3 Tamanho das partículas..... 53

2.3.1.4 Compactação 55

2.3.1.5 Recalques..... 56

2.3.1.5.1 Modelos convencionais..... 58

2.3.1.5.2 Modelos biológicos..... 60

2.3.1.6 Temperatura..... 63

2.3.1.7 Teor de umidade..... 64

2.3.1.8 Capacidade de campo..... 67

2.3.1.9 Permeabilidade..... 69

2.3.2 Propriedades físico-químicas..... 70

2.3.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH)..... 70

2.3.2.2 Potencial de oxirredução (Eh)..... 71

2.3.2.3 Condutividade elétrica..... 72

2.3.3 Propriedades microbiológicas..... 73

2.3.3.1 Biodegradação de RSU..... 73

2.3.3.2 Microrganismos indicadores de poluição e envolvidos na degradação de RSU..... 79

2.3.3.2.1 Microrganismos indicadores de poluição..... 79

2.3.3.2.2 Microrganismos hidrolíticos fermentativos..... 87

2.3.3.2.3 Micorganismos metanogênicos..... 93

2.3.3.2.4 Crescimento microbiano..... 94

2.4 Geração de gás em aterros..... 97

2.5 Geração de lixiviado em aterros..... 102

2.5.1 Introdução..... 102

2.5.2 Formação do lixiviado..... 102

2.5.3 Características do lixiviado..... 104

2.6 Experiência com aterros simulados..... 106

CAPÍTULO 3 – MATERIAL E MÉTODOS 117

3.1 Introdução 117

3.2 Projeto, construção e instrumentação dos lisímetros 117

3.2.1 Concepção do projeto 117

3.2.2 Construção dos lisímetros 119

3.2.2.1 Alvenaria 119

3.2.2.2 Impermeabilização de base 120

3.2.2.3 Sistema de drenagem de base 121

3.2.3 Instrumentação dos lisímetros 122

3.3 Caracterização dos resíduos e preenchimento dos lisímetros 126

3.3.1 Preparação da amostra 126

3.3.2 Caracterização inicial dos resíduos 129

3.3.2.1 Caracterização física 131

3.3.2.2 Composição química, parâmetros físico-químicos e microbiológicos 134

3.3.2.2.1 Preparação de amostras 134

3.3.2.2.2 Determinação de composição química e parâmetros físico-químicos 135

3.3.2.2.3 Análises microbiológicas 137

3.3.3 Preenchimento dos lisímetros 140

3.4 Caracterização da camada de cobertura 146

3.5 Monitoramento 150

3.5.1 Medições *in situ* 150

3.5.1.1 Monitoramento de gases 151

3.5.1.2 Medição de temperatura 152

3.5.1.3 Medição de recalques 152

3.5.2 Coleta de amostras e ensaios de laboratório 154

3.5.2.1 Monitoramento de sólidos 154

3.5.2.2 Monitoramento de líquidos..... 157

CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO..... 162

4.1 Caracterização inicial dos lisímetros..... 162

4.1.1 Camadas de base e cobertura final..... 162

4.1.1.1 Ensaios de caracterização do solo..... 163

4.1.1.2 Compactação do solo..... 165

4.1.1.3 Contração do solo..... 167

4.1.1.4 Permeabilidade do solo..... 171

4.1.1.4.1 Permeabilidade a água..... 171

4.1.1.4.2 Permeabilidade ao ar..... 172

4.1.1.5 Curva característica..... 176

4.1.1.6 Concentração de metais..... 179

4.1.2 Caracterização inicial dos resíduos..... 181

4.1.2.1 Caracterização física dos resíduos..... 181

4.1.2.2 Caracterização físico-química inicial dos resíduos..... 190

4.1.2.3 Caracterização microbiológica dos resíduos frescos..... 194

4.2 Monitoramento dos lisímetros..... 197

4.2.1 Camada de cobertura..... 197

4.2.2 Resíduos aterrados..... 202

4.2.2.1 Parâmetros físico-químicos..... 203

4.2.2.1.1 Potencial hidrogeniônico (pH)..... 203

4.2.2.1.2 Potencial de oxirredução (Eh)..... 207

4.2.2.1.3 Umidade dos resíduos..... 212

4.2.2.1.4 Temperatura..... 217

4.2.2.1.5 Sólidos voláteis dos resíduos..... 224

4.2.2.2 Recalques..... 226

4.2.2.2.1 Evolução dos recalques no tempo..... 226

4.2.2.2.2 Verificação de modelos de compressibilidade..... 236

4.2.2.3 Microbiologia..... 249

4.2.2.3.1 Microrganismos indicadores de poluição..... 249

4.2.2.3.2 Microrganismos hidrolíticos – fermentativos..... 260

4.2.2.3.3 Heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais..... 284

4.2.2.4 Monitoramento de gás..... 289

4.2.2.5 Monitoramento de geração de lixiviado..... 301

4.2.2.5.1 Volume de lixiviado..... 302

4.2.2.5.2 Análises químicas..... 305

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES..... 323

5.1 Considerações finais..... 323

5.2 Análise das questões levantadas no início da pesquisa..... 323

5.3 Análises conclusivas dos principais resultados..... 326

5.3.1 Umidade, temperatura e caracterização dos resíduos..... 326

5.3.2 Recalques..... 327

5.3.3 Microbiologia..... 328

5.3.4 Monitoramento quantitativo do biogás..... 329

5.3.5 Monitoramento de lixiviado..... 330

5.4 Conclusão final..... 333

5.5 Sugestões para novas pesquisas..... 334

Referências..... 335

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

1.1 Considerações iniciais

Os aspectos que envolvem alterações nos ecossistemas do planeta são muito relevantes, especialmente aqueles relacionados aos impactos ambientais negativos produzidos pelas diversas atividades da sociedade humana. As ações do homem atualmente têm alterado, de maneira clara, a dinâmica dos mais diversos ecossistemas do planeta, e o amadurecimento e as discussões sobre questões ambientais tanto no âmbito local como em nível global se destacam dentre os fatores que identificam a singularidade do momento atual. Dentro do universo de temas relacionados com a conservação do meio ambiente, a questão dos resíduos sólidos ocupa um lugar de destaque, até porque também está relacionada com a saúde pública e a melhoria da qualidade de vida. Nesse sentido, o tratamento e o destino final adequado dos resíduos gerados pelas atividades antrópicas têm sido uma das preocupações mais importantes da atualidade, devido aos volumes produzidos em quantidades cada vez maiores, em decorrência da utilização massiva de recursos naturais, do elevado consumo e da grande concentração populacional nas cidades.

Dos diversos tipos de resíduos, os denominados resíduos sólidos urbanos (Classe IIA, não-inertes, conforme NBR-10.004 - ABNT, 2004a), gerados pela comunidade e que incluem os resíduos de origem doméstica, resíduos comerciais e procedentes de varrição e limpeza de vias públicas, merecem atenção especial devido a sua grande quantidade e à geração de efluentes líquidos e gasosos com grande potencial de contaminação ambiental. A disposição final e os tratamentos inadequados de resíduos sólidos urbanos (RSU) podem provocar impactos ambientais negativos em níveis local e global, o que justifica destinar recursos e esforços no sentido de ampliar os conhecimentos que envolvem o tratamento e a disposição desses resíduos.

A questão dos resíduos sólidos no Brasil tem sido amplamente discutida na sociedade, a partir de vários levantamentos da situação atual brasileira e perspectivas para o setor (JUCÁ, 2003). Dentre as diversas técnicas utilizadas para o tratamento de RSU, o aterro sanitário figura como uma das mais comuns, ainda largamente utilizada, especialmente, nos países em desenvolvimento, devido à facilidade de operação e ao custo relativamente baixo. No Brasil, de acordo com a mais recente Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada em 2000 (IBGE, 2002 *apud* JUCÁ, 2003), estima-se que são coletadas diariamente, cerca de 228.413 toneladas de resíduos sólidos, sendo 125.258 toneladas referentes aos resíduos

domiciliares. Deste montante, 36,2 % eram destinados a aterros sanitários, 37 %, a aterros controlados e 22,5 %, aos vazadouros a céu aberto, denominados, vulgarmente, de lixões. Esses números globais indicam que mais de 70 % do lixo coletado no Brasil teriam um destino adequado. Isso, se considerarmos os aterros controlados como um destino final adequado. Entretanto, como se sabe, muitos aterros ditos controlados, às vezes, funcionam como verdadeiros lixões. Por outro lado, apesar da redução considerável da quantidade de resíduos que têm sido enviados aos lixões, na análise por município, percebe-se que os resultados são muito desfavoráveis, pois, em 63,1 % deles, os RSU ainda tinham como destino final os vazadouros a céu aberto, em 18,3 %, os aterros controlados, e, apenas, em 13,7 % deles o destino final era o aterro sanitário.

A prática de aterrar resíduos sólidos como forma de destino final é adotada há milhares de anos, embora ainda hoje se busque o aprimoramento dessa técnica. Nos sistemas de tratamento anaeróbio, procura-se acelerar o processo de conversão da matéria orgânica, criando-se melhores condições para a evolução do processo, o que pode ser feito através de avanços na concepção do projeto, bem como pelo planejamento adequado das atividades operacionais do sistema. Portanto o desenvolvimento de pesquisas que visam à obtenção de parâmetros relacionados ao comportamento de RSU, durante os processos de conversão da matéria orgânica em sistemas de tratamento anaeróbio, como os aterros sanitários, representam, sempre, um avanço, no sentido de melhor compreender o equilíbrio dinâmico desse ecossistema complexo. Assim, essas pesquisas podem contribuir para a otimização de projetos e do manejo de aterros, possibilitando a redução do tempo de estabilização da fração biodegradável dos resíduos e a redução de impactos ambientais negativos.

O aterro de RSU é um ecossistema complexo, no qual processos físicos, químicos e biológicos promovem a degradação da matéria orgânica com geração de efluentes líquidos e gasosos, modificando a pressão no interior da massa de resíduos, que é contida por sistemas de impermeabilização de base e de cobertura. Assim, para uma melhor compreensão desse sistema, são necessários os estudos de parâmetros relacionados à microbiologia, à química e à mecânica dos resíduos sólidos, como a quantificação de microrganismos que atuam no processo de decomposição, a caracterização química dos resíduos e dos efluentes gerados e a determinação da compressibilidade da massa de resíduos.

Este trabalho, desenvolvido a partir de células experimentais de pequenas dimensões (lisímetros), vem dar continuidade às pesquisas desenvolvidas, na área de RSU, pelo Grupo de Resíduos Sólidos (GRS) da Universidade Federal de Pernambuco que tem utilizado, até o

momento, como principal campo experimental, o Aterro Controlado de Muribeca, localizado no Município de Jaboatão dos Guararapes (PE), Região Metropolitana do Recife (RMR).

No presente trabalho, procura-se explorar os aspectos interdisciplinares do tema, envolvendo a Geotecnia Ambiental, a Química e a Microbiologia, analisando parâmetros relacionados à camada de cobertura de aterros experimentais simulados e às três fases (sólida, líquida e gasosa) constituintes dos resíduos sólidos aterrados, considerando o processo de biodegradação desde o seu início e a sua evolução com o tempo. Isso tendo sempre como foco a obtenção de parâmetros para uma melhor compreensão do comportamento dos resíduos aterrados e das condições dos ensaios realizados, que possam permitir o estabelecimento de relações entre a teoria e a prática e também contribuir para a formação de uma base de dados para modelagem numérica.

1.2 Características da pesquisa

Neste item, são apresentados, de forma sucinta, a denominação genérica do objeto de pesquisa e o tema de investigação bem como a tipologia da pesquisa.

i) Assunto

Disposição de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários.

ii) Tema de investigação

Influência de condições climáticas e da composição dos RSU no processo de degradação anaeróbia em aterros simulados.

iii) Tipologia da pesquisa

A pesquisa desenvolvida para este trabalho de tese pode ser classificada na categoria de investigação do tipo experimental, na qual se faz a manipulação de variáveis, permitindo observar e interpretar as reações e as modificações ocorridas nos parâmetros analisados. No tocante aos fins ou à destinação da pesquisa, esta pode ser agrupada na categoria de pesquisa aplicada, uma vez que os resultados obtidos poderiam ser utilizados para fins práticos, no aprimoramento de projetos e no manejo de resíduos em aterros de sanitários.

Na área ambiental e, especialmente no caso de resíduos sólidos urbanos, assunto de investigação do presente trabalho, muitas vezes se faz necessário estudar os efeitos de vários parâmetros que são modificados em função do tempo, observando-se algumas inter-relações e influências dos parâmetros entre si, como no caso deste trabalho de tese.

1.3 Contextualização do problema e questões de pesquisa

A crescente preocupação com a preservação ambiental provocou mudanças significativas no projeto e operação de aterros de RSU através de Normas Técnicas e Regulamentos que visam assegurar uma maior proteção do meio ambiente. Nesse sentido, o conceito de operar um aterro de lixo como um biorreator, para aumentar a taxa de decomposição dos resíduos e otimizar a produção de gás, reduzindo o tempo de estabilização da matéria orgânica, passou a receber uma maior atenção. Entretanto, para a manipulação adequada desse sistema de tratamento de resíduos é fundamental o conhecimento da evolução dos principais parâmetros que influenciam o seu comportamento.

As condições climáticas e a composição dos resíduos estão entre alguns dos fatores que podem alterar o comportamento e a evolução de parâmetros relacionados ao processo de degradação de RSU aterrados. Portanto é provável que células de um aterro construídas em períodos diferentes e com percentuais de matéria orgânica diferenciados possam apresentar, também, um comportamento diferenciado, necessitando de um manejo adequado a cada caso. No estudo de aterros, esse aspecto tem sido pouco explorado, até pela dificuldade de se manipularem as principais variáveis envolvidas no processo. Entretanto, o uso de células experimentais de pequenas dimensões (lisímetros), que representam uma técnica bastante interessante do ponto de vista experimental, poderia contribuir para uma melhor compreensão de certos fenômenos.

Sendo assim, diante do exposto, elaboraram-se os seguintes questionamentos básicos que motivaram e nortearam este trabalho de investigação:

- A composição dos RSU e as condições climáticas dominantes no período de aterramento são decisivas para a evolução do processo de biodegradação em aterros operados em condições anaeróbias ?

- Quais parâmetros envolvidos no processo de degradação e no comportamento geral dos aterros são mais influenciados ?

- O processo de biodegradação em aterros simulados (lisímetros) se assemelha ao que ocorre em um aterro em escala real ?

1.4 *Objetivos*

1.4.1 Objetivo Geral

O objetivo geral desta pesquisa é estudar o comportamento de reatores em pequena escala, simulando aterros sanitários, para avaliar a influência da composição de resíduos sólidos urbanos e de condições climáticas na evolução do processo espontâneo de degradação desses resíduos.

1.4.2 Objetivos Específicos

- Conhecer as características gravimétricas gerais dos RSU frescos, coletados em três bairros da cidade do Recife, tendo em vista a sua utilização nos aterros simulados experimentais;
- Caracterizar o solo e as camadas de cobertura dos lisímetros através da determinação de parâmetros geotécnicos, para verificar a eficácia desse sistema em função do tempo;
- Caracterizar os resíduos frescos aterrados nos lisímetros, através da determinação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos;
- Monitorar a evolução de parâmetros físico-químicos dos resíduos e do lixiviado gerado durante o processo de degradação;
- Medir as concentrações de oxigênio e dos principais constituintes do biogás gerado nos lisímetros: metano, dióxido de carbono, sulfeto de hidrogênio e monóxido de carbono;
- Determinar a evolução do crescimento de microrganismos hidrolíticos-fermentativos (cultivados sob condições aeróbias e anaeróbias), fungos, coliformes e de *P. aeruginosa*;
- Avaliar os recalques produzidos na massa de resíduos, em função da sobrecarga e do processo de degradação;
- Estudar aspectos quantitativos e qualitativos da geração de lixiviado nos aterros simulados.

1.5 *Questões relevantes que serão examinadas nesse trabalho*

1. O teor de umidade dos resíduos, a evolução da produção de lixiviado e das concentrações de CH_4 e CO_2 são fortemente influenciados pelas condições climáticas e pela composição dos resíduos ?

2. A composição dos resíduos e as condições climáticas atuantes contribuem para o aumento ou para a redução dos recalques superficiais ?

3. O processo de biodegradação anaeróbia dos resíduos aterrados em lisímetros, semelhante ao observado em aterros, ocorre de maneira espontânea sem a necessidade de inocular culturas de microrganismos ?

4. A evolução do crescimento dos microrganismos hidrolíticos-fermentaivos pode ser influenciada pelas condições climáticas e/ou composição dos resíduos ?

5. O solo utilizado na cobertura das células experimentais tem as suas características de impermeabilidade alteradas em função das condições climáticas atuantes ?

6. A composição dos resíduos, especialmente no que diz respeito ao percentual de matéria orgânica biodegradável, e as condições climáticas dominantes no período de monitoramento, influenciam de forma marcante na evolução do processo de degradação anaeróbia dos RSU ?

1.6 Justificativa e relevância do estudo

De um modo geral, para aumentar a eficiência do tratamento de RSU em aterros, é indispensável a otimização dos projetos e a aplicação de metodologias operacionais capazes de assegurar, de modo estável, a evolução dos processos de degradação e a estabilidade geotécnica do aterro com custos aceitáveis. Para tal faz-se necessária uma abordagem multidisciplinar do problema que precisa reunir, harmonicamente, várias áreas do conhecimento, como:

i) Microbiologia e bioquímica – que procura inicialmente fornecer informações acerca da diversidade, evolução e atividade dos diversos grupos microbianos,

que atuam na conversão do material orgânico dos resíduos e, num estágio mais avançado, através da Engenharia Genética promover a seleção de espécies microbianas, que possam otimizar o desempenho do processo;

ii) Geotecnia ambiental – esta área concentra-se no desenvolvimento e na aplicação de melhores tecnologias para o projeto, construção, operação e monitoramento dos diversos sistemas que compõem um aterro sanitário, visando otimizar o processo e garantir a estabilidade e segurança do aterro;

iii) Matemática aplicada – que se preocupa com a modelação matemática de processos atuantes, possibilitando uma previsão do comportamento do aterro como no caso da evolução dos recalques na massa de resíduos e evolução da geração do biogás e de lixiviados.

Desenvolver pesquisa tendo por objeto um tema interdisciplinar, certamente, não é uma tarefa fácil, pois normalmente exige uma base de conhecimentos bem maior, além do risco de conduzir a pesquisa à superficialidade. Entretanto, pode ser uma experiência bastante produtiva e relevante do ponto de vista acadêmico e prático pela possibilidade de utilização de conceitos e parâmetros em vários campos de aplicação. Embora este estudo não tenha abordado a modelagem numérica (foram feitas, apenas, algumas simulações e verificações de alguns modelos relacionados à compressibilidade), os resultados obtidos juntamente com os dados do monitoramento do Aterro de Muribeca, certamente, contribuirão para a adaptação ou geração de modelos relacionados à compressibilidade, geração de gás, geração de lixiviados e biodegradação de resíduos.

No Brasil, e, em especial, na Região Nordeste, a quantidade de aterros sanitários ainda é relativamente pequena. Na referida região, em 62,9 % dos casos o lixo urbano tem como destino vazadouros a céu aberto ou aterros controlados (JUCÁ, 2003). Desta forma, a maioria dos dados de que se dispõe sobre o comportamento de RSU "aterrados" são provenientes de lixões ou aterros controlados, construídos sobre antigos lixões, a exemplo do aterro de Muribeca localizado na Região Metropolitana do Recife. No referido aterro, várias pesquisas já foram desenvolvidas pelo Grupo de Resíduos Sólidos (GRS) do Departamento de Engenharia Civil / UFPE, o que tem contribuído para o entendimento do comportamento de aterros no que se refere aos aspectos geotécnicos e da biodegradabilidade. Entretanto, uma das grandes dificuldades enfrentadas no desenvolvimento de pesquisas, envolvendo aterros em escala real, além do elevado custo, é o grande número de variáveis envolvidas no processo (especialmente no caso de aterro controlado) e a dinâmica de operação do aterro que dificulta

a obtenção sistemática de dados sob condições conhecidas ou controladas (ALCÂNTARA *et al.*, 2005). Por outro lado, como o Aterro de Muribeca foi construído sobre um antigo lixão, e a operação do aterro inviabiliza a instalação de equipamentos de monitoramento durante a elevação de uma célula, praticamente todos os dados obtidos nesse aterro se referem à massa de resíduos depositada há alguns ou vários anos, não existindo informações acerca do comportamento inicial dos resíduos aterrados, o que é feito neste trabalho de pesquisa com a utilização de aterros simulados.

O uso de células experimentais de pequenas dimensões (lisímetros) operadas nas condições de campo representam uma técnica bastante interessante do ponto de vista da pesquisa experimental, facilitando a manipulação e o controle de variáveis. Estas células, podem concorrer para uma melhor compreensão do comportamento global de um aterro com medições de diversos parâmetros relacionados à camada de cobertura e à massa de resíduos, com custo relativamente baixo. Os experimentos em pequena escala, como os lisímetros, podem ser utilizados para responder perguntas específicas (BARLAZ, *et al.*, 1990) e possibilitam avaliar o processo de degradação e geração de lixiviado sob condições controladas (LEVINE *et al.*, 2005).

A grande maioria dos trabalhos de pesquisa relacionados aos RSU exploram, apenas, um determinado aspecto relacionado normalmente a uma das fases dos resíduos, como a geração ou caracterização do lixiviado, geração de gás, compressibilidade dos resíduos, o aspecto microbiológico do processo, ou ainda, dedicam-se, por exemplo, ao estudo da camada de cobertura do aterro. Entretanto os RSU são constituídos de um sistema de três fases distintas e interdependentes, uma vez que, durante a biodegradação, uma grande parcela da matéria orgânica no estado sólido é convertida em líquidos e gases, e o comportamento do sistema depende, também, das características da camada de cobertura. Portanto o desafio de se abordarem em um único trabalho, todos esses aspectos, procurando compreender o processo de uma maneira global, mas para situações particulares, envolvendo aspectos relacionados às condições climáticas da RMR e à composição dos resíduos da cidade do Recife (especialmente em relação aos teores de matéria orgânica) traduz o caráter inédito e a relevância do tema abordado.

1.7 Localização e características gerais dos experimentos

Com a finalidade de atender os objetivos propostos neste trabalho de tese, foram construídas duas células experimentais (lisímetros) em alvenaria, de formato cilíndrico, tendo cada célula um volume interno total de, aproximadamente, 10 m^3. Os experimentos, operados em condições de campo, foram montados na área do Aterro de Resíduos Sólidos de Muribeca localizado no Município de Jaboatão dos Guararapes (PE) que faz parte da Região Metropolitana do Recife. Neste trabalho, esses experimentos serão designados genericamente de Lisímetro 1 e Lisímetro 2 O Lisímetro 1 foi construído em agosto de 2004, no final do período chuvoso, e o Lisímetro 2, em julho de 2005, em pleno período de chuvas.

1.8 Estrutura do trabalho

Este trabalho em forma de tese está organizado em cinco (5) capítulos. O **Capítulo 1** apresenta a introdução na qual se procurou aclarar o assunto abordado, fazendo-se a contextualização e a delimitação do problema de pesquisa, a justificativa do trabalho, a indicação dos objetivos gerais e específicos e a formulação da questões de pesquisa.

O Capítulo 2 compõe-se da Revisão Bibliográfica, que compreende o tema principal e suas interfaces. São apresentados inicialmente conceitos relativos aos resíduos sólidos e aterros sanitários, bem como os aspectos gerais do monitoramento de aterros que auxiliaram na definição dos elementos utilizados nas células experimentais. Em seguida, são abordadas as principais propriedades dos resíduos sólidos urbanos, abrangendo aspectos físicos, químicos e microbiológicos e suas tendências evolutivas. Por fim, apresentam-se alguns conceitos e informações acerca de células experimentais de dimensões reduzidas (lisímetros), com base em alguns dos trabalhos mais recentes, envolvendo experimentos operados em campo ou laboratório, simulando as condições gerais ou particulares de um aterro, e construídos com materiais diversos.

O Capítulo 3 aborda alguns conceitos e as principais informações relativas aos materiais e métodos utilizados no desenvolvimento da pesquisa. São enfocados os elementos e os aspectos construtivos das células experimentais, o monitoramento e a metodologia adotada nas medições de campo e nas análises laboratoriais.

O Capítulo 4 apresenta os resultados obtidos no estudo através de tabelas e gráficos com as correspondentes análises. Os resultados são analisados de modo individual, considerando-se cada uma dos lisímetros, e, de forma comparativa, observando-se tendências, similaridades e discrepâncias entre os dois experimentos. Finalmente, alguns dos resultados

são comparados também com análises feitas na Célula 8 do Aterro de Muribeca e com dados de outros aterros, baseando-se em resultados publicados na literatura.

Como etapa última do trabalho, o **Capítulo 5** apresenta as conclusões mais relevantes acerca dos principais aspectos abordados na pesquisa assim como algumas recomendações para o direcionamento de investigações e estudos posteriores.

CAPÍTULO 2 - REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Aterro de resíduos sólidos urbanos

Os resíduos são considerados como todo o material que resulta de um processo de fabricação, transformação, utilização, consumo ou limpeza e que é descartado por ser considerado sem utilidade (SÁEZ *et al*., 2001).

De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004a), os resíduos sólidos são "aqueles nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade e são de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos de água ou exijam, para isso, soluções técnica e economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível".

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são aqueles gerados pela comunidade, com exceção de resíduos industriais, de mineração e agrícolas. Incluem os resíduos de origem doméstica e resíduos procedentes de: comércio, escritórios, serviços, limpeza de vias públicas, mercados, feiras e festejos bem como móveis, materiais e eletrodomésticos inutilizados (TCHOBANOGLOUS *et al.,* 1993). Esses resíduos, denominados vulgarmente de lixo e que se constituem numa mistura heterogênea de materiais sólidos que podem ser parcialmente reciclados e reutilizados, vêm se constituindo em um dos maiores problemas da sociedade moderna. Segundo Sáez *et al*. (2001) nas sociedades mais desenvolvidas, a produção de resíduos sólidos domésticos chega a 3 kg/hab./dia e, levando-se em conta os resíduos agrícolas e industriais, este número pode chegar a valores bem maiores.

A rigor, os impactos ambientais negativos relacionados ao lixo já devem ter surgido juntamente com o aparecimento dos primeiros aglomerados humanos e foram se intensificando com o surgimento de aldeias, vilas, cidades e grandes regiões metropolitanas. Atualmente o problema se agrava não só porque são produzidas maiores quantidades de resíduos por habitante, mas também porque esses resíduos possuem cada vez mais substâncias recalcitrantes e que apresentam propriedades tóxicas. Assim, o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos urbanos tem assumido, cada vez mais, um papel relevante no controle da qualidade ambiental.

Diversos processos são utilizados para o tratamento de RSU que incluem reutilização, reciclagem, compostagem, incineração, digestão anaeróbia em reatores e disposição em aterros sanitários. Dentre as práticas atualmente empregadas para o tratamento e disposição final de RSU, o aterro sanitário figura como uma das mais comuns e, mesmo sendo uma técnica bastante antiga, ainda é largamente utilizada, especialmente nos países em desenvolvimento, devido à facilidade de operação, por ser de custo relativamente baixo e, também, em virtude dos aspectos sociais envolvidos.

A prática de aterrar resíduos sólidos como forma de destino final já era adotada há milhares de anos, e o aprimoramento contínuo dessa prática fez surgir o que hoje se conhece por aterro sanitário, que é uma das técnicas mais utilizadas no presente, em virtude de sua relativa simplicidade de execução, tendo como fator limitante a disponibilidade de áreas próximas aos centros urbanos (LIMA, 1995). De acordo com Hilger & Barlaz (2002), o aterro é a alternativa predominante, porque é um método de baixo custo em relação à incineração. Mesmo em paises desenvolvidos, nos quais a política de gerenciamento dos resíduos sólidos têm dado ênfase à redução, reutilização e reciclagem, o aterro sanitário continua sendo uma alternativa importante, porque, pelas características dos RSU e por limitações técnicas, sanitárias e econômicas, somente parte desses resíduos podem ser reutilizados ou reciclados e, ainda, a utilização de outras técnicas de tratamento, como incineração e compostagem também são geradoras de resíduos. Sendo assim, em um sistema de gestão integrada de resíduos sólidos, o aterro se constitui em um elemento praticamente obrigatório. De acordo com United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2006), apesar do aumento da reciclagem, compostagem e incineração, aproximadamente 54 % da massa de RSU gerada nos Estados Unidos, no ano de 2005, ainda era depositada em aterros.

O aterro sanitário, que na concepção moderna deve ser visto como local de tratamento dos resíduos, é um processo utilizado para a disposição de resíduos sólidos no solo, particularmente resíduo domiciliar, que, fundamentado em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permite um confinamento seguro em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública. Nos aterros pode-se distinguir processos de tratamento por digestão anaeróbia, digestão aeróbia e digestão semi-anaeróbia (D'ALMEIDA & VILHENA, 2000). No Brasil, a imensa maioria dos aterros sanitários são projetados para tratar os resíduos por digestão anaeróbia.

O aterro de RSU é um sistema dinâmico que envolve reações metabólicas num ambiente formado pela massa de resíduos com suas características físicas, químicas e suas inter-relações, formando um sistema complexo, conforme ilustra a Figura 2.1. Dentro do

ecossistema do aterro de lixo, processos físicos, químicos e biológicos promovem a degradação da fração orgânica de RSU com geração de efluentes líquidos e gasosos, modificando a pressão no interior da massa de resíduos, que é contida por sistemas de impermeabilização de base e de cobertura.

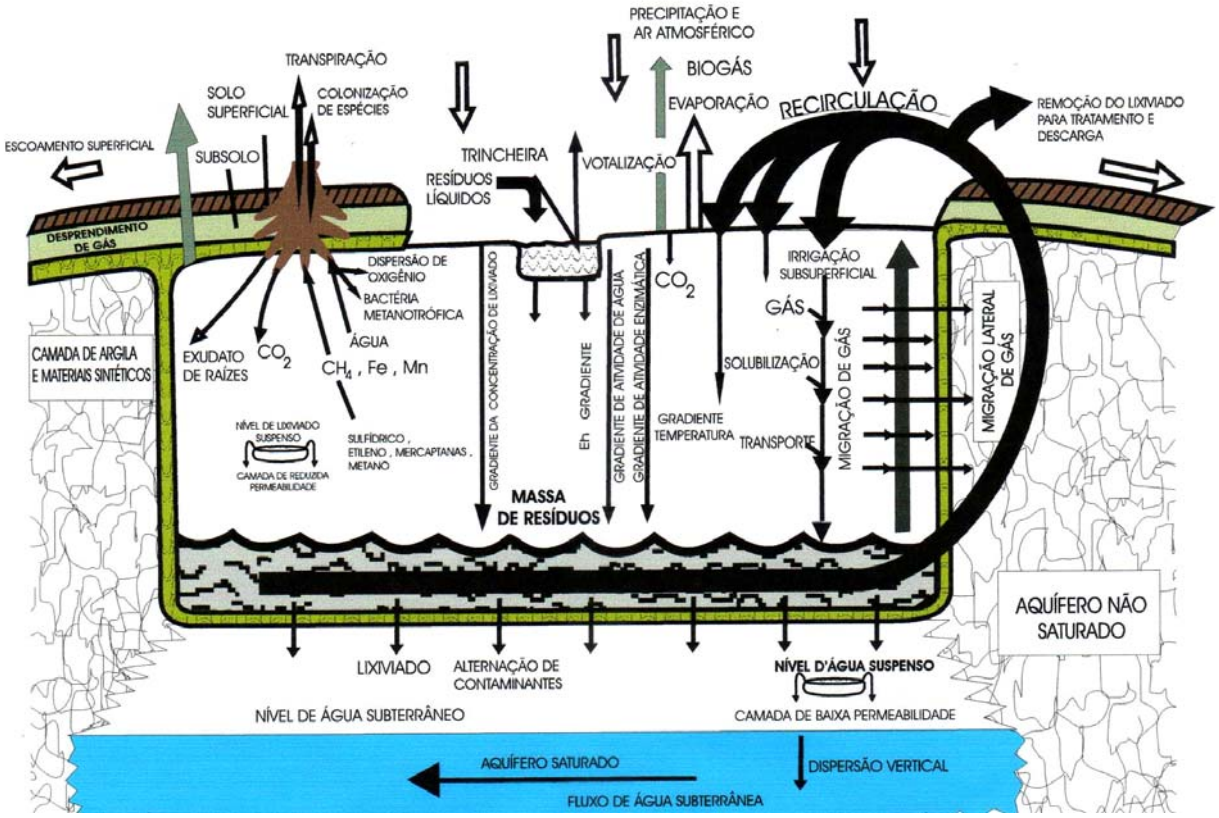


Figura 2.1 - Representação esquemática do ecossistema aterro sanitário (SENIOR & BALBA, 1987).

Vários estudos têm sido desenvolvidos para melhor compreender os processos de estabilização da fração biodegradável dos RSU sob condições anaeróbias que, de acordo com Warith *et al.* (2005), podem servir de base para o desenvolvimento de tecnologias que visem acelerar a biodegradação dentro do aterro. Atualmente, os aterros sanitários tendem a serem operados como verdadeiros biorreatores de grandes dimensões, apresentando como vantagens o aumento da densidade efetiva dos resíduos e, conseqüentemente, da capacidade do aterro, a maior eficiência na recuperação de energia devido à maior taxa de produção de gás e à aceleração da decomposição dos resíduos reduzindo o período de monitoramento e o custo global do empreendimento (BARLAZ *et al.*, 1990; REINHART *et al.*, 2002; BENSON *et al.*, 2007).

2.2 Monitoramento de aterros

O monitoramento em aterros sanitários consiste em uma verificação regular, periódica ou contínua, para se observarem diferentes parâmetros físicos, químicos e biológicos, determinar a natureza de perigo potencial e de possíveis impactos ambientais negativos decorrentes da sua operação e assegurar a execução do aterro, de acordo com o projeto. Certamente, é impraticável monitorar todos os aspectos relacionados ao aterro e à sua área de influência, portanto devem ser eleitas prioridades, de acordo com cada caso e as exigências legais do órgão de controle ambiental.

Na área do aterro, são monitorados normalmente parâmetros relacionados aos resíduos sólidos e aos efluentes líquidos e gasosos, seja por meio de determinações *in situ* ou através da coleta de amostras para análise em laboratório, como mostra Benson *et al.* (2007).

2.2.1 Monitoramento de sólidos

O monitoramento dos resíduos sólidos envolve tanto os resíduos frescos enviados ao aterro como os resíduos já aterrados. O conhecimento da natureza dos resíduos que serão enviados a um aterro é importante na fase de definição do seu projeto e, portanto, também se faz necessário o controle periódico das suas características durante a vida útil do aterro, objetivando verificar alterações na composição, controlar a eficiência do sistema de coleta e a origem dos resíduos por região. Esse controle periódico pode, por exemplo, identificar a presença de resíduos industriais coletados entre os resíduos urbanos e que sejam incompatíveis para disposição no aterro. Já o monitoramento dos resíduos aterrado permite, de acordo com Melo & Jucá (2001), a avaliação do estágio de decomposição da matéria orgânica bem como a evolução do processo de tratamento com o tempo e sua influência nas propriedades dos resíduos.

2.2.1.1 Coleta de amostras e análises

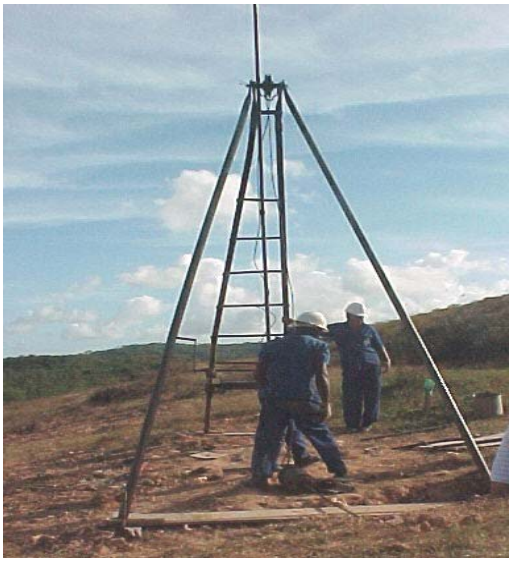
A amostragem dos resíduos frescos que são enviados ao aterro deve ser feita na área do próprio aterro e imediatamente após a descarga dos caminhões coletores. Os procedimentos de amostragem podem seguir as recomendações de CETESB (1990) para coleta de amostras, objetivando a análise da composição física, composição química e parâmetros físico-químicos. De qualquer forma, independentemente do procedimento adotado, a amostra coletada para análise deve ser a mais representativa possível e, portanto, apresentar as mesmas

propriedades e características da massa total dos resíduos que se deseja caracterizar. Os principais parâmetros analisados devem ser: composição gravimétrica, massa específica aparente, teor de umidade, sólidos totais, sólidos voláteis, pH, condutividade, relação carbono: hidrogênio: nitrogênio (C:H:N), DQO, fósforo total, metais pesados, sulfato, cloretos e quantificação de microrganismos.

A coleta periódica de amostras dos resíduos já aterrados pode ser feita através de métodos de sondagens diretas que tradicionalmente são usados em investigações geotécnicas, como sondagem à percussão do tipo *Standard Penetration Test* (SPT) ou sondagens rotativas.

O SPT é o tipo de sondagem de reconhecimento mais utilizada no Brasil e, ainda, conforme Câmara e Pereira (2005), consiste no recurso experimental mais utilizado no mundo para sondagens geotécnicas em solos granulares. Esta prospecção é realizada através de um barrilete amostrador do tipo Raymond ou Terzaghi – Peck (diâmetro interno e externo, respectivamente, iguais a 34,9 mm. e 50,8 mm – NBR 6484), que é cravado por meio de golpes de um peso de 65 kg, caindo em queda livre de uma altura de 75 cm. Durante o ensaio, é registrado o número de golpes necessários à penetração de cada 15 cm da camada investigada. O ensaio em aterro de resíduos sólidos pode ser feito com base na norma NBR 6484 (ABNT, 1980), que trata da sondagem de simples reconhecimento de solos. É possível, sob condições ideais, conseguir amostras com mais de 40 m de profundidade. Esse tipo de sondagem apresenta a vantagem de retirar amostras de forma contínua, até profundidades consideráveis, com equipamento simples (tripé peso de bater, hastes e amostrador) que pode ser encontrado em todo o país e com custo relativamente baixo, se comparado à sondagem rotativa, por exemplo. Além disso, conforme Melo e Jucá (2001), o SPT possibilita a obtenção de informações sobre o comportamento mecânico (N_{SPT} – n° de golpes para 30 cm) dos resíduos de maneira qualitativa, através da análise da resistência com a profundidade e variação da resistência com o tempo. Entretanto a interpretação dos resultados exige cuidados adicionais devido à heterogeneidade e composição dos resíduos, não devendo ser comparado com N_{SPT} dos solos. Como desvantagem do uso do SPT, pode ser citada a lentidão no avanço da sondagem, a dificuldade na retirada dos tubos de revestimento, ocasionando, às vezes, a sua perda, e ainda, a freqüente interrupção da sondagem devido à presença de materiais, como pedras, madeira e peças metálicas, comumente encontrados nos aterros de resíduos. O volume de lixo obtido na amostragem é pequeno, e, em decorrência disso é feita amostragem contínua por metro de profundidade.

A Figura 2.2 mostra um equipamento de sondagem e barrilete amostrador do tipo SPT durante uma campanha de amostragem de resíduos no aterro de Muribeca - Região Metropolitana do Recife (RMR) - PE.



(a)

(b)

Figura 2.2 - Sondagem em célula do Aterro de Muribeca, RMR - PE: (a) Equipamento de sondagem à percussão; (b) Amostrador tipo SPT.

Na sondagem rotativa, o sistema utilizado é relativamente simples e consiste de perfuração feita por meio de uma broca, colocada na extremidade de uma haste metálica. O movimento rotativo é produzido por um motor e transmitido à broca, por meio de hastes protegidas por tubos de aço que servem de revestimento do furo. À medida que a perfuração vai avançando, mais hastes e tubos de aço vão sendo adicionados ao conjunto. As brocas são ferramentas de corte dotadas de dentes de aço ou de uma coroa de diamantes industriais e são selecionadas em função da dureza do material a perfurar, do diâmetro do furo que se pretende abrir e da profundidade que se deseja atingir. Dentre as vantagens da utilização de sondas rotativas, estão a rapidez na execução da sondagem, obtenção de furos com grandes diâmetros e retirada de amostras maiores e, portanto, mais representativas. A sua principal desvantagem

é o custo que é bastante elevado, se comparado às sondagens manuais, e, ainda, a dificuldade ocasionada pela presença de materiais que "enrolam" no trado.

Catapreta *et al*. (2007) analisaram diferentes técnicas para perfuração e amostragem (SPT, estaca Strauss, trado mecânico, escavadeira hidráulica) de resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários e concluíram que o "equipamento Estaca *Strauss* mostrou-se mais adequado pela rapidez e facilidade de execução, capacidade de extração de amostras representativas, boa relação custo – beneficio, possibilidade de instalação de instrumentos geotécnicos e capacidade de atingir maiores profundidades".

Na coleta de amostras de resíduos a pequenas profundidades (até em torno de 5 m), pode ser viável a utilização de um trado manual com diâmetro de 2 a 4 polegadas, embora seja um serviço que demanda muito tempo e que exige muito esforço físico.

Em qualquer dos casos, a quantidade de furos deve ser o suficiente, para que se tenha uma amostra representativa da célula ou do aterro que se deseja investigar e, portanto, a disposição dos furos deve cobrir o melhor possível a área em estudo.

As amostras obtidas através das sondagens e que serão enviadas para análise em laboratório devem ser homogeneizadas, acondicionadas em recipientes impermeáveis e mantidas sob refrigeração. Com elas, podem ser determinados, dentre outros, os seguintes parâmetros: teor de umidade, sólidos totais, sólidos voláteis, pH, relação C:H:N, DQO, fósforo total, metais, sulfato, cloretos e concentração de microrganismos. Os furos de sondagens servem, também, para instalação de piezômetros, termopares e instrumentos para medida de recalques em profundidade.

2.2.1.2 Monitoramento *in situ*

Dentre os parâmetros obtidos diretamente através de medições *in situ* e, portanto, sem a necessidade da coleta de amostras, estão a temperatura e as deformações verticais (recalques) e horizontais da massa de resíduos aterrados.

A temperatura dos resíduos é um parâmetro que deve ser monitorado, pois fornece informações indiretas sobre o comportamento do processo de degradação da matéria orgânica. Conforme Tchobanoglous *et al*. (1993), as faixas ótimas de temperaturas para digestão anaeróbia são de 30 - 38 °C (mesofílica) e de 55 - 60°C (termofílica). Para o acompanhamento desse parâmetro, durante a vida útil do aterro são instalados termopares em varias profundidade (Figura 2.3), o que deve ser feito durante a elevação de cada célula.

Entretanto, eles também podem ser instalados após a elevação do aterro, em furos de sondagem.

O acompanhamento dos recalques e das deformações horizontais do maciço de resíduos faz parte do monitoramento geotécnico do aterro (LOPES & GOMES, 2000). As deformações horizontais podem ser medidas com a utilização de marcos superficiais e, também, com o uso de inclinômetros (CODUTO & HUITRIC, 1990). Os inclinômetros são instrumentos projetados para medir o movimento lateral de obras de terra e estruturas, podendo ser aplicados na medição de deslocamentos e observação da estabilidade e dos movimentos horizontais em aterros sanitários. Para isso, são instalados tubos (Figura 2.3) nos quais é introduzido um sensor para medir em profundidade a inclinação em relação à posição vertical. O marco superficial consiste de uma base de concreto na qual é fixado um pino metálico geralmente com 25 mm de diâmetro que serve de referência, cujos deslocamentos são observados através de instrumento topográfico de precisão.

As deformações verticais podem ser medidas na superfície do aterro ou em profundidade. Os recalques superficiais são acompanhados através da instalação de placas metálicas de aço geralmente com 60 cm x 60 cm, com uma haste central perpendicular ao plano horizontal. A haste deve ser revestida com um tubo de PVC de modo que fique livre para permitir o deslocamento vertical da placa que é medido pelo nivelamento da extremidade superior da haste. Da mesma forma, os marcos superficiais também são usados para medição de recalques na superfície do aterro.

Os recalques em profundidade são monitorados através de placas apoiadas em profundidade ou de extensômetros magnéticos – aranhas (Figura 2.3). O sistema de aranhas é constituído de um tubo de acesso em PVC com 25 mm de diâmetro ao qual ficam acopladas as aranhas que contêm um ímã. Dessa forma, a posição de cada aranha é indicada por um sensor magnético introduzido periodicamente, no tubo de acesso. Pode ainda ser empregado tanto para medir recalque superficial como em profundidade um instrumento denominado perfilômetro, que permite observar, de maneira contínua, os recalques da massa de resíduos, obtendo-se um perfil horizontal ao longo de uma linha.

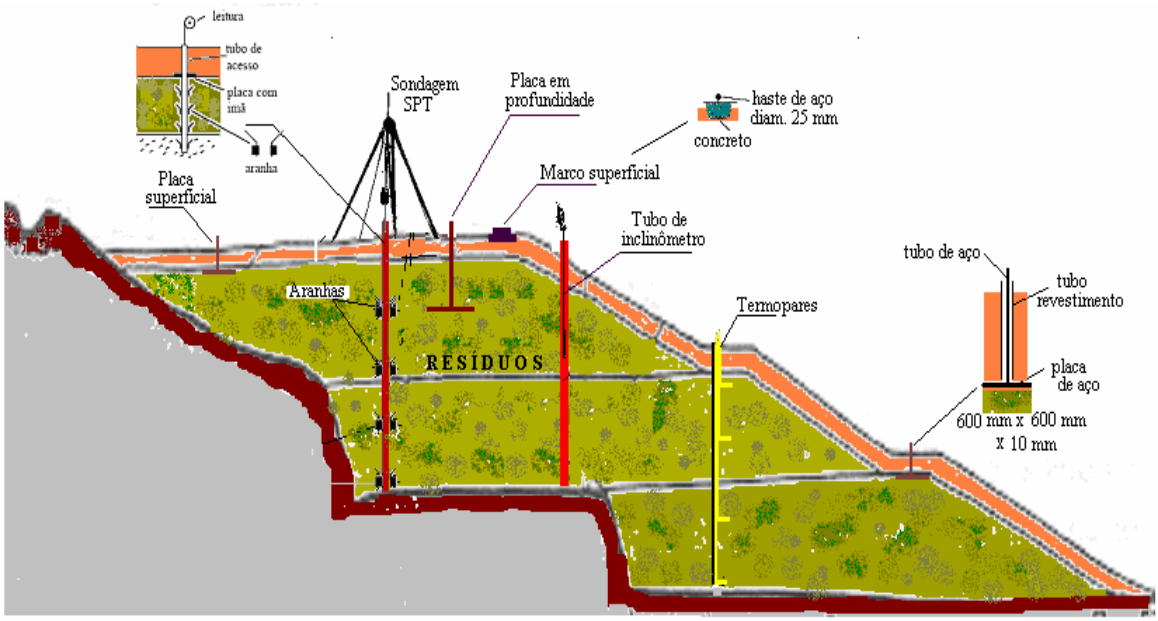


Figura 2.3 - Corte esquemático indicando a coleta de amostra de resíduos e instrumentação para monitoramento de temperatura e deslocamentos de um aterro.

A Figura 2.3 apresenta uma ilustração esquemática da seção típica de um aterro de RSU instrumentada com sensores de temperatura e equipamentos para medição de deslocamentos verticais e horizontais. A instrumentação utilizada para acompanhamento dos deslocamentos da massa de resíduos em aterros sanitários pode ser adaptada com base naquela utilizada para monitoramento de aterros sobre solos moles conforme DNER (1998).

Esse monitoramento de deformações destina-se, apenas, à massa de resíduos. De acordo com Lopes & Gomes (2000), do ponto de vista geotécnico, seria importante, ainda, a instalação de instrumentos que verificassem os sistemas de impermeabilização lateral e da base do aterro, com o objetivo de caracterizar os níveis de tensão e deformação instalados bem como identificar, zonas danificadas, permitindo avaliar a estabilidade desses sistemas ao longo da vida do aterro.

2.2.2 Monitoramento de Líquidos

Na área do aterro, e, especificamente, no maciço de resíduos aterrados, o monitoramento de líquidos envolve basicamente a água drenada da superfície do aterro e o lixiviado. A análise físico-química e microbiológica das águas drenadas da superfície do aterro permite verificar se está ocorrendo mistura do líquido que percola, através do aterro, com a água pluvial e se há necessidade de tratamento dessa água, antes de ser lançada à drenagem natural. O monitoramento pode ser feito através de um sistema de acumulação de

água drenada em tanques ou lagoas onde serão coletadas amostras para análises periódicas. Considerando-se que os sistemas de drenagem de líquidos em um aterro devem ser projetados de modo a não permitir a mistura do lixiviado ou percolado com a água não contaminada, proveniente das precipitações pluviométricas, essas análises servem, também, como um indicativo da eficiência desses sistemas.

O monitoramento do lixiviado de aterros consiste de medições *in situ* e da coleta de amostras para determinação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos em laboratório ou imediatamente após a coleta de campo. As análises têm como objetivo a determinação da qualidade do lixiviado e sua variação no tempo e no espaço dentro do corpo do aterro, o que permite acompanhar o processo de decomposição da matéria orgânica dos resíduos, verificar a presença de substâncias nocivas ao processo de tratamento e aos corpos receptores e, portanto, avaliar o potencial de contaminação ambiental. Os principais parâmetros medidos com base em Environment Agency (2001) são indicados na Tabela 2.1.

As medições *in situ* consistem na determinação do nível da manta líquida e de pressões dentro de cada célula do aterro, para subsidiar o gerenciamento do sistema de drenagem, garantindo que o lixiviado não ultrapasse o nível máximo estabelecido no projeto. Os resultados servem para alertar sobre os riscos de escorregamento da massa de resíduos devido à elevação de poropressão, sobre a possibilidade de vazamento lateral com contaminação de água subterrânea ou do sistema de coleta de águas superficiais e, também, sobre possíveis vazamentos através da camada de base. A medição do nível de líquidos pode ser utilizada, também, para estimar o volume do lixiviado, auxiliando no planejamento das operações do sistema de tratamento desse efluente. Finalmente ainda são medidos o nível e o fluxo do lixiviado nos locais de acúmulo e tratamento.

A coleta de amostras de lixiviado do corpo do aterro bem como a medida do nível da manta líquida podem ser feitas em furos de sondagens (Figura 2.3), da instalação de poços de monitoramento (Figura 2.4) ou de piezômetros, que podem ser instalados durante a elevação do aterro ou após a sua conclusão, através de sondagens, como aquelas utilizadas para a instalação de aranhas (Figura 2.3).

Tabela 2.1 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em amostras de lixiviado.

Parâmetro	Unidade	Campo (C) / Laboratório (L)
pH	Unidade de pH	C e L
Potencial redox	MV	C
Oxigênio dissolvido	mg/L	C
Condutividade	μS/cm	C e L
Temperatura	°C	C
Sólidos suspensos totais	mg/L	L
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	L
Nitrogênio amoniacal	mg/L	L
Nitrato	mg/L	L
Nitrito	mg/L	L
Ácidos graxos voláteis	mg/L	L
Carbono orgânico total	mg/L	L
DBO	mg/L	L
DQO	mg/L	L
Alcalinidade total	mg/L	L
Sulfato	mg/L	L
Ca	mg/L	L
Mg	mg/L	L
Na	mg/L	L
K	mg/L	L
Cl	mg/L	L
Fe	μg/L	L
Mn	μg/L	L
Cd	μg/L	L
Cr	μg/L	L
Pb	μg/L	L
Zn	μg/L	L
Bactérias do grupo coliforme	NMP/100ml ou UFC	L
Heterotróficos aeróbios	NMP/100ml ou UFC	L
Anaeróbios	NMP/100ml ou UFC	L

Fonte: Environment Agency (2001).

Na medida da pressão de líquidos, são recomendados piezômetros do tipo Vector, que permitem medir, separadamente, as pressões de gás e de líquidos. Os piezômetros do tipo Casagrande, por exemplo, podem apresentar alguns problemas de operação em virude da presença de gás que provoca borbulhamento, interferindo nas medidas de pressão líquida (CEPOLLINA *et al*., 1994; ANTONIUTTI NETTO *et al.,* 1995). Um mesmo ponto pode ser usado tanto para medição do nível como para coleta de amostras. A Tabela 2.2 sugere, a título de exemplo, a quantidade de pontos de monitoramento em função da área do aterro.

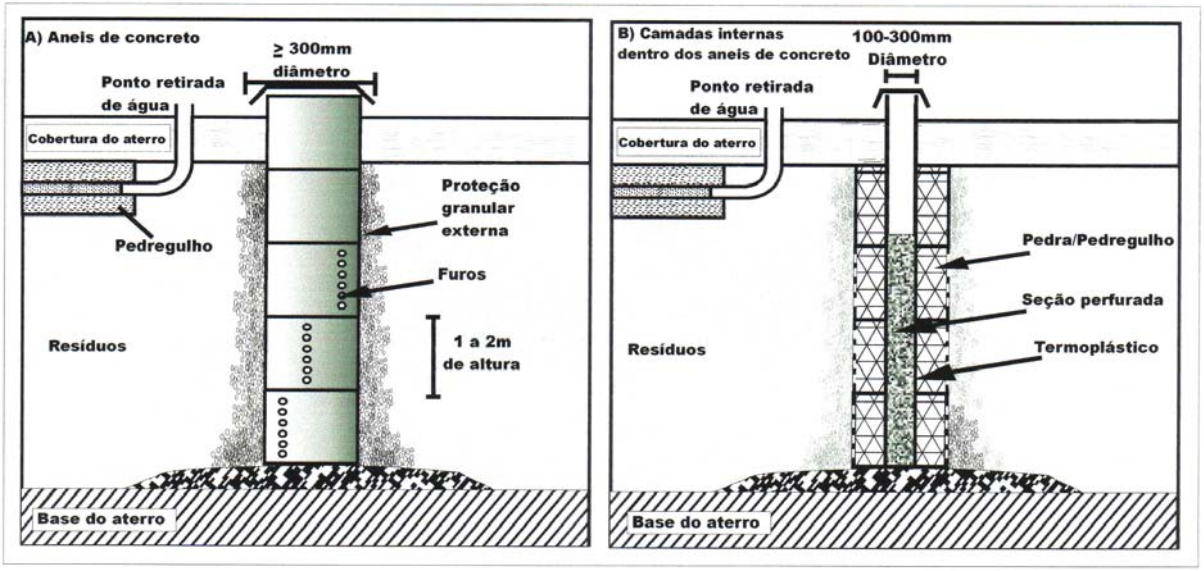


Figura 2.4 - Poço para medição de nível e coleta de lixiviado (Environment Agency, 2001).

Tabela 2.2 - Número mínimo de pontos de monitoramento de lixiviado.

Área do aterro (ha)	N° de pontos de amostragem
Até 5	3
5 a 10	4
10 a 25	6
25 a 50	9
50 a 75	11
75 a 100	13
100 a 125	15
125 a 150	16
150 a 175	17
175 a 200	18
200 a 250	19
> 250	20

Fonte: Environment Agency (2001)

2.2.3 Monitoramento de gases

Em condições anaeróbias, a biodegradação da fração orgânica dos resíduos produz o biogás que é composto, principalmente, por CH_4 e CO_2, além de traços de outros gases. O monitoramento dos gases gerados em aterros sanitários serve para analisar a evolução do processo de decomposição da matéria orgânica, avaliar a possibilidade de aproveitamento do biogás para geração de energia, estimar a emissão de gases liberados para atmosfera através da camada de cobertura do aterro e verificar os riscos de migração do biogás através do solo. Dessa forma, o monitoramento deve envolver medições de gases no interior da massa de resíduos, na superfície do aterro e nos vazios do solo.

O monitoramento do biogás nos vazios do solo no entorno do aterro é feito através de sondas ou poços escavados na zona não saturada para determinar a pressão e a concentração de gás, especialmente de metano, com o objetivo de verificar se há migração de gás através do meio poroso para áreas externas ao aterro e avaliar os riscos de explosão em locais confinados, uma vez que, segundo Tchobanoglous *et al*. (1993), quando o metano está presente no ar em concentrações de 5 % a 15 %, torna-se explosivo.

O processo de digestão anaeróbia de RSU em aterros ocorre em, até, cinco etapas distintas, conforme será descrito no item 2.3.3.1. A concentração e a taxa de geração dos principais constituintes do biogás é variável ao longo do tempo, de acordo com cada uma dessas fases (AUGENSTEIN & PACEY, 1991; OLIVIER & GOURC, 2007). Dessa forma, o monitoramento da concentração de gases no interior da massa de resíduos juntamente com outros parâmetros permite acompanhar a evolução do processo de degradação da matéria orgânica. Esse monitoramento é feito através de medições periódicas *in situ* e/ou coleta de amostras para análise em laboratório. As medições ou coleta do biogás são feitas em poços instalados no corpo do aterro.

São determinadas *in situ*, normalmente, as concentrações de CH_4, CO_2, O_2, CO e H_2S. Para isso, podem ser utilizados cromatógrafos portáteis ou detectores multigás capazes de medir a concentração desses gases diretamente nos poços de monitoramento, como ilustra a Figura 2.5. O equipamento é dotado de uma pequena bomba que faz a sucção do gás e direciona o fluxo para os sensores de leitura. Quando se deseja uma caracterização mais detalhada e precisa da composição do biogás, deve ser feita a coleta de amostra para análise através de cromatografia gasosa em equipamento de laboratório. A coleta do biogás pode ser feita com o auxílio de um sistema de sucção ao qual é adaptado um "bag", para armazenar a amostra, como o sistema ilustrado na Figura 2.6.

A quantificação de gases na superfície do aterro tem o objetivo de estimar a emissão de biogás para a atmosfera através da camada de cobertura e permite avaliar a eficiência dessa camada na retenção dos gases gerados no aterro.

O monitoramento das emissões de gases através da camada de cobertura pode ser feito por meio da instalação de equipamentos para interceptar os gases na superfície dessa camada. Normalmente são utilizadas "placas" com câmaras de formas esféricas, cilíndricas ou prismáticas (GUNARATHNE, 2002), como ilustra a Figura 2.7. Maciel (2003), utilizando uma "placa de fluxo" com câmara prismática, realizou um estudo da emissão de gases no Aterro de RSU de Muribeca/PE.

Figura 2.5 - Medição da concentração de gases em furo de sondagem de uma célula do aterro da Muribeca, RMR- PE.

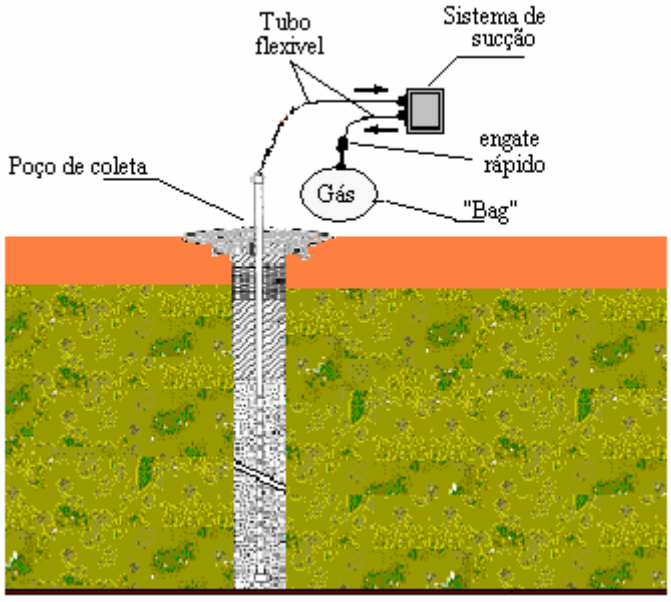


Figura 2.6 - Esquema para coleta de amostra de gás em aterro.

Figura 2.7 - Aparatos utilizados na medição do fluxo de gás, através da camada de cobertura de aterro.

O sistema pode ser montado com câmara aberta ou fechada. O ensaio com câmara aberta ou dinâmica permite a entrada de ar através de um fluxo contínuo, enquanto os gases analisados são lançados na atmosfera. Já no ensaio com sistema fechado ou estático, os gases analisados retornam para o interior da câmara.

A Figura 2.8 mostra o esquema da realização de ensaios de placa pelos métodos estático e dinâmico. No ensaio estático, o fluxo pode ser determinado pela seguinte expressão (CZEPIEL *et al*., 1996 *apud* MACIEL, 2003).

$$F = \frac{V}{A} \cdot \rho \frac{dC}{dt}$$

Onde:

F = fluxo de gás – $[M][L]^{-2}[T]$;

V = volume da câmara – $[L]^3$;

A = área de captação do gás – $[L]^2$;

ρ = densidade do gás – $[M]/[L]^3$;

dC/dt = variação da concentração do gás (% volumétrica) com o tempo.

O ensaio dinâmico requer maior intervalo de tempo para realização, precisando de um bom sistema de calibração com base no volume interno e no nível de emissão superficial. O ensaio estático é mais simples e mais rápido, sendo indicado, quando se necessita realizar muitos ensaios em um curto período de tempo, como no caso de aterros sanitários (COSSU *et al*., 1997 *apud* MACIEL, 2003).

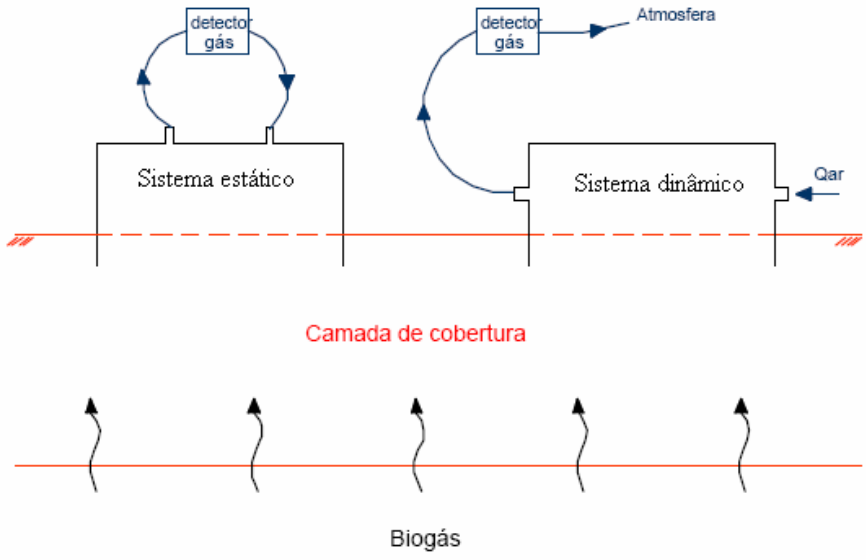


Figura 2.8 - Ilustração de ensaios com sistema estático e sistema dinâmico (MACIEL, 2003).

2.3 Propriedades de resíduos sólidos urbanos

2.3.1 Propriedades físicas

A caracterização inicial e o monitoramento de RSU envolvem vários parâmetros físicos que podem ser mais ou menos relevantes em função dos objetivos desejados, entretanto, de modo geral, os mais importantes incluem composição gravimétrica, massa específica, teor de umidade, capacidade de campo, granulometria, temperatura e compressibilidade. Em face de heterogeneidade do lixo, condições climáticas, estado de compactação e tempo de decomposição, esses parâmetros variam numa ampla faixa de valores e, assim, devem sempre ser citadas as condições em que foram obtidos. Na literatura internacional, são encontradas várias referências sobre o assunto, mas infelizmente com pouca ou nenhuma uniformização no modo de apresentação dos resultados, o que dificulta, muitas vezes, a comparação de dados.

2.3.1.1 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica consiste na obtenção dos percentuais em peso dos principais componentes do lixo, tais como: papel, papelão, plástico, vidro, matéria orgânica, metais ferrosos, metais não-ferrosos dentre outros. O conhecimento dessa composição permite uma avaliação preliminar da degradabilidade, do poder de contaminação ambiental e das possibilidades de reutilização, reciclagem e valorização energética e orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Sendo, portanto, de grande importância na definição das tecnologias mais adequadas ao tratamento e disposição final dos resíduos.

O nível de detalhamento dessa caracterização deve ser definido em relação ao objetivo principal que se quer atingir, podendo tornar-se mais relevante a caracterização de um ou mais componentes. De acordo com FUNASA (2004), em municípios de grande porte, este estudo deve ser realizado por setor ou bairro, uma vez que tal informação é indispensável para a viabilização ou não de um plano de coleta seletiva e/ou compostagem.

O *Bureau of Solid Waste Management,* com base em suas análises e em dados da literatura, sugere nove categorias para caracterização: resíduos de podas; de alimentos; produtos de papel; materiais metálicos; plástico, borracha e couro; têxteis; madeira; vidros e cerâmicas; cinza e pedras (LANDVA & CLARK, 1990). A comissão européia, para a análise de resíduos sólidos, sugere 12 categorias e 35 subcategorias (SWA, 2004). Normalmente, em grande parte das publicações relativas ao tema, são indicados, apenas, os componentes

facilmente identificáveis: matéria orgânica, papel e papelão, plástico, vidro, metal e outros. O termo matéria orgânica é utilizado com muita freqüência para indicar, apenas, os resíduos putrescíveis, o que pode ser meio confuso, já que papéis, têxteis, plásticos também são orgânicos. Tchobanoglous et al. (1993) preferem classificar os resíduos inicialmente em orgânicos e inorgânicos e depois subdividi-los em outras categorias.

Uma caracterização ampla envolve muitos aspectos e se faz necessário considerar definição de zonas de amostragem, número de amostras, categorias e subcategorias de classificação. Neste sentido, algumas metodologias são citadas na literatura internacional, como: I) Metodologia DGQA (Direção Geral da Qualidade do Ambiente), definida para quantificação e caracterização de RSU em nível municipal - Portugal; II) Metodologia da ERRA (*European Recovery and Recycling Association*); Metodologia do REMECOM (*Réseau Européen de Mesures pour la Caractérisation des Ordures Ménagéres*), estabelecida a partir de uma reunião técnica entre 18 localidades de 6 países europeus (LIPOR, 2000); III) *Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste* (ASTM, 2003b); IV) Waste Compostion Anaysis (*Department for Environment Food & Rural Affairs* - DEFRA, 2004) e V) *Methodology for the Analysis of Solid Waste* (SWA, 2004). Sharma & McBean (2007) sugerem uma metodologia simplificada para caracterização de resíduos sólidos.

Em nível de métodos de amostragem para ampla caracterização de RSU, são conhecidas várias metodologias decorrentes de exigências nacionais particulares: Protocolo ARGUS (Alemanha), Protocolo IBGE (Bélgica), Protocolo EPA (Irlanda), Metodologia MODECOM - França (LIPOR, 2000). No Brasil, não foi encontrada nenhuma recomendação oficial a esse respeito, entretanto, para caracterização gravimétrica pontual, os trabalhos da CETESB (1990) e D'Almeida & Vilhena (2000) sugerem vários procedimentos para amostragem e preparação de amostras. A NBR 10007 (ABNT, 2004b) fixa as condições para amostragem, preservação e estocagem de resíduos sólidos, mas não é específica para resíduos sólidos urbanos.

A composição dos RSU é muito variável e depende de fatores, como a situação econômica da população (SHARHOLY *et al.*, 2007), estações do ano, clima, hábitos da população e, até, a legislação ambiental vigente. A grande heterogeneidade desses resíduos e sua variabilidade no tempo e espaço torna difícil estabelecer, com precisão, a sua composição em uma determinada região, e, conforme Tchobanoglous *et al*. (1993) os dados antigos devem ser analisados com cautela. A título de ilustração, as Tabelas 2.3 e 2.4 apresentam,

respectivamente, a composição típica dos resíduos de algumas cidades brasileiras e de vários países.

Tabela 2.3 - Perfil qualitativo dos RSU gerados em algumas cidades brasileiras.

Cidade	Matéria Orgânica (%)	Papel e papelão (%)	Plástico (%)	Vidro (%)	Metal (%)	Outros (%)
Brasília[1]	50	26	15		2,5	6,5
Belo Horizonte[2]	61,6	9,5 (papel)	10,9	2,8	2,3	12,9
Salvador[3]	-	16,2	17,1	2,9	3,7	60,2
São Carlos –SP[4]	56,7	21,3	8,5	1,4	5,4	6,7
São Paulo[5]	49	19	23	2	4	3
Rio de Janeiro[6]	60,7	13,5	15,3	3,2	1,6	5,7
*Palmas[7]	63	10,7	11,4	2,4	5,9	6,6
Recife[8]	46,3	12,2	19,4	1,0	1,9	19,2

Fonte: [1]Junqueira (2000); [2] SMLU (2004) *apud* Catapreta *et al*. (2007); [3]D'Almeida & Vilhena (2000); [4] Povinelli & Gomes (1991); [5]Limpurb (1999) *apud* Ziglio (2002); [6]COMLURB (2005); [7] Naval & Gondim (2001); [8] Mariano *et al*. (2007).
* RSU Residencial -Valores médios considerando análises em períodos distintos.

Tabela 2.4 - Perfil qualitativo dos RSU gerados em alguns países.

País	Matéria Orgânica (%)	Papel e papelão (%)	Plástico (%)	Vidro (%)	Metal (%)	Têxteis (%)	Outros (%)
África do Sul[1]	31	33	7	12	7		10
Alemanha[2]	44	18	5	9	3		20
Brasil[3]	52,5	24,5	2,9	1,6	2,3		16,2
Canadá[1]	33,9	38,9	4,9	6,5	6,2		9,6
Espanha[1]	52,0	15,0	6,0	6,0	2,5		18,5
França[2]	25	31	10	12	6	4	12
Holanda[2]	52	25	8	5	4	2	5
Índia[3]	78,0	2,0					20
Itália[2]	47	23	7	6	3		14
Japão[1]	22,2	31,1	15,9	13,8	6,4		10,6
México[3]	54,4	20	3,8	8,2	3,2		10,4
Portugal[2]	60	23	4	3	4		6
Peru[3]	51,4	10,0	3,2	1,3	2,1		32,0
Reino Unido[2]	20	35	11	9	7	2	16
Suíça[2]	30	31	15	8	6	3	7
Turquia[2]	19	37	19	9	7		18
Escócia[5]	31,9	24,3	11,5	6,6	7,1	5,1	17,1
U.S.A[4]	11,4	35,7	11,1	5,5	7,9		28,4

Fonte: [1] Otero Del Peral (1992) e Carra & Cossu (1990) *apud* Palma (1995); [2]White (1995); [3]Philippi Jr. (1999) *apud* D'Almeida & Vilhena (2000); [4]EPA (2003); [5]SEPA (2004).

No Brasil, predomina o teor de matéria orgânica com uma porcentagem normalmente acima de 50 %. A alta porcentagem de matéria orgânica é típica de países menos desenvolvidos (AIT, 2004) devido, principalmente, à falta de preparo prévio da maioria de vegetais e frutas que vem com talos e folhas e à quantidade relativamente menor de outros componentes (TCHOBANOGLOUS, *et al*., 1993) conforme sugerem os dados da Tabela 2.4 que indicam percentuais de papel, papelão, plásticos e metais mais elevados nos países desenvolvidos.

Os dados atualizados da composição dos RSU nas cidades brasileiras são reduzidos e a falta de uniformização na metodologia de caracterização, incluindo as categorias adotadas, a coleta, a preparação da amostra, a triagem, e o método adotado para escolha das rotas e o número de amostras, dificulta a comparação dos resultados. Sem citar que algumas caracterizações incluem, apenas, o lixo doméstico, e outras, a totalidade dos resíduos urbanos. De acordo com dados apresentados por DEFRA (2004), os resultados da composição gravimétrica de lixo domiciliar, obtida por metodologias diferentes, podem apresentar uma variação considerável nos teores de plástico, papel, têxteis e resíduos putrescíveis.

2.3.1.2 Massa específica

Os resíduos sólidos constituem um sistema de três fases (sólida, líquida e gasosa) e, à semelhança dos solos, podem ser definidas três massas específicas, a saber: massa específica aparente (ρ), massa específica aparente seca (ρ_d) e massa específica da fase sólida (ρ_s). Os resultados calculados, conforme as equações seguintes, são expressos normalmente em kg/m^3 ou em t/m^3.

$$\rho = Mt / Vt$$

$$\rho_d = Ms / Vt$$

$$\rho_s = Ms / Vs$$

Sendo,

Mt = massa total dos resíduos sólidos;

Ms = massa da parte sólida seca;

Vt = volume total;

Vs = volume de sólidos, descontados os vazios permeáveis.

A maioria dos dados apresentados na bibliografia referem-se à massa específica aparente úmida (ρ), visto que, na prática da gestão de RSU, na maioria das vezes, o que mais

interessa é a massa total dos resíduos que serão depositados e o volume total que estes ocuparão no aterro. O valores de ρ_d e ρ_s são mais empregados em aplicações da geotecnia ambiental. A determinação da massa específica (ρ) do lixo fresco antes da disposição no aterro é relativamente simples, e a dificuldade reside apenas na obtenção de uma amostra representativa. Já a medida desse parâmetro em aterros não é tão simples devido às dificuldades para a retirada de amostras "indeformadas" que sejam representativas ou de simular em laboratório as mesmas condições de compactação do aterro, a partir de amostras deformadas. De acordo com Lopes e Gomes (2000), a experiência mostra que ensaios *in situ* feitos em poços ou valas onde se relaciona a massa dos resíduos retirados com o volume da cavidade é a melhor forma de determinar o valor de ρ. Landva & Clark (1990), através desse método, obtiveram valores na faixa de 700 kg/m^3 a 1400 kg/m^3.

A massa específica seca (ρ_d) pode ser calculada pela expressão $\rho_d = \rho / (1 + w_s)$, onde w_s é o teor de umidade na base seca e ρ_s é a massa específica dos sólidos que poderia ser estimada utilizando o método adotado na mecânica dos solos - NBR 6508 (ABNT, 1984b). Entretanto, de acordo com Sowers (1973), em virtude da natureza complexa dos resíduos, a determinação precisa de ρ_s seria praticamente inviável.

O conhecimento dos valores de ρ é importante não só para os aspectos gerenciais de coleta, disposição e comportamento mecânico do resíduo sólido no aterro mas também, pelo fato de poder influenciar no processo de degradação da matéria orgânica. De acordo com Batstone *et al*. (1989), quando os resíduos não são compactados, facilitam a entrada de ar e o estabelecimento de condições aeróbias. Em resíduos altamente compactados, entretanto, pode haver grande redução do teor de umidade inibindo a atividade microbiana. A massa específica (ρ) está sujeita à grandes variações, dependendo, especialmente, da natureza dos resíduos, estado de compactação, grau de saturação, existência ou não de cobertura diária e estágio de decomposição. Os valores de **ρ** citados na literatura variam numa ampla faixa que vai desde 110 kg/m^3, para resíduos soltos sem nenhuma compactação, até 1700 kg/m^3, para resíduos bem compactados, como mostra a Tabela 2.5. Landva & Clark (1990) calcularam os valores máximos possíveis de ρ, simulando uma combinação mais leve (360 kg/m^3) e mais pesada (1640 kg/m^3) para uma composição típica de aterros de RSU.

Os valores de ρ_d independem do grau de saturação, e os de ρ_s dependem, basicamente, da natureza da fração sólida e da degradação, na medida em que são alteradas as composições dos materiais sólidos. A faixa de variação da massa específica da fração sólida (ρ_s) do lixo, ou seja, descontando os vazios, é pouco conhecida. Gabr & Valero (1995)

encontraram valores da ordem de 2,0 g/cm^3 para a fração que passa na peneira n° 200 (0,074 mm).

Em aterros, a massa específica (ρ) depende muito dos procedimentos operacionais, mas geralmente cresce com a profundidade, devido, principalmente, aos recalques induzidos pelo peso das camadas sobrejacentes. Entretanto, de acordo com dados apresentados por Kavazanjian *et al*. (1995), para profundidades maiores do que 45 m, o acréscimo de ρ seria irrelevante.

Tabela 2.5 - Resultados de massa específica de RSU, segundo vários autores.

Referência	**Informação sobre o estado dos resíduos**	**Massa específica aparente – ρ (kg/m^3)**
Tchobanoglous *et al*. (1993)	Em caminhão compactador	178 a 451
	No aterro:	
	Medianamente compactado	362 a 492
	Bem compactado	590 a 742
ISSMF (1997)*	Pouco compactado	300
	Bem compactado	1700
Palma (1995)	Sem compactar	110 a 220
Zornberg *et al*. (1999)	Aterro Gabriel Valley/Los Angeles (3m a 55 m de profundidade)	1000 a 1500
Sowers (1968)*	Dependendo do grau de compactação	480 a 960
Fasset *et al.* (1994)***	Pouco compactado	300 a 800
	Moderadamente compactado	500 a 900
	Bem compactado	1000 a 1100
Gabr & Valero (1995)	Ensaio de compactação e na umidade ótima	930
Landva & Clark (1990)	Compactado em aterro	700 a 1400
Merz (1962)**	Não compactado	240 a 270
AIT (2004)	Não compactado	170 a 270

Fonte: *Lopes & Gomes (2000); ** ENGECORPS (1996); ***Hossain (2002).

2.3.1.3 Tamanho das partículas.

A distribuição percentual por tamanho de partículas dos componentes dos resíduos é um fator que influencia tanto nos aspectos gerais do gerenciamento (coleta, transporte, recuperação de materiais e disposição final) como, especificamente, no processo de degradação da matéria orgânica. Quanto menor o tamanho das partículas dos resíduos sólidos, maior a área superficial específica e maior o contato entre os microrganismos e o substrato, podendo acelerar o processo de biodegradação. Entretanto, para RSU em condições

anaeróbias, a redução da granulometria pode, conforme resultados de algumas pesquisas (BIDONE & POVINELI, 1999), ser prejudicial à evolução do processo. 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 10cm 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_2, e o experimento que produziu CH_4 foi aquele cujos resíduos não foram processados. Esses dados sugerem que a redução da granulometria poderia aumentar a taxa de hidrólise, resultando em grande acumulação de ácidos orgânicos, baixando muito o pH, o que inibiria a metanogênese. Estudos com resíduos sólidos provenientes de restaurante (CATELLI, 1996) sugerem isso.

Os procedimentos operacionais para determinação do tamanho das partículas e das proporções relativas em que elas se encontram são dos mais laboriosos na caracterização de RSU. Isso devido à grande heterogeneidade dos resíduos tanto em relação à natureza quanto à forma e dimensões das partículas. Talvez por isso sejam relativamente reduzidos os dados disponíveis na literatura.

O tamanho dos materiais que compõem os RSU pode ser determinado pela dimensão principal ou pelas médias aritmética ou geométrica de duas ou das três dimensões. Tomando como base uma medida linear, o tamanho médio individual de resíduos sólidos urbanos domésticos está entre 17,7cm e 20,3cm e, o valor modal para cada um dos componentes, com exceção de papel e papelão é menor ou igual a 20 cm (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993; HASSELRUS, 1984 *apud* TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993). Esses mesmos autores apresentam curvas indicando uma faixa granulométrica típica para RSU domésticos e comerciais em que se observa que cerca de 50 % da massa de resíduos teria dimensões compreendidas entre 12,7 cm e 25,4 cm, aproximadamente. De acordo com Russo (2003), os RSU apresentam dimensões médias que variam entre 15 e 25 cm.

Uma outra maneira de determinar a curva granulométrica de resíduos sólidos é através do processo do peneiramento, utilizado tradicionalmente na mecânica dos solos, conforme o método descrito na NBR 7181 (ABNT, 1984c). O peneiramento é usado principalmente para partículas menores que 20mm. Neste caso, o peneiramento por via úmida pode apresentar valores diferentes do peneiramento a seco (GABR & VALERO, 1995; GOMES, *et al*., 2005), como ilustra a Figura 2.9.

Knochenmus *et al*. (1998) apresentam curvas granulométricas de RSU de idades diferentes nas quais se observa que há uma tendência de redução das partículas com a idade do lixo devido, provavelmente, à evolução do processo de degradação.

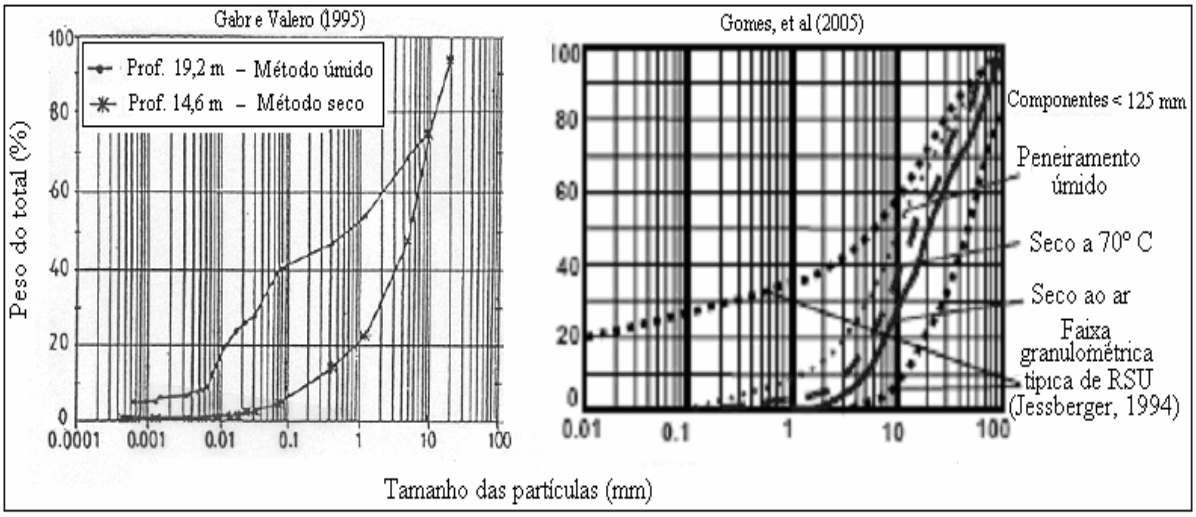


Figura 2.9 - Distribuição granulométrica de RSU via peneiramento e/ou sedimentação.

2.3.1.4 Compactação

Na mecânica dos solos, o processo de compactação visa, através da aplicação de cargas estáticas ou dinâmicas, reduzir os vazios do solo, aumentando a massa específica aparente e sua resistência. Essa técnica também empregada para os resíduos sólidos procura, principalmente, reduzir os vazios do lixo através das operações de espalhamento e passagem de equipamentos apropriados sobre as camadas de lixo, possibilitando um maior acondicionamento de resíduos por unidade de volume, aumentando a vida útil do aterro. À semelhança dos solos, espera-se que o lixo compactado também apresente melhores características mecânicas, especialmente, no que diz respeito à redução de recalques.

As informações disponíveis sobre o comportamento das curvas de compactação de RSU que relacionam umidade e massa específica são escassas e, às vezes, contraditórias. De acordo com König & Jessberger (1997), essas curvas apresentam comportamento semelhante ao observado em solos, enquanto que os dados apresentados por Marques (2001) indicam que a relação entre umidade e massa específica aparente não permite a determinação de uma massa específica máxima associada a uma umidade ótima.

Gabr & Valero (1995) apresentam ensaios de compactação de RSU com idades entre 15 e 30 anos compactados na energia do proctor normal. Os autores obtiveram uma massa específica aparente seca máxima de 930 kg/m^3 para uma umidade de 31%. A umidade de saturação foi de 70 % correspondendo a uma massa específica seca de, aproximadamente, 800 kg/m^3 (OLIVEIRA, 2002).

Quanto à relação entre a compactação e o processo de degradação de resíduos sólidos, sabe-se que densidades muito elevadas tenderiam a inibir o processo devido à dificuldade de penetração de água, mas, de acordo com Bidone & Povineli (1999), alguns estudos verificaram que um ligeiro aumento da densidade a uma temperatura de 37 °C aumentou a produção de gás e, portanto, possivelmente haveria um grau de compactação ótimo associado a uma umidade que seria favorável à metanogênese.

2.3.1.5 Recalques

A Geotecnia Ambiental assume um papel relevante na área de resíduos sólidos, contribuindo, decisivamente, nos estudos relacionados à seleção de áreas, projeto, construção, operação e encerramento de aterros. Nesse sentido, uma importante contribuição da Geotecnia está relacionada à medição, análise e previsão de recalques nos aterros de resíduos sólidos urbanos que sofrem reduções volumétricas significativas, devido aos processos de degradação e à alta compressibilidade dos resíduos.

Os resíduos sólidos urbanos são formados por materiais naturais ou artificiais de diversas categorias, formas e tamanhos, podendo apresentar enormes variações nas suas propriedades de deformação, degradabilidade e tenacidade. Dessa forma, os mecanismos que governam as deformações em aterros são muito complexos e envolvem aspectos físicos e bioquímicos, o que torna difícil a estimativa dos recalques da massa de resíduos. Mesmo assim, os estudos desenvolvidos nessa área têm conseguido avançar através da proposição de modelos matemáticos cada vez mais complexos que procuram integrar a biodegradação e o comportamento mecânico dos resíduos aterrados (ALCÂNTARA, 2004)

O acompanhamento dos recalques visa, num primeiro momento verificar se as deformações medidas estão dentro de uma faixa aceitável, de modo que a integridade e o bom funcionamento dos sistemas estruturais do aterro estejam assegurados. Esse aspecto torna-se relevante, tendo em vista que para outros materiais presentes no aterro, como os materiais utilizados nos sistemas de drenagem e os solos dos sistemas de cobertura e de base, a ruptura seja atingida a um nível de deformação muito menor do que o observado nos resíduos (LOPES & GOMES, 2000). Através das análises dos resultados desse monitoramento, podem ser observados os desvios em relação ao previsto no projeto e serem sugeridas correções visando à redução de futuros problemas.

Como referido, uma grande parcela do recalque está associado à degradação dos resíduos aterrados. Dessa forma, embora conclusões a respeito da biodegradação não devam

ser feitas exclusivamente a partir de dados de recalques (BENSON *et al*., 2007), eles podem ser usados como um parâmetro auxiliar na avaliação da velocidade e do estágio de decomposição da matéria orgânica, sendo também, úteis para, eventualmente, se avaliar a potencialidade do aumento de vida útil do aterro e de seu uso depois do fechamento (AL-YAQOUT & HAMODA, 2007).

Os principais mecanismos que condicionam os recalques observados na massa de resíduos são: ações mecânicas, reorientação de partículas, transformações por reações físico-químicas e decomposição bioquímica com perda de massa na forma de gás e líquidos drenados (OLIVIER & GOURC, 2007). Conforme Manassero & Bouazza (1996), *apud* JUCÁ *et al*. (1999), a magnitude do recalque é afetada por vários fatores, destacando-se a densidade,o índice de vazios inicial, o grau de compactação, a composição dos resíduos, o teor de matéria orgânica, a altura do aterro, o nível de lixiviado, o sistema de drenagem de líquidos e os gases e os fatores ambientais. A idade e a composição dos resíduos são de fundamental importância para a avaliação de seu potencial de recalque, podendo-se afirmar que aterros mais antigos possuem um menor potencial de recalque que os aterros mais recentes. De acordo com Benson *et al*. (2007), a introdução de líquidos em aterros pode causar recalques adicionais através de uma série de mecanismos, inclusive da lubrificação dos pontos de contatos das partículas e do amolecimento de materiais porosos e flexíveis, aumentando a massa específica dos resíduos e da biodegradação.

Nos últimos dez anos, além dos trabalhos realizados diretamente em aterros, diversos pesquisadores (GREEN & JAMENJAD, 1997; POWRIE & BEAVEN, 1999; LANDVA *et al*., 2000; WATTS *et al*., 2001; SIMPSON & ZIMMIE, 2001; WARITH, 2002; IVANOVA *et al*., 2003; OLIVIER & GOURC, 2007) têm estudado a compressibilidade de RSU em células experimentais de pequenas dimensões, o que mostra a relevância do tema.

Nos estudos de recalques, diversos modelos matemáticos têm sido utilizados na tentativa de se estimar a redução volumétrica dos resíduos em função do tempo. Esses modelos podem ser divididos genericamente, em dois grupos: Modelos convencionais que são baseados, muitas vezes, na teoria de recalques de solos e modelos "biológicos", assim denominados, porque levam em consideração a decomposição dos resíduos, analisando aspectos, como o ciclo de crescimento da população microbiana, a perda de massa de carbono medida durante um determinado período, o ritmo da degradação da matéria orgânica biodegradável, cinética de hidrólise enzimática e leis que regem os processos de reações químicas e biológicas.

2.3.1.5.1 Modelos convencionais

Vários modelos convencionais são citados na literatura a exemplo dos trabalhos de Rao *et al*. (1977), Yen & Scanlon (1975), Edil *et al*. (1990), Bjarngard & Edgers (1990), Fassette *et al.* (1994) e Ling *et al.* (1998). Alguns modelos convencionais são baseados no modelo proposto por Sowers (1973), conforme Equação 2.2, que representa um modelo simplificado e unidimensional, embasado na Teoria Clássica de Adensamento de Solos (TERZAGHI, 1948). O primeiro termo à direita da equação, baseado no adensamento primário de solos, equivaleria à compressão primária, devido às sobrecargas e ao peso próprio dos resíduos. O segundo termo, baseado no adensamento secundário de solos, representaria a compressão secundária que, conforme o autor, dependeria do índice de vazios inicial e também da biodegradação dos resíduos. Os modelos baseados na teoria clássica do adensamento de solos são inadequados para estudar a compressibilidade de aterros de RSU, uma vez que as hipóteses básicas da referida teoria, conforme El-fadel & Khoury (2000), não seriam válidas para os RSU. Portanto as expressões "compressão primária" e "compressão secundaria", empregadas nas Equações 2.2 e 2.3, são impróprias para denominar as fases de compressão de RSU.

$$\Delta H = C_c' H_o \log\left(\frac{\sigma_{v0} + \Delta\sigma_{v0}}{\sigma_{v0}}\right) + C_\alpha' H \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) \qquad (2.2)$$

Onde:

$$C_c' = \frac{C_c}{1 + e_i}$$

$$C_\alpha' = \frac{C_\alpha}{1 + e_p}$$

ΔH = recalque total;

C_c' = coeficiente de compressibilidade;

H_0 = espessura inicial da camada;

H = espessura da camada após a compressão inicial;

e_i = índice de vazios inicial;

e_p = índice de vazios após a compressão inicial;

$\sigma v_{0'}$ = tensão vertical efetiva na altura média da camada;

$\Delta\sigma v$ = acréscimo de tensão vertical;

C_α' = coeficiente de compressão secundária;
t_2 = tempo em que se deseja estimar o recalque;
t_1 = tempo de início da compressão secundária.

Bjarngard & Edgers (1990), baseados na compilação de dados de recalques provenientes do monitoramento de aterros, sugerem que a compressão secundária seja subdividida em duas fases distintas, denominadas compressão secundária intermediária e compressão secundária a longo prazo, conforme Equação 2.3.

$$\frac{\Delta H}{H} = C_c' \log\left(\frac{\sigma_{vo} + \Delta\sigma_{vo}}{\sigma_{vo}}\right) + C_{\alpha 1}' \log\left(\frac{t_2}{t_1}\right) + C_{\alpha 2}' \log\left(\frac{t_3}{t_2}\right) \quad (2.3)$$

Onde:
ΔH = recalque estimado;
H = espessura inicial da camada de resíduos;
σ_{vo} = tensão efetiva vertical média;
$\Delta\sigma_{vo}$ = incremento de tensão vertical média;
C_c' = coeficiente de compressão primária;
$C\alpha_1$' = coeficiente de compressão secundária intermediária;
$C\alpha_2$' = coeficiente de compressão secundária a longo prazo;
t_1 = tempo para o fim da compressão inicial;
t_2 = tempo para ocorrer a compressão intermediária;
t_3 = tempo para previsão de recalques.

Os recalques imediatos e aqueles que ocorrem, em geral, nos primeiros 30 dias, após a disposição dos resíduos estão associados à redução imediata dos vazios, devido à compressão instantânea da fase gasosa, reajuste das partículas e à deformação imediata da estrutura dos resíduos, ante a aplicação brusca de carga, mecanismos de reorientação, esmagamento de partículas e a dissipação de pressões intersticiais de água e gases (WALL & ZEISS, 1995; LOPES & GOMES, 2000). Entretanto de acordo com El-Fadel & Khoury (2000), há evidências de que esses recalques não estariam relacionados a processos de dissipação de poropressões. Após esse período inicia-se uma nova fase de recalques, que está relacionada a alterações físico-químicas, degradação biológica da matéria orgânica,

deformação mecânica do tipo viscoso e a fenômenos de fluência (MORRIS & WOODS, 1990; ALCITURRI, 2000).

Grisolia & Napoleoni (1996) apresentam um curva típica de recalques de RSU, na qual são indicadas 5 fases de deformação e os mecanismos de compressibilidade: Fase 1 – deformação inicial devido a redução drástica dos vazios; Fase 2 - assentamento residual dos materiais altamente deformáveis; Fase 3 – deformação lenta devido a fluência e à decomposição da matéria orgânica; Fase 4 – fim da decomposição; Fase 5 – deformação residual.

2.3.1.5.2 Modelos biológicos

Na literatura são encontrados vários estudos de recalques em aterros de RSU que consideram parâmetros relacionados à biodegradação, e alguns dos quais, considerados mais relevantes, são citados a seguir.

Wall & Zeiss (1995) estudaram o efeito da remoção de sólidos no recalque, estimando o percentual de carbono decomposto. No período analisado, não observaram um efeito significativo da perda de carbono na taxa de recalque secundário. Isso possivelmente teria ocorrido devido à formação de arco ou de um "esqueleto" de objetos maiores, mascarando a influência da degradação na taxa de recalques. Usando um modelo de primeira ordem, eles ainda estabeleceram uma relação para a perda de carbono orgânico em função do tempo.

Gandolla *et al*. (1992) apresentam um modelo elaborado a partir do ajuste de uma função exponencial, considerando dados experimentais obtidos em reatores (lisímetros), com o objetivo de estabelecer uma função que representasse os recalques no tempo, como mostra a equação 3.4. Neste modelo, a constante "a" corresponde ao recalque unitário final, e o parâmetro "k" rege o ritmo da degradação, decrescente com o tempo, semelhante às leis que regem processos de reação química ou biológica (PALMA, 1995).

$$\frac{\Delta H}{H} = a(1 - e^{-kt}) \tag{2.4}$$

Onde:

ΔH = recalques medidos (mm);

H = altura inicial do aterro;

a = constante;

k = constante;

t = tempo.

Edgers & Noble (1992), citado por Hossain (2002), observaram que, em vários casos práticos, os recalques eram inicialmente previstos com sucesso, entretanto, depois de certo tempo, havia um incremento considerável na taxa de compressibilidade, devido à rápida decomposição biológica que correspondia à fase de crescimento exponencial dos microrganismos. Assim eles propuseram um modelo de recalque considerando um processo de creep até um determinado tempo crítico, baseado em equações de Singh & Mitchell (1968), para deformações do solo. A partir desse tempo crítico, o recalque, devido à biodegradação, é estimado com base no ciclo de crescimento da população microbiana (metanogênicas) de um aterro de resíduos, sendo dado através da seguinte equação:

$$S_{bio} = H_0 B\left[e^{\beta(t-t_k)} - 1\right] \tag{2.5}$$

onde:

S_{bio} = recalque devido à biodegradação;

B = fator de escala;

β = taxa de crescimento médio de microrganismos no aterro;

t = tempo total decorrido;

t_k = tempo crítico para incremento de deformação, devido à atividade biológica.

O grande problema deste modelo é que não há nenhum método preciso para se determinar o tempo crítico t_k.

Park & Lee (1997) usando uma função de cinética de primeira ordem e considerando que o recalque é proporcional aos sólidos solubilizados propuseram a equação 2.6:

$$S_{bio} = H_0 \in_{tot-dec} \left[1 - e^{-k_{dec}t}\right] \tag{2.6}$$

Sendo:

$\varepsilon_{tot\text{-}dec}$ = deformação total pela decomposição;

k_{dec} = taxa de decomposição de primeira ordem.

Arias (1994) apresenta o modelo denominado Meruelo que foi concebido na *División de Ingenieria del Tereno* em conjunto com a área de Engenharia Sanitária, da Universidade de

Cantábria (Espanha), com o objetivo de prever os recalques que ocorrem em aterros de RSU. Nesse modelo, são considerados parâmetros, como o tempo, o teor de matéria orgânica e o ritmo dos processos de biodegradação.

No modelo Meruelo, são considerados somente os recalques que dependem da decomposição da matéria orgânica biodegradável, que ocorrem basicamente sob condições anaeróbias e cuja velocidade de degradação está condicionada à taxa de hidrólise. Em síntese, ele fundamenta-se na perda de massa sólida biodegradável e considera o aporte de resíduos no aterro visando determinar a matéria degradada até um determinado tempo e estabelecer uma relação entre a degradação e os recalques produzidos. Nesse sentido, de acordo com Palma (1995), a perda de massa pode produzir uma redução equivalente no volume total dos resíduos aterrados, provocando recalques e mantendo constante a densidade do aterro ou provocar redução de densidade através do aumento do volume de vazios que, posteriormente, podem traduzir-se em recalques por processos de colapso, embora com ritmo não condicionado pela degradação. A tendência de prevalecer um ou outro efeito vai depender das características do aterro, fundamentalmente da densidade e do grau de degradação dos resíduos. A estimativa dos recalques em função do tempo, seguindo-se a nomenclatura adotada pelo referido autor, é feita através da seguinte expressão:

$$Ss = \alpha H \ COD\left[1 - \frac{1}{k_h T_c}\left(e^{-k_h (t-Tc)} - e^{-k_h t}\right)\right] \qquad (2.7)$$

Onde:

Ss = recalques (mm);

α = coeficiente de perda de massa transformada em recalques;

H = espessura do aterro (mm);

COD = conteúdo de matéria orgânica biodegradável dos resíduos sólidos;

Tc = tempo de construção do aterro (dia);

k_h = coeficiente de hidrólise (dia^{-1});

t = tempo no qual se deseja estimar os recalques (dia).

A expressão acima considera que a massa de resíduos sofre degradação de forma contínua e que ocorrem acréscimos de massa durante um certo tempo (T_c) e num ritmo constante. A matéria degradada é expressa como uma fração do total de material contido no aterro, enquanto a relação entre o volume de recalques produzidos e a correspondente massa

perdida por degradação (α) é uma constante característica do tipo de aterro e dos resíduos depositados. Ainda de acordo com Palma (1995), na prática e em condições reais, os recalques em um aterro são medidos, geralmente, em relação a um primeiro nivelamento feito em um tempo $t_0 > T_c$, chegando-se à expressão 2.8, com a qual se pode estimar os recalques ao longo do tempo. Ou mesmo, com as medidas reais de recalques, estimar o coeficiente de perda de massa que se transforma em recalques (α) e, ainda, ajustar outros valores como o coeficiente de hidrólise (k_h).

$$\Delta S = \frac{\alpha H \ COD}{k_h T_c}(1 - e^{khTc})(e^{-kht'} - e^{-khto}) \qquad (2.8)$$

Onde:

ΔS = recalque ocorrido entre t_0 e t';

t_0= idade do aterro no início do nivelamento;

t'= idade do aterro no último nivelamento.

2.3.1.6 Temperatura

Nos processos biodegradativos, a temperatura é um parâmetro que implica balanços energéticos e, em geral, dentro de determinados limites, menor temperatura significa menor atividade e menor taxa de conversão do material orgânico presente nos RSU através da ação bioquímica de microrganismos. Os estudos de Kotsyurbenko *et al*. (1993) evidenciam que, na degradação da matéria orgânica em condições anaeróbias, o processo de decomposição de ácidos graxos a 15 °C é cerca de dez vezes mais lento em relação a uma temperatura de 28 °C. Entretanto, o efeito desse parâmetro sobre o processo de digestão anaeróbia não é uma função crescente, pois os microrganismos só apresentam atividades específicas elevadas dentro de faixas de temperatura relativamente estreitas (GUNNERSON, 1986, *apud* JUNQUEIRA, 2000).

Os microrganismos em geral e aqueles que atuam na degradação do material orgânico em aterros de RSU, mantidos sob condições anaeróbias, a depender da faixa de temperatura ótima de crescimento, podem ser agrupados em quatro categorias (MADIGAN *et al*., 2002), conforme mostra a Figura 2.10.

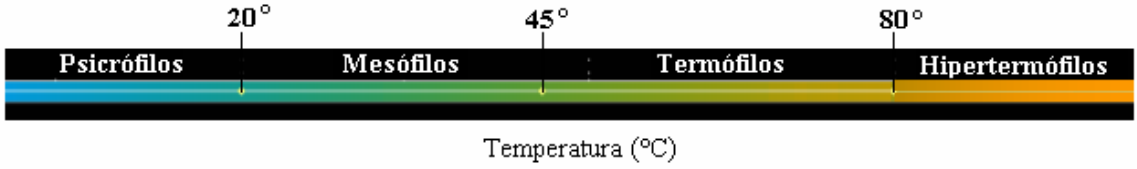


Figura 2.10 - Classificação dos microrganismos em função da temperatura de crescimento.

A maioria das Archaea metanogênicas conhecidas são mesófilas e possuem uma temperatura ótima entre 35 e 40 °C (PFEFFER, 1973). Entretanto, existe uma grande diversidade de psicrofílicas, mesofílicas e termofílicas (MCCARTY, 1964, MATA-ALVAREZ & MARTINEZ-VITURTIA, 1986; MADIGAN *et al*., 2002), e a formação do metano pode ocorrer dentro de uma extensa variação de temperatura que vai de 0 a 90 ºC ou 100 °C (ZINDER, 1993; BIDONE & POVINELLI, 1999). Nas zonas mesofílica e termofílica, as temperaturas ótimas parecem estar, respectivamente, na faixa de 30-35 °C e 50-55 °C (BIDONE & POVINELLI, 1999) ou de 30-38 °C e 55-60 °C (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993). Hartz *et al*. (1982) referem-se à geração de metano a partir de amostras de resíduos mantidas em temperaturas que variam entre 21 e 48 °C.

Usualmente em aterros, o processo de degradação acontece, predominantemente, na faixa mesofílica e, em temperaturas de 30 a 35 °C (CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989), e as temperaturas geralmente não ultrapassam os 45 °C, sendo difícil um aterro ser operado na faixa termofílica (BIDONE & POVINELLI, 1999). Entretanto, em alguns estudos de aterros, registram-se temperaturas bem mais elevadas. Kim (2003) identificou valores entre 35 e 60 °C em amostras coletadas de 6 a 25 m de profundidade. No aterro da Muribeca (PE), observam-se temperaturas numa faixa de 30 até 65 °C (JUCÁ *et al*., 2002).

Estudos da cinética de fermentação de RSU em temperaturas de 30-46 °C indicam que a faixa ótima de operação de aterros estaria entre 36-38 °C e que sob condições ótimas, em apenas um ano, haveria uma redução de cerca de 95 % da matéria orgânica biodegradável (MATA-ALVAREZ & MARTINEZ-VITURTIA, 1986).

2.3.1.7 Teor de umidade

A variação do percentual de água dos resíduos influencia em parâmetros associados ao seu comportamento mecânico e ao desenvolvimento e transporte de microrganismos participantes do processo de degradação da matéria orgânica, sendo apontado por Chugh *et al*. (1998) e Vavilin *et al*. (2003), como um dos fatores críticos que afetam a biodegradação de

RSU. Vários autores, a exemplo de Williams *et al.* (1987) e Young (1995), sugerem que a taxa de hidrólise seja diretamente proporcional ao teor de umidade dos resíduos, portanto esse parâmetro é importante para a análise do comportamento de RSU durante o processo de degradação em aterros.

Esse parâmetro adimensional, pode ser expresso como uma relação de volume (umidade volumétrica) ou de massa (umidade gravimétrica). No primeiro caso, a umidade é expressa como uma relação entre o volume de líquido e o volume total *in situ* da amostra considerada ($\theta = V_l / V_t$). No segundo caso, o teor de umidade pode ser expresso como uma relação entre a massa de líquido e a massa total ($w_w = Mw / M_t$) ou em relação à massa seca ($w = Mw / M_s$). Em ambos os casos, os resultados normalmente são apresentados em porcentagem. O método gravimétrico, baseado na massa úmida é mais utilizada no campo da gestão de resíduos sólidos (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993; D'ALMEIDA & VILHENA, 2000) e o baseado na massa seca, geralmente é adotado em aplicações geotécnicas. As umidades volumétrica e gravimétrica podem ser correlacionadas através das seguintes expressões:

$$\theta = (\rho / \rho_w) w_w \quad \text{ou} \quad \theta = (\rho_d / \rho_w) w \tag{2.9}$$

Sendo:

θ = teor de umidade volumétrica;

ρ = massa específica aparente;

ρ_d = massa específica aparente seca;

ρ_w = massa específica da água;

w_w = teor de umidade gravimétrica na base úmida;

w = teor de umidade gravimétrica na base seca.

Em qualquer dos casos, para efeito de cálculo, considera-se que a massa de "água" refere-se ao material que evapora, quando a amostra é mantida numa determinada faixa de temperatura, durante o tempo necessário, para que atinja uma massa constante em pesagens sucessivas. Alguns autores recomendam uma temperatura de secagem de 105 °C (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993; WHO, 1979) e de 40ºC a 50ºC, quando também se desejar realizar análise microbiológica (WHO, 1979). Estudos de Lange *et al.* (2003) com amostras de pesos diferentes e em temperaturas de 65 °C a 150°C indicam que a melhor metodologia para RSU consiste no uso de amostra com (100 ± 2) g e temperatura de (105 ±

5)°C por 24 horas. Lima *et al*. (2002) apresentam dados de teor de umidade de células do aterro da Muribeca, para temperaturas de secagem de 65 °C e 105 °C e conclui que a diferença entre os valores é irrelevante. Resultados semelhantes também foram obtidos por Gomes *et al*. (2005) para temperaturas de 65 °C, 90 °C e 105 °C.

Normas de ensaios (ABNT, 1986a; ASTM, 2005) sugerem que, para a determinação do teor de umidade de solos com elevado conteúdo de matéria orgânica, a secagem deve ser feita na faixa de 60-65 °C, para se evitar a perda de sólidos por volatilização. As temperaturas usualmente empregadas possibilitam a evaporação da água que escoa livremente entre as partículas, água retida nos interstícios capilares deixados pelas partículas sólidas, água absorvida pelos sólidos porosos e água higroscópica.

Os procedimentos citados são empregados para determinação de umidades em laboratório a partir de amostras frescas de resíduos ou amostras coletadas em aterros, geralmente, através de escavação de valas e sondagens tipo SPT ou rotativas. No caso de monitoramento *in situ* do teor de umidade podem ser empregados métodos eletromagnéticos, TDR (*Time Domain Reflectometry*), PGTT (*Partitioning Gás Tracer Technique*) e sonda de neutros (YUEN *et al*., 2000; IMHOFF *et al*., 2007). De acordo com Yuen *et al.* (2000), os melhores resultados seriam obtidos com a sonda de nêutrons, mas, segundo Imhoff *et al*. (2007), esse método seria mais adequado para identificar alterações nas condições de umidade e não mediria, com precisão, o valor da umidade volumétrica.

A umidade de RSU, antes e após a disposição em aterros, pode variar consideravelmente em função da composição inicial dos resíduos, das condições climáticas, dos procedimentos operacionais de coleta, do projeto e manejo do aterro, da cobertura dos resíduos e da evolução do processo de decomposição química e microbiológica, dentre outros fatores. O teor de umidade tende a aumentar com o aumento do percentual de matéria orgânica (LANDVA & CLARK, 1990), com o incremento da biodegradação e com a profundidade do aterro (GABR & VALERO, 1995). Por outro lado, dados de Coumoulos *et al*. (1995) e Mariano (1999) indicam umidades decrescentes com a profundidade. Estudos de Zornberg *et al*. (1999) mostram que a umidade gravimétrica não apresenta crescimento relevante com a profundidade do aterro, enquanto a umidade volumétrica cresce significativamente. Isso ocorre, possivelmente, em virtude da redução dos vazios devido a sobrecarga.

Os valores do teor de umidade indicados na literatura variam numa ampla faixa em virtude do número de variáveis que influenciam esse parâmetro. Nas condições brasileiras, a umidade do lixo oscila numa faixa de 40% a 60% (BIDONE & POVINELLI, 1999). Essa

mesma faixa de valores foi observada, na Espanha, em resíduos sem compactação (PALMA, 1995). Na maior parte dos RSU dos EUA, a umidade gravimétrica situa-se na faixa de 15% a 40% (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993). Diversos outros autores também citam umidades dentro dessas faixas (HUITRIC, 1981; OWEIS *et al*., 1990; GRISÓLIA *et al*., 1991; JUCÁ *et al*., 1997).

Na Tabela 2.6 podem ser observados alguns valores de umidade compilados da literatura.

Tabela 2.6 - Teor de umidade de RSU segundo vários autores.

Referência	Local	Umidade gravimétrica (%)
Huitric (1981)	Aterros dos EUA	15 a 40
Tchobanoglous *et al*. (1993)	Aterros e em caminhão compactador - EUA	15 a 40
Gabr & Valero (1995)	Pionneer Crossing Landfill /Pensilvânia - EUA	30 a 130*
Coumoulos *et al*. (1995)	Aterro Ano Liossa/ Atenas - Grécia	40 a 60
Palma (1995)	Espanha	40 a 60 (resíduos não compactados)
Elfadel e Al-Rashed (1998)	Aterro de Mountain View/ Califórnia - EUA	26 a 52
Jucá *et al*. (1997)	Aterro Muribeca / Recife - Brasil	20 a 50
Bidone & Povinelli (1999)	Brasil	40 a 60
Gomes *et al*.. (2005)	Aterro de Santo Tirso - Portugal	61 a 117* (respectivamente para lixo novo na superfície e lixo com 3 anos na profundidade de 11 m)

*Umidade na base seca.

2.3.1.8 Capacidade de campo

Em um solo saturado, ocorre, sob a ação da gravidade, a drenagem e a perda de água por percolação, até atingir um equilíbrio com o potencial matricial com que as partículas do solo retêm ou absorvem a água. Esse ponto de equilíbrio característico de cada tipo de solo é conhecido como capacidade de campo e marca o limite entre a água capilar e a água gravitacional. A determinação da umidade de capacidade de campo em laboratório é normalmente associada a uma tensão de 0,033 MPa para solos argilosos e de 0,006 MPa para solos arenosos (OTTONI, 2005).

A capacidade de campo, por convenção, é definida como o teor de umidade de um solo que, depois de saturado, foi deixado drenar livremente, por um período de 24 a 48 horas,

sem haver perdas por evapotranspiração. A capacidade de campo medida *in situ* corresponde, geralmente, ao teor de umidade para uma tensão de água (potencial matricial de água no solo), entre 33 kPa e 10 kPa. Porém, ainda não há uma posição consensual sobre a correta tensão associada à capacidade de campo em cada tipo de solo e sobre o tempo de drenagem, para atingir o equilíbrio. Até porque, de acordo com Souza & Reichardt (1996) *apud* Ruiz *et al*. (2003), devido a vários fatores, a condição de equilíbrio entre a quantidade de água e a força gravitacional dificilmente é atingida. Alguns estudos evidenciam que a umidade do solo na capacidade de campo não está totalmente em equilíbrio e que o movimento da água pode continuar por vários dias, ou mesmo, por meses (SALTER & WILLIAMS, 1965; OLIVEIRA & MELO, 1971; HILLEL, 1980; REICHARDT, 1988, *apud* FABIAN & OTTONI FILHO, 2000).

Esse conceito de capacidade de campo, originalmente empregado para os solos, tem sido utilizado, também para estimar a capacidade que os resíduos sólidos têm de reter água nos seus vazios, antes que ocorra a formação de lixiviado. De acordo com Lins (2003), o armazenamento de água no lixo está diretamente relacionado à sua composição, idade, grau de compactação, profundidade do aterro e à capacidade de campo. Sendo assim, a determinação desse parâmetro é importante para a estimativa da geração de lixiviado e para o controle da umidade do aterro no caso de recirculação de líquidos.

Na literatura, não foi encontrada nenhuma metodologia normalizada para determinação da capacidade de campo em resíduos sólidos. Vaidya (2002) sugere um método de laboratório em que uma amostra de lixo confinada em um cilindro de, aproximadamente, 30 cm de diâmetro por 37 cm de altura é submetida a uma carga estática por um período de, até, 5 dias. A drenagem do lixiviado ocorre através de furos feitos na base do cilindro. Lins (2003), utilizando amostras do aterro de Muribeca/PE confinadas em um cilindro, encontrou valores para umidade (w_w) de capacidade de campo numa faixa de 30 % a 55 %. As amostras foram inicialmente saturadas pelo princípio dos vasos comunicantes, sendo depois submetidas a um processo de livre drenagem.

A capacidade de campo varia com a pressão e o estado de decomposição do resíduo. Em solos, esse valor é influenciado pelo teor de umidade inicial da amostra (FABIAN & OTTONI FILHO, 2000), entretanto dados obtidos em laboratório com amostras de resíduos sólidos submetidas a uma pressão de 240 kg/m^2 sugerem que a capacidade de campo independe da umidade inicial da amostra (VAIDYA, 2002).

De acordo com Tchobanoglous *et al*. (1993), os resíduos domésticos e comerciais não compactados apresentam umidade (w_w) de capacidade de campo que varia numa faixa de

50 % a 60 %. No caso de resíduos compactados, estudos baseados em dados de campo e laboratório (Tabela 2.7) indicam que a umidade de capacidade de campo varia numa ampla faixa, podendo atingir valores bem maiores que 40 % (vol/vol). Essa variação pode ser justificada pela heterogeneidade do aterro e presença de macroporos, cuja condutividade hidráulica é muito maior que a matriz que os rodeia. Isso ocorre mais em aterros jovens, pois, á medida que o aterro envelhece, tem-se a impressão que os macroporos perdem eficiência no transporte de água, e o fluxo no aterro se aproxima mais de um fluxo através de uma matriz sólida (BENGTSSON *et al*., 1994; CORTAZAR, 2003).

Tabela 2.7 – Unidade de capacidade de campo de RSU.

Referência	Capacidade de campo (vol/vol)	Comentário
Oweis, 1990 [1]	20 – 35	Ensaios *in situ*
Schroeder *et al*., 1994 [1,2]	29	Dados de aterro
Huitric *et al*., 1980[1]	7 – 40	Ensaios de laboratório
Bengtsson *et al*., 1994[1]	25 – 40	Revisão de casos
Korfiatis *et al*., 1984 [1]	20 – 30	Em colunas de laboratório
Koda & Zakowicz, 1998[1]	32 – 38 a 51–56	Ensaios *in situ*
Zeiss & Major, 1993[2]	14	Dados de aterro
Owens *et al*., 1990 [2]	20-30	Dados de aterro
Remson *et al*., 1968[2]	29	Dados de aterro
Straub & Lynch, 1982[2]	30-40	Dados de aterro
Vaidya (2002)	24 – 35 *	Ensaios de laboratório

Fonte:[1] Cortázar (2003); [2] Vaidya (2002); * umidade gravimétrica (w_w).

2.3.1.9 Permeabilidade

Os resíduos sólidos constituem um meio poroso através do qual podem drenar os líquidos provenientes de precipitações pluviométricas bem como aqueles gerados durante o processo de decomposição. Assim, a medida de condutividade hidráulica (k) de RSU pode ser importante para o dimensionamento dos sistemas de coleta e drenagem de lixiviados.

A determinação do valor de k pode ser feita diretamente em aterros (*in situ*) ou a partir da coleta de amostras, e diversos métodos, utilizados normalmente, em solos e rochas, têm sido empregados para RSU como: Ensaios de bombeamento (OWEIS *et al*., 1990), ensaios de laboratório do tipo coluna (POWRIE *et al*., 2005; LANDVA & CLARK 1990), ensaios de infiltração em poços (LANDVA & CLARK, 1990) e a utilização de lisímetros (FUNGAROLI *et al*., 1979 *apud* MANASSERO *et al.*, 1996).

Sabe-se que a condutividade hidráulica depende da composição dos resíduos, grau de compactação, do estágio de decomposição, das sobrecargas aplicadas e, a exemplo de outros

parâmetros físicos, apresenta uma grande variação. Considerando dados de laboratório bem como aqueles obtidos em campo, são encontrados, na literatura, valores geralmente da ordem de 10^{-4} m.s $^{-1}$ a 10^{-8} m.s^{-1}. De acordo com Landva *et al*. (1998), um dos motivos da grande variabilidade desse parâmetro em resíduos sólidos está centrado na escala de estudo. Oweis *et al*. (1990), baseados em dados de campo, e Manassero *et al*. (1997) com base em dados da literatura, sugerem que, na falta de dados, podem ser utilizados valores da ordem de 10^{-5} m.s^{-1}.

Em aterros, a condutividade hidráulica é anisotrópica, apresentando valores na horizontal da ordem de 8 vezes maior do que na vertical, isso devido à presença de camadas de coberturas diárias e intermediárias (LANDVA *et al*., 1998). Verifica-se, também, uma diminuição da condutividade hidráulica com a profundidade do aterro. Diversos modelos matemáticos (BLEIKER, 1995; DEMIREKLER *et al*., 1999; POWRIE & BEAVEN, 1999; ROWE & NADARAJAH, 1996) tentam reproduzir essa diminuição da permeabilidade com a profundidade de confinamento dos resíduos.

2.3.2 Propriedades físico-químicas

2.3.2.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

A concentração de íons de hidrogênio, representada pelo pH, é usada, universalmente, para expressar o grau de acidez ou basicidade de uma solução, ou seja, é o modo de expressar a concentração de íons de hidrogênio nessa solução. Esse parâmetro influencia muitas reações químicas e bioquímicas e, portanto, é muito utilizado no monitoramento de diversos ambientes.

O pH é um parâmetro ambiental que pode ser determinante do nível de atividade microbiana, da proporção entre os vários grupos de microrganismos (EMCON, 1986) e, quando atinge valores acima de 9,0 ou abaixo de 4,5, pode alterar o pH interno da célula bacteriana, danificando-a. Já, na faixa de 6 a 9, não representa em si mesmo um fator significativo para o crescimento microbiano (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993). Mesmo assim, esse parâmetro é fundamental para o equilíbrio dinâmico de sistemas de conversão biológica de resíduos orgânicos em ecossistemas anaeróbios naturais ou naqueles produzidos pelo homem, como os aterros sanitários.

Geralmente o pH ótimo para o crescimento bacteriano está compreendido entre 6,5 e 7,5 (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993) e é praticamente nesse mesmo intervalo de pH (6,7 a 7,5 - CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989 - ou de 6,6 a 7,6 - McCARTY, 1964a) que os

processos de digestão anaeróbia se desenvolvem melhor. Valores abaixo de 6,2 inibem fortemente a atividade das metanogênicas e, na faixa de 4,5 a 5,0, afetam também as bactérias fermentativas. Efeitos similares são observados, também, em valores de 8,0 a 8,5 (McCARTY, 1964a e 1964b).

2.3.2.2 Potencial de oxirredução (Eh)

O potencial redox ou potencial de oxirredução, representado normalmente pelo símbolo Eh e expresso na unidade de potência (milivolt - mV), fornece uma indicação do ambiente oxidante ou redutor de um sistema. Logo, a medida desse parâmetro é relevante para o monitoramento de processos de tratamento biológico em que o material orgânico é convertido pela ação bioquímica de microrganismos sob condições anaeróbias, pois o valor do Eh aumenta bruscamente, quando há uma introdução de oxigênio no sistema. A medida do potencial (Eh) de um sistema é feita, de acordo com a equação de Nerst:

$$Eh = Eh^0 - \frac{R \cdot T}{n \cdot F} \cdot \ln \frac{(Red)}{(Ox) \cdot (H^+)} \qquad (2.10)$$

Onde: Eh é o potencial em Volts; F, a constante de Faraday - 96.500 C; “n”, o número de elétrons transferidos em uma meia reação generalizada de um par REDOX; R, a constante universal dos gases; Red = Ox + ne^- + aH^+ (denominado meia-redução) e T é a temperatura absoluta. "Red" e "Ox" se referem, respectivamente, às formas de redução e oxidação de substâncias, e Eh^0 é chamado de potencial-padrão para a meia-reação (EWING, 1975; HERMANN *et al*., 1997).

Os microrganismos aeróbios requerem potenciais positivos para crescerem, enquanto os anaeróbios freqüentemente necessitam de valores negativos. Em diferentes cultivos microbianos, o potencial redox pode variar numa faixa desde valores anaeróbios inferiores a -420 mV até valores aeróbios em torno de +300 mV (VON DER BECKE *et al*., 2000)

O potencial redox padrão (Eh^0) é uma medida da estabilidade termodinâmica da forma reduzida em relação à forma oxidada. Quanto maior o seu valor, maior a estabilidade da forma reduzida e quanto menor, maior a estabilidade da forma oxidada, como mostram as reações seguintes com seus respectivos valores redox padrão ($Eh^{0'}$) em relação ao pH 7 (VOET & VOET, 2004):

$$½\ O_2 + 2\ e^- + 2\ H^+ \leftrightarrow H_2O \qquad Eh^{o'} = 815\ mV$$

$$NAD^+ + 2\ e^- + H^+ \leftrightarrow NADH \qquad Eh^{o'} = -\ 315\ mV$$

No par ½ O_2 / H_2O, a forma reduzida (H_20) é muito estável em relação à forma oxidada, e no par NAD^+/ NADH, a forma oxidada é mais estável.

O poder oxidante ou redutor de um substrato tem grande influência sobre a classe de microrganismos que se desenvolvem sobre ele e, assim, o potencial redox é um dos principais fatores que influenciam na atividade microbiana (FRAZIER & WESTHOFF, 1993; MADIGAN *et al*., 2002).

A medida do Eh em aterros de resíduos sólidos pode ser utilizada como ferramenta para o conhecimento da atividade microbiana (BIDONE & POVINELLI, 1999), pois esse parâmetro é um fator seletivo em todos os ambientes, inclusive, em aterros de RSU, que influi nos microrganismos presentes e em seu metabolismo. As metanogênicas são anaeróbias estritas, logo o processo de digestão anaeróbia requer ausência de oxigênio molecular e potencial redox muito baixo. De acordo com Mosey & Huges (1985), em digestores anaeróbios, o Eh deve estar entre -265 mV e -25 mV.

2.3.2.3 Condutividade Elétrica

O valor da condutividade elétrica pode ser utilizado como auxiliar na identificação de contaminação em ambientes aquáticos. Ele não determina, especificamente, quais os íons que estão presentes em determinada amostra de água, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais que ocorram, devido a lançamentos de resíduos industriais, de mineração, esgotos, ou mesmo, de resíduos sólidos urbanos.

A condutividade elétrica é a medida da capacidade de uma solução aquosa de conduzir a corrente elétrica. Esse parâmetro está relacionado à presença de íons dissolvidos, a concentração total, mobilidade e valência desses íons bem como à temperatura de medição. Soluções de compostos mais inorgânicos são boas condutoras, enquanto as de compostos orgânicos conduzem mal a corrente elétrica. No Sistema Internacional de Unidades, os valores de condutividade são expressos em milisiemens por metro (mS/m) que equivale a 10 µmho/cm ou 1µS/cm = µmho/cm (APHA, 1998).

Em águas cujos valores de pH se localizam nas faixas extremas (pH 9 ou pH 5), os valores de condutividade são devidos, apenas, às altas concentrações de poucos íons em solução, dentre os quais os mais freqüentes são o H+ e o OH-. Águas destiladas geralmente possuem valores na faixa de 0,5 a 3 μmho/cm, e águas potáveis, entre 50 e 1500 μmho/cm. A determinação da condutividade pode ser feita através do método eletrométrico, utilizando-se, para isso, um condutivímetro digital portátil ou de bancada. Valores na faixa de 10000 – 50000 μmho/cm ou menores que 10 μmho/cm podem ser difíceis de medir com os equipamentos eletrônicos usuais (APHA, 1998).

A condutividade é citada por alguns autores como sendo um parâmetro importante para uma melhor compreensão das fases de estabilização da matéria orgânica em um aterro sanitário, e estudos realizados por Pohland & Harper (1985) tentam associar essas fases à medida da condutividade (SCHALCH, 1992):

- Fase de transição – 2450 a 3310 μmho/cm;
- Formação de ácidos – 1600 a 17100 μmho/cm;
- Metanogênica – 2900 a 7700 μmho/cm;
- Maturação final – 1400 a 4500 μmho/cm.

2.3.3 Propriedades microbiológicas

2.3.3.1 Biodegradação de RSU

As transformações biológicas da matéria orgânica complexa em produtos mais simples podem ocorrer particularmente, na presença ou na ausência de oxigênio molecular, ou ainda, em condições intermediárias nas quais coexistem, em um mesmo meio e em áreas distintas, ambientes aeróbios e anaeróbios.

A conversão da matéria orgânica em ambientes anaeróbios se dá através de um processo bioquímico complexo no qual atuam um consórcio de microrganismos com grupos específicos para as várias reações. De acordo com Pohland & Harper (1986) são conhecidas nove etapas do processo, entretanto diversos autores (ZEHNDER, 1978; REES, 1980; GUJER & ZEHNDER, 1983; ZINDER, 1993; PALMISANO *et al*., 1993; BARLAZ, 1996; SPEECE, 1996; NOPHARATANA *et al*., 2007) costumam, de forma simplificada, subdividir o processo global em quatro etapas distintas, que são sumarizadas a seguir:

1. Hidrólise enzimática

A hidrólise é a etapa inicial, e sua velocidade pode limitar todo o processo de digestão anaeróbia. Nessa fase, as bactérias fermentativas liberam exo-enzimas, que promovem a transformação de compostos de alto peso molecular (lipídios, polissacarídeos, proteínas, etc) em compostos dissolvidos mais simples (ácidos graxos de cadeia longa, açúcares solúveis, aminoácidos, etc), que podem ser utilizados no metabolismo bacteriano, através dos mecanismos de anabolismo e catabolismo. De acordo com Tong *et al*. (1990), o estado físico, a estrutura do substrato e sua acessibilidade às exo-enzimas hidrolíticas são fatores importantes à hidrólise. A acessibilidade pode ser alterada pela formação de certos complexos. Por exemplo, a celulose geralmente pode ser facilmente degradada, mas, uma vez incorporada a um complexo lignocelulítico, sua biodegradabilidade é baixa.

Existem três mecanismos principais (BATSTONE, 2000; VAVILIN *et al*., 1996 *apud* SANDERS, 2002) para a liberação de enzimas e subseqüente hidrólise do substrato durante a digestão anaeróbia: i) os organismos liberam exo-enzimas no meio líquido, que vão aderir às partículas ou reagir com um substrato solúvel; ii) os organismos aderem à superfície das partículas, liberam as enzimas e, em seguida, beneficiam-se do substrato dissolvido; iii) o organismo tem uma enzima fixa, que pode duplicar como um receptor de transporte para o interior da célula, o que requer a adsorção do organismo na superfície da partícula. Os mecanismos (ii) e (iii) são mais prováveis de ocorrer, o que significa que, para a hidrólise acontecer teria que haver adsorção da biomassa ao substrato.

Chynoweth & Pullammanappallil (1996) preferem denominar essa etapa de despolimerização, uma vez que a hidrólise, embora seja a principal rota de biodegradação, não é a única e citam como exemplo a despolimerização enzimática de pectina através da liase na qual a água não é envolvida na reação.

2. Acidogênese

Os compostos solubilizados na hidrólise são metabolizados pelos microrganismos fermentativos, anaeróbios estritos e facultativos, gerando produtos orgânicos intermediários de baixo peso molecular, como ácidos graxos de cadeia curta, álcoois, propionato, piruvato e substâncias minerais na forma gasosa, como hidrogênio, sulfeto de hidrogênio e, principalmente, dióxido de carbono. As prováveis reações na acidogênese, a partir da glicose, são:

$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3(CH_2)_2COOH + 2H_2 + 2CO_2$;

$C_6H_{12}O_6 \rightarrow 2CH_3CH_2OH + 2CO_2$;

$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COOH + 2H_2O$;

$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COOH + 4H_2 + 2CO_2$.

3. Acetogênese

O termo acetogênese foi inicialmente utilizado para descrever qualquer reação que origina o acetato, inclusive, fermentação, porém a definição amplamente aceita considera que a acetogênese ocorre pela ação de um grupo específico de bactérias anaeróbias estritas, denominadas genericamente de acetogênicas (MEGONIGAL *et al*., 2004). Nessa fase, as substâncias orgânicas produzidas na acidogênese são convertidas, especialmente, em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono, como indicam as reações abaixo:

$CH_3(CH_2)COOH + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COOH + 2H_2$

$CH_3CH_2OH + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COOH + 2H_2$

$CH_3CH_2COOH + 2H_2O \rightarrow CH_3COOH + CO_2 + 3H_2$

De acordo com Zehnder (1978), citado por Kim (2003), esse processo só é termodinamicamente favorável a baixas concentrações de hidrogênio (10^{-5} atm – 10^{-4} atm). Portanto, as acetogênicas só "trabalham" em associação sintrófica com consumidores de hidrogênio, como as metanogênicas e redutoras de sulfato. Nessa fase, pode, ainda, ocorrer a redução de CO_2 para acetato pelo hidrogênio (homoacetogênese). Essa rota metabólica não tem sido observada em aterros (BARLAZ, 1996) e é pouco provável em reatores anaeróbios (ZINDER, 1992 citado por FORESTI *et al*., 1999), pois as acetogênicas seriam superadas pelas hidrogenotróficas, uma vez que a formação de metano via H_2 / CO_2 é termodinamicamente mais favorável (MEGONIGAL *et al*., 2004).

4. Metanogênese

Essa etapa, que é considerada a última do processo de digestão anaeróbia e na qual atuam as arqueas metanogênicas, pode ser subdividida em acetoclástica e hidrogenotrófica, de acordo com o substrato utilizado para a produção de metano. Na metanogênese acetoclástica, o metano é produzido a partir da redução do ácido acético, sendo gerado, também, dióxido de carbono. Na metanogênese hidrogenotrófica, são utilizados hidrogênio e dióxido de carbono e são produzidos metano e água, como indicam as reações abaixo (MEGONIGAL *et al*., 2004).

$$CH_3COOH \rightarrow CH_4 + CO_2$$

$$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$$

As rotas do acetato e do hidrogênio são dominantes na produção de metano, em vários ambientes anaeróbios, e, de forma genérica, pode-se dizer, que em ecossistemas de água doce, predominam a via do acetato, e, em água salgada, a via do hidrogênio (WHITICAR, 1999), sendo que a contribuição teórica para a produção de metano pela via hidrogenotrófica, durante a degradação de carboidratos, é de 33 % (MEGONIGAL, *et al*., 2004). Entretanto, os microrganismos que produzem metano a partir de hidrogênio crescem mais rápido que aqueles que usam ácido acético (FORESTI, *et al.* 1999), e a produção de metano pela redução de dióxido de carbono seria mais alta, porém a limitação de H_2 em reatores anaeróbios conduz a uma maior produção de metano a partir do acetato (OMSTEAD *et al*., 1980).

A Figura 2.11 mostra, de forma esquemática, as rotas metabólicas mais prováveis durante as fases de degradação da matéria orgânica de RSU, sob condições anaeróbias, e os principais grupos microbianos envolvidos.

Em aterros de RSU, um ecossistema complexo no qual ocorrem, simultaneamente e de forma integrada, vários processos, o material orgânico, que faz parte da composição do resíduo, é convertido, pela ação bioquímica de microrganismos, em subprodutos que dependem do ambiente que prevalece no sistema de tratamento. No ambiente aeróbio, o oxigênio funciona como oxidante, promovendo a mineralização de compostos orgânicos, resultando, principalmente, em dióxido de carbono e água. No ambiente anaeróbio, como citado anteriormente, desenvolvem-se processos fermentativos com vários produtos catabólicos intermediários, sendo que, dentre os produtos finais, estão o metano e o dióxido de carbono.

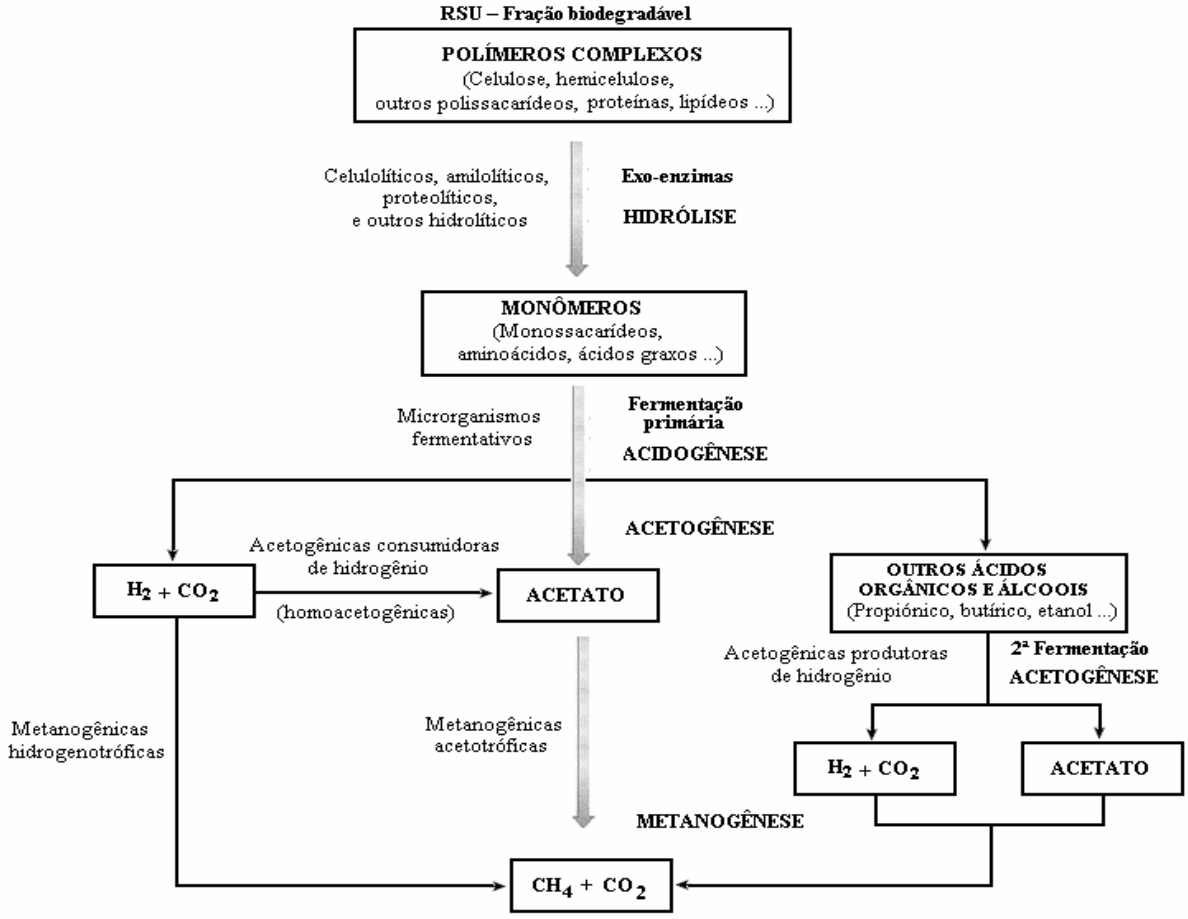


Figura 2.11 - Grupos microbianos e rotas metabólicas possivelmente utilizados na digestão anaeróbia de RSU, induzem à produção de CH_4 e CO_2 (Adaptado de MADIGAN *et al*., 2002 e MEGONIGAL *et al*., 2004).

Embora o tratamento dos resíduos em aterros possa ser feito por digestão aeróbia, a imensa maioria dos aterros em operação têm como concepção técnica a bioestabilização anaeróbia do material orgânico, sendo que condições intermediárias, nas quais coexistem ambientes aeróbios e anaeróbios, podem ocorrer. Vários autores admitem, de forma conceitual, que a biodegradação de RSU em aterros ocorre em, até, cinco etapas seqüenciais (CHRISTENSEN & KJELDSEN, 1989; FARQUHAR & ROVERS, 1973; PARKER, 1983 POHLAND, 1987; POHLAND, 1991; TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993; BARLAZ, 1996, BENSON *et al*., 2007) que são discutidas a seguir. Algumas dessas etapas se confundem com as etapas do processo de digestão anaeróbia:

1. Fase aeróbia inicial

Os resíduos depositados nos aterros carrega em seus vazios grandes quantidades de oxigênio molecular, o que possibilita, inicialmente, a biodegradação sob condições aeróbias. Nesta fase que pode durar algumas semanas ou até poucos meses, ocorre o processo

de hidrólise sob condição aeróbia, e a principal fonte de carbono para a atividade dos microrganismos provém de açúcares solúveis. Como conseqüência de reações aeróbias, fortemente exotérmicas, registra-se um aumento considerável da temperatura nessa fase inicial. De acordo com Lu *et al*. (1985), o lixiviado formado durante a fase aeróbia é caracterizado pelo elevado teor de sais solúveis e teores relativamente pequenos de espécies orgânicas, provenientes da biodegradação aeróbia.

2. Fase de transição

A queda no nível de oxigênio molecular, o aumento da perda de oxigênio através da liberação de dióxido de carbono na fase gasosa e o início do estabelecimento de condições anaeróbias na massa de lixo caracterizam a fase de transição. Em condições anaeróbias, o receptor de elétrons muda de oxigênio para nitrato e sulfatos. No final dessa fase, ocorre o início do acúmulo de ácidos graxos voláteis. Ainda na fase de transição, a umidade de capacidade de campo pode ser atingida, ocorrendo a formação de lixiviado.

3. Fase ácida anaeróbia

A fase ácida anaeróbia engloba os processos de decomposição que são precursores da metanogênese. Nessa fase, o aumento da atividade microbiana resulta na grande produção e acúmulo de quantidades significativas de ácidos orgânicos e CO_2, fazendo o pH do resíduo decrescer para valores abaixo de 6,0 (BARLAZ, 1996) ou até valores inferiores a 5,0 (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993) para o lixiviado produzido. É, portanto, nessa fase que a concentração de ácidos carboxílicos alcançam um máximo, e o pH atinge valores mínimos durante todo o processo. O acúmulo de ácidos ocorre também devido à baixa atividade de microrganismos consumidores de ácidos, como as acetogênicas e metanogênicas. Finalmente, ainda são características dessa fase os aumentos significativos na DQO, DBO e condutividade do percolado bem como a lixiviação de muitos nutrientes.

4. Fermentação metânica

Nessa fase, acentua-se a atividade dos microrganismos acetotróficos e hidrogenotróficos produtores de metano, muitas vezes já iniciada no final da fase ácida. O consumo de hidrogênio (BARLAZ, 1996) contribui para uma maior conversão de butirato e propionato para acetato, e o consumo deste possibilita a elevação do pH, favorecendo o crescimento de acetogênicas, o que permite um consumo adicional de ácido carboxílico e aumento adicional na taxa de metano. As concentrações de metano e CO_2 atingem

normalmente valores numa faixa de 50 % - 70 % e 30 % - 50 % do volume do biogás produzido, respectivamente. Com a elevação do pH para uma faixa de 6,8 a 8,0 (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993), ocorrem reduções nas concentrações de DQO, DBO e de metais pesados do lixiviado. Esta fase, ainda, é caracterizada pelo baixo potencial de oxirredução (PAUL & CLARK, 1989) devido às baixas concentrações de sulfato e nitrato.

5. Fase de maturação

Nessa fase, considerada a última do processo de degradação em aterros, ocorre a redução da atividade biológica em virtude da escassez de nutrientes, uma vez que a maioria dos compostos orgânicos de rápida e média degradação sob condições anaeróbias já foi convertida em biogás ou retirados do meio juntamente com o lixiviado, restando, apenas, matérias de degradação lenta e inertes. A fase de maturação é caracterizada pela redução na produção de CH_4, CO_2 e pelo aumento nas concentrações de O_2 e N_2. O lixiviado produzido (TCHOBANOGLOUS, *et al*., 1993) conterá ácidos húmicos e fúlvicos, que são de difícil degradação biológica.

2.3.3.2 Microrganismos indicadores de poluição e envolvidos na degradação de RSU

2.3.3.2.1 Microrganismos indicadores de poluição

Um indicador biológico ou bioindicador pode ser uma espécie ou um grupo de microrganismos que permite a caracterização do estado de um ecossistema e de alterações naturais ou antrópicas que estejam ocorrendo, fornecendo informações sobre outros índices ou processos mais difíceis ou caros de monitorar.

Grupo coliformes

As bactérias do grupo coliformes, designadas genericamente de coliformes totais são, com base na ABNT (1989), Madigan *et al*. (2002) e APHA (1998), bastonetes gram-negativos não esporogênicos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, capazes de fermentar a lactose com produção de ácido, aldeído e gás de 24 a 48 horas, à temperatura de 35 ± 0,5 °C.

Os coliformes termotolerantes são microrganismos pertencentes ao grupo dos coliformes totais e eram denominados coliformes fecais. De acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (2000), eles são caracterizados pela presença da enzima β-galactosidase e pela capacidade de fermentar lactose com produção de gás em 24 horas, à temperatura de 44-45°C, em meios, contendo sais biliares ou outros agentes tenso-ativos com

propriedades inibidoras semelhantes. Além de presentes em fezes humanas e de animais, podem também ser encontrados em solos, plantas ou quaisquer efluentes, contendo matéria orgânica.

As bactérias do grupo coliforme, especialmente os coliformes termotolerantes (anteriormente denominados coliformes fecais), vêm sendo utilizadas há várias décadas como indicadores de poluição fecal de corpos d'água. Conforme *American Public Health Association* - APHA (1998), usualmente, utiliza-se a contagem de coliformes totais e coliformes termotolerantes para avaliar, respectivamente, a qualidade de águas tratadas e de águas não tratadas.

A escolha desses grupos de bactérias como indicadores de contaminação da água deve-se à sua relação com a contaminação fecal, uma vez que estão presentes nas fezes de animais de sangue quente, inclusive do homem e pela facilidade de identificação e quantificação em amostras de líquidos através de métodos simples e de custo financeiro relativamente baixo. A presença de coliformes estaria, assim, associada a uma grande variedade de agentes enteropatogênicos, como *Campylobacter, Salmonela, Shigella, Yersinia, Aeromonas, Pasteurella, Francisella, Leptospira, Vibrio*, protozoários e vírus, como o da hepatite. Entretanto, o uso do número de coliformes totais como indicador de contaminação fecal tem sido bastante questionado. De acordo com USEPA (2002), a presença desses microrganismos pode não significar contaminação do meio, uma vez que podem ser predominantemente de origem ambiental e, assim, a correlação entre a presença de coliformes e de organismos patogênicos seria muito pobre. Por outro lado, têm-se relatado casos de enfermidades entéricas pelo consumo de água na qual não se havia detectado coliformes (PAZ-Y-MIÑO *et al*., 2003). Outros autores, a exemplo de Dufour (1997) e Evison (1988), também questionam a utilização desses organismos como indicadores. Mesmo assim apesar dos questionamentos, das possibilidades de erro de análise e da utilização de outros indicadores como *estreptococos fecais* e *Escherichia coli,* a contagem de coliformes, especialmente os termotolerantes, continua sendo utilizada como um dos indicadores de contaminação fecal.

A Tabela 2.8 indica os limites máximos de coliformes termotolerantes conforme Resolução do CONAMA, que dispõe sobre a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de águas superficiais e a Tabela 2.9 mostra dados da quantificação de coliformes em alguns meios específicos.

Tabela 2.8 - Limites de Coliformes Termotolerantes para água superficial doce (CONAMA, 2005).

Classe (águas doces)	C. termotolerantes / 100 mL (valores máximos)
1	2×10^2
	$*10^3$
2	1×10^3
	$*10^3$
3	4×10^3
	$**2{,}5 \times 10^3$

* Satisfatória à recreação de contato primário (CONAMA, 2000).
** Recreação de contato secundário.

Tabela 2.9 - Contagem de Coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTT) em diferentes ambientes.

Organismo indicador	Ambiente	Concentração	Unidade	Referência
CT	Água residuária bruta	$1{,}2 \times 10^6 - 3{,}0 \times 10^8$	NMP/100mL	Asano, T (1998)
CTT	Água residuária bruta	$1{,}9 \times 10^6 - 1{,}5 \times 10^8$	NMP/100mL	Asano, T (1998)
CTT	Esgoto bruto	10^6	CT / mL	Cavalcanti *et al.* (2001)
CT	RSU frescos - lisímetro	$6{,}2 \times 10^8$	NMP/ g (seco)	Swartzbaugh *et al., apud* Kinman *et al.* (1986).
CTT	RSU frescos - lisímetro	$2{,}6 \times 10^7$	NMP/ g (seco)	Swartzbaugh *et al., apud* Kinman *et al.* (1986).
CT	RSU - Aterro com 9 anos	$2{,}4 \times 10^3$ -$1{,}6 \times 10^5$	NMP/ 100g	Donnelli & Scarpino citados por Gerba (1996)
CTT	RSU - Aterro com 9 anos	$2{,}0 \times 10^1$ - $4{,}9 \times 10^2$	NMP/ 100g	Donnelli & Scarpino citados por Gerba (1996)
CT	Lixiviado - Aterro com 9 anos	$9{,}2 \times 10^3$	NMP/ 100 mL	Donnelli & Scarpino citados por Gerba (1996)
CTT	Lixiviado - Aterro com 9 anos	$3{,}5 \times 10^2$	NMP/ 100 mL	Donnelli & Scarpino citados por Gerba (1996)

Apesar de considerados indicadores de poluição, esses microrganismos também podem representar um papel importante no processo de degradação da matéria orgânica presente nos RSU. O grupo coliforme é formado por uma grande diversidade de bactérias, que inclui os gêneros *Klebsiella, Escherichia, Serratia, Erwinia e Enterobacter*. De acordo com Frazier & Westhoff (1993), os microrganismos desse grupo têm capacidade de crescer em diversos substratos e utilizar os carboidratos e outros compostos orgânicos como fonte de

energia, além de elementos nitrogenados simples como fonte de nitrogênio. São, ainda, capazes de sintetizar a maioria das vitaminas de que necessitam.

As espécies clássicas desse grupo são: *Escherichia coli,* predominantemente de origem entérica e o *Enterobacter aerogenes*, geralmente não associado ao ambiente entérico (PELCZAR *et al*., 1996; MADIGAN *et al*., 2002), é encontrado geralmente em vegetais e mais comumente isolado de amostras de água não poluída por fezes. Cerca de 97 % dos coliformes encontrados nas fezes humanas são do gênero *E coli* (DUFOUR, 1997). Ambas as espécies fermentam os açúcares com formação de ácido lático, etanol, ácido acético, ácido succínico, dióxido de carbono e nitrogênio. A *E. coli* produz ácido a partir da glicose, forma indol, produz dióxido de carbono e hidrogênio na proporção de 1:1 e não pode utilizar o citrato como única fonte de carbono. A primeira das características diferenciais da *E. coli* é que é a única bactéria entre aquelas do grupo coliforme que produz a enzima β – glicoronidase que atua sobre o 4 – metilumbeliferil - β – D glucoronídeo (MUG) para formar um composto fluorescente (azul) usado em testes relativamente rápidos para determinar a presença de *E coli* (FRAZIER & WESTHOFF, 1993; TORTORA, *et al*., 2000). Essa espécie vive otimamente em temperatura de 35 a 37 ºC e pH de 6,5, a 7,5, e, em condições anaeróbias, é capaz de realizar reações de redução dos compostos nitrogenados transformando os nitratos presentes no meio em nitritos e, até mesmo, em amônia e em nitrogênio gasoso (PÁDUA, 1993). *E. aerogenes* produz menor quantidade de ácido, forma acetona, produz dióxido de carbono e hidrogênio na proporção de 2:1 e pode utilizar o citrato como única fonte de carbono. As demais bactérias do grupo coliforme apresentam características intermediárias entre *E. coli* e *E. aerogenes* (KONEMAN *et al*., 2005).

Em condições aeróbias, as bactérias deste grupo crescem em um meio bacteriológico complexo convencional, sendo que os constituintes nitrogenados fornecem substratos oxidáveis. Já, em ambiente anaeróbio, o crescimento bacteriano depende da presença de carboidratos fermentáveis: alguns monossacarídeos, dissacarídeos e poliálcoois são fermentados por todos os membros do grupo entérico (MADIGAN *et al*., 2002; PELCZAR *et al*., 1996).

O estudo detalhado da ocorrência de microrganismos de origem entérica em RSU, dispostos em aterros sanitários em escala real ou aterros simulados, quer seja na fase sólida ou nos líquidos lixiviados, ainda é bastante limitado, especialmente no Brasil. Na literatura internacional, um dos trabalhos mais extensos e freqüentemente citados é o apresentado por Kinman *et al.* (1986) que mostra o estudo do comportamento de microrganismos indicadores de poluição fecal em 19 lisímetros, sendo 15 mantidos ao ar livre e 4, sob condições de

laboratório. Todos os lisímetros foram construídos em tubos de aço de 1,8 m de diâmetro por 3,7 m de altura. Foram analisados RSU e sua co-disposição com resíduos industriais. Nos lisímetros com, apenas, RSU, as concentrações de CT e CTT, nessa ordem, variaram de 1,3 x 10^2 – 2,4 x 10^{11} e < 2 x 10^1 - 5,4 x 10^7 UFC / 100 g de resíduo seco. Ainda, conforme Kinman et al. (1986), após 2 anos, ocorre uma redução de cerca de quatro ordens de grandeza no número de CT e CTT por 100 gramas de resíduo seco.

Gerba (1996), com base no estudo de vários autores, dentre os quais, Cooper *et al*. (1975), Engelbrecht *et al*. (1974), Sobsey (1978), Donnelly & Scarpino (1983), afirma que as bactérias indicadoras de poluição fecal podem, de fato, crescer em aterros de RSU, e, mesmo em aterros com vários anos de idade o número de CT e CTT pode ser bastante elevado, entretanto as temperaturas altas geradas nesses aterros podem eliminar ou tornar inativos organismos patogênicos entéricos, como protozoários e vírus. No lixiviado, estudos em lisímetros sugerem que a concentração de bactérias indicadoras tende a regredir com o tempo.

Pseudomonas aeruginosa

A bactéria *P. aeruginosa* é um microrganismo patogênico secundário (MADIGAN *et al*., 2002), que, quando encontra condições favoráveis, como pacientes com queimaduras graves e lesões de pele, pode ocasionar infecções graves, tendo em vista que a pele não íntegra é o seu principal meio de penetração no hospedeiro (SILVA, *et al*., 2002). Esse microrganismo está relacionado como um dos principais patógenos causadores de infecções hospitalares (principalmente,aquelas relacionadas à pneumonia) nos EUA, Europa e América Latina, inclusive no Brasil (RICHARDS *et al*., 1999; SADER *et al*., 1998; MENDES *et al*., 2000; SADER *et al*., 2001).

A *P. aeruginosa* pertence à família Pseudomonadaceae, sendo considerado um microrganismo de metabolismo oxidativo. Caracteriza-se como bastonete Gram-negativo reto ou ligeiramente curvo com 1,5 μm de comprimento por 0,5 μm de largura, podendo ser observado como células isoladas, aos pares ou em cadeias curtas, revelando mobilidade através de flagelo polar monotríqueo. É muito versátil, pois pode utilizar um grande número de compostos orgânicos diferentes e resiste a uma grande variedade de agentes físicos e químicos (POLLACK, 1995; MOYA *et al*., 2002). Dentre as suas características, destaca-se a fácil adaptação às condições ambientais de nutrição, temperatura, umidade (FAVERO *et al*., 1971; GRUNDMANN *et al*., 1995; MOOLENAR *et al*., 2000) e sobrevive nos mais variados ambientes (SALYERS & WHITT, 2002).

Apesar de vários autores, a exemplo de Pollack (1995), a considerarem aeróbia estrita, essa bactéria tem a capacidade de respirar anaerobicamente, utilizando o nitrato como receptor de elétrons. Essa espécie, não fermentadora de carboidratos, é produtora de citocromo-oxidase e pode utilizar NO_3 em substituição ao O_2 como aceptor final de elétrons no metabolismo respiratório, produzindo, também, arginina dehidrolase e ornitina-descarboxilase (FERREIRA, 2005) reduzindo o nitrato a nitrogênio gasoso. Glicose e outras hexoses são degradadas via Entner-Duodoroff, e todo substrato orgânico é eventualmente oxidado para CO_2. Na ausência de O_2 e NO_3, pode fermentar outros substratos, mas não, a lactose.

Estudos de cepas virulentas mostram que podem produzir enzimas proteolíticas, como as proteases (a protease alcalina pode ser inibida por metais pesados), e utilizar aminoácidos e peptídeos de proteínas teciduais ou as hemolisinas na forma de glicolipídeos, que atuam solubilizando lipídeos (GRAY & VASIL, 1981; LORY *et al*., 1983;).

A *P. aeruginosa* é encontrada freqüentemente nos solos onde tem papel importante no ciclo do nitrogênio, em águas, plantas e, também, no intestino humano e animal (SALYERS & WHITT, 2002). Sua presença em águas potáveis e bebidas é considerada como índice de contaminação. Também é investigada em águas de balneários como índice de qualidade devido a sua resistência ao cloro (KONEMAN *et al*., 2005).

A espécie *P. aeruginosa*, dentre outras, tem sido utilizada como indicador da qualidade de águas recreacionais. Dentre as fontes mais comuns de agentes infecciosos em águas recreacionais, estão as águas residuárias tratadas indevidamente e a drenagem proveniente de aterros sanitários (APHA, 1998).

Análises de amostras do Aterro da Muribeca - Jaboatão dos Guararapes (PE), conforme dados apresentados por Melo (2003), indicaram na Célula 4 a presença de *P. aeruginosa* em concentrações da ordem de $10^2 – 10^4$ NMP/100 mL, em amostras sólidas e de 10^4 NMP/100 mL em amostras de lixiviado, coletadas em profundidades de, até, 23 m.

Fungos

Os fungos podem ser encontrados na forma de micélio ou de esporos, podendo o seu crescimento iniciar-se a partir de um esporo ou fragmento de micélio (PELCZAR *et al.*, 1996). Centenas de espécies podem ser encontradas nos mais diversos ambientes, como no solo, na água, nos vegetais, em animais, no homem e em detritos em geral (TRABULSI *et al.*, 2004). Já foram descritas, aproximadamente, 70.000 espécies de fungos, porém algumas estimativas sugerem que 1.5 milhão de espécies possam existir (HAWKSWORTH, 1991;

HAWKSWORTH *et al.,* 1995). Um número limitado desses organismos são agentes específicos causadores de doenças em seres humanos e, usualmente, de acordo com Gerba (1996), são considerados patógenos oportunistas, causando infecções em indivíduos debilitados ou com baixa imunidade. A Tabela 2.10, mostra uma relação de fungos patogênicos identificados em RSU e doenças associadas a este. Nesse mesmo estudo, foram encontradas concentrações de fungos totais numa faixa de 7,7 x 10^2 a 4,0 x 10^6 e de *Aspergillus flavus* e *Aspergillus niger* da ordem de 10^4 (UFC/g seca).

Tabela 2.10 - Fungos patogênicos identificados em RSU.

Fungo[1]	**Doença associada**[2]
Aspergillus fumigatus	Aspergilose pulmonar
Aspergillus niger	Fungus-ball (lungs), swimmers ear
Aureobasidium sp	Alergias
Monosporium apoispermum	Micetoma
Madurella sp	Infecção pulmonar
Fonsecaea sp	Cromomicoses
Epidermophyton floccosum	Infecções de pele e unha
Aspergillus nidulans	Micetoma
Aspergillus flavus	Aspergilose pulmonar

Fonte: Kinman *et al*. (1986)[1]; Davis *et al*. (1980) [2]; Koneman *et al*. (2005) [2]; Lennette *et al*. (1985) [2].

O composto, gerado após a digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, é rico em nutrientes (N, P, K, S, etc.), podendo ser utilizado como fertilizante do solo, embora a presença de fungos patogênicos possa limitar ou inviabilizar o uso desse material. Nesse sentido, estudos com resíduos orgânicos de origem doméstica indicaram que as principais espécies de fungos que sobreviveram à digestão anaeróbia em temperatura mesofílica foram as termotolerantes *Talaromyces* e *Paecilomyces* (SCHNURER & SCHNURER, 2006).

Em compostos de RSU, têm sido encontrados fungos do gênero *Aspergullus*, inclusive da espécie *A. fumigatus*, que é responsável por infecções graves em seres humanos e animais. Como os fungos são microrganismos esporógenos, a sua presença, ao longo do processo de degradação de RSU em aterros, sugere que eles possam permanecer por muito tempo, no ambiente do aterro, mesmo após a estabilização do material orgânico. A presença de bactérias e fungos patogênicos tem implicações relevantes em aterros de RSU. Conforme Kinman *et al*.(1986) precauções mínimas devem ser tomadas durante a construção dos aterros, e pesquisas adicionais devem ser feitas para se avaliar o movimento desses patógenos bem como a sua emissão através do lixiviado.

Os fungos são microrganismos heterotróficos e, em sua grande maioria, aeróbios obrigatórios. No entanto, certas leveduras se desenvolvem em ambientes com pouco ou mesmo na ausência de O_2. Em atmosfera de reduzida quantidade de oxigênio, ocorre crescimento vegetativo e reprodução assexuada. A reprodução sexuada se efetua, apenas, em atmosfera rica em oxigênio. Em condições aeróbias, a via da hexose monofosfato é a responsável por 30% da glicólise. Sob condições anaeróbias, a via clássica usada pela maioria das leveduras é a de Embden-Meyerhof, que resulta na formação de piruvato (UFSC, 2006).

Os fungos produzem enzimas, como lipases, invertases, lactases, proteinases, amilases, dentre outras que hidrolisam o substrato, tornando-o assimilável através de mecanismos de transporte ativo e passivo. Alguns substratos podem induzir à formação de enzimas degradativas; há fungos que hidrolisam substâncias recalcitrantes, como quitina, ossos, couros e, até, materiais plásticos. As substâncias orgânicas, de preferência, são os carboidratos simples, como D-glicose e sais minerais, como sulfatos e fosfatos, embora muitas espécies possam se desenvolver em meios mínimos, contendo amônia ou nitritos como fontes de nitrogênio. No entanto, certos fungos não conseguem sintetizar algumas vitaminas, como tiamina, biotina, riboflavina e ácido pantotênico e, portanto, a falta desses nutrientes no meio pode ser um fator limitante de crescimento (UFSC, 2006)

Fungos anaeróbios são freqüentemente encontrados no trato digestivo de herbívoros e são altamente eficientes na degradação de biomassa vegetal devido à produção de um sistema completo de enzimas hidrolíticas (XIMENES *et al*., 2005). Os fungos anaeróbios reconhecidos estão classificados em cinco gêneros: *Neocalimastix, Piromyces, Orpinomyces, Anaeromyces e Caecomyces*, os quais são delimitados pela morfologia do talo (monocêntrico, policêntrico e filamentoso/bulboso) e pelo número de flagelos por zoósporo (uniflagelados ou poliflagelados) (MUNN; ORPIN; GREENWOOD, 1988; BROOKMAN *et al*., 2000, *apud* XIMENES, 2003). Estudos têm mostrado que eles não contêm mitocôndrias; em vez disso, apresentam organelas conhecidas como hidrogenossomas, que estão envolvidas na geração de energia. Esses fungos ainda produzem enzimas que são encontradas sob a forma de um complexo multiprotéico de alta massa molecular, similar ao celulossoma, produzido por bactérias anaeróbias ou individualmente. Diferentes enzimas hidrolíticas, produzidas por variadas espécies destes fungos, principalmente celulolíticas e hemicelulolíticas, têm sido isoladas e caracterizadas. Essas enzimas, em geral, têm atividades específicas similares ou maiores do que outras produzidas por fontes aeróbias. Os fungos anaeróbios no rume colonizam diversos materiais de origem vegetal, sendo capazes de degradar os mais resistentes polímeros da parede celular de plantas, incluindo, materiais altamente

recalcitrantes, como a madeira. Esses fungos degradam rapidamente tais materiais, e o açúcar fermentado produz formiato, acetato, lactato, etanol, CO_2 e H_2 como produtos finais principais (TRINCI *et al*., 1994; LJUNGDAHL *et al*., 1999 *apud* XIMENES, 2003).

A temperatura de crescimento de fungos abrange uma larga faixa, havendo espécies psicrófilas, mesófilas e termófilas. Várias espécies podem crescer em ambientes de elevada temperatura (TORTORA *et al*., 2000). Os fungos de importância médica, em geral, são mesófilos, apresentando temperatura ótima de crescimento entre 20° e 30°C. A espécie *A. fumigatus*, encontrada freqüentemente em composto de RSU e cujos esporos são causadores de doenças respiratórias, pode crescer em temperaturas abaixo de 20 °C e, até, aproximadamente 50 °C (EMMONS *et al*., 1979 citado por GERBA, 1996).

A maioria das espécies de fungos tolera grandes variações de pH, podendo crescer em ambientes com pH, numa faixa de 2 a 9, sendo 5,6 o valor ótimo para a maioria delas (METCALF & EDDY, 1991). Os fungos filamentosos podem crescer na faixa de pH que vai de 1,5 a 11, mas as leveduras não toleram pH alcalino (UFSC, 2006).

Os fungos atuam na decomposição dos principais constituintes dos vegetais, especialmente da celulose, lignina e pectina (PELCZAR *et al*., 1996). A adição de enzimas celulolíticas e hidrolíticas de fungos antes da digestão anaeróbia de resíduos sólidos, aumenta a eficiência do processo, considerando-se que fungos lignolíticos aumentam a biodegradabilidade da lignina presente no lixo (SRINIVASAN *et al*., 1997).

2.3.3.2.2 Microrganismos hidrolíticos-fermentativos

Dos vários grupos de microrganismos hidrolíticos-fermentativos que atuam na bioconversão de compostos orgânicos em sistemas anaeróbios de tratamento de RSU, como os aterros sanitários, estão os celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos. Esses grupos atuam na degradação de celulose, amido e proteínas.

A celulose é o principal polissacarídeo estrutural das plantas, sendo o mais abundante de todos os polissacarídeos naturais (WEIMER, 1996) e, em geral, constitui a maior parte da fração biodegradável do lixo. Tipicamente cerca de 40 a 50% da fração orgânica dos RSU constituem-se de celulose que, juntamente com a hemicelulose, respondem por cerca de 91 % do potencial de geração de metano desses resíduos (BARLAZ *et al*., 1989a; BURRELL *et al*., 2004).

O amido, polissacarídeo formado por moléculas de glicose, é a mais importante reserva de nutrição de plantas superiores, ocorrendo, principalmente, em sementes, tubérculos, rizoma e, de acordo com Bobbio & Bobbio (2001), constitui-se em um dos itens

mais importantes na alimentação humana, por ser facilmente hidrolisado e digerido. Portanto os resíduos domésticos, especialmente os de alimentos, podem conter grandes quantidades de amido.

As proteínas são polímeros de elevado peso molecular formado por unidades básicas de aminoácidos unidos entre si, através de ligações peptídicas. São essenciais a todas as células vivas e estão relacionadas a praticamente todas as funções fisiológicas (BOBBIO & BOBBIO, 2001). Na fração orgânica dos RSU frescos, além dos carboidratos, predominam as proteínas que aparecem numa proporção de aproximadamente 4 % do peso, sendo pouco significativa a rota metabólica para os lipídeos (BARLAZ *et al*., 1990; BARLAZ *et al*., 1989), dessa forma os microrganismos proteolíticos exercem papel importante na dinâmica do processo de degradação da matéria orgânica de RSU.

Microrganismos Celulolíticos

A ecologia de degradação da celulose em ambientes anaeróbios é muito complexa (LESCHINE, 1995), existindo um grande número de microrganismos celulolíticos, especialmente os fungos e as bactérias. Os microrganismos capazes de degradar a celulose liberam um sistema complexo de enzimas extracelulares (celulases e xilanasas), que atuam sinergicamente na degradação de celulose e hemicelulose (BEGUIM & AUBERT, 1994, *apud* CASTILLO *et al*., 2002). A degradação da celulose pode ocorrer mediante a ação distinta de várias enzimas como no caso de fungos filamentosos e actinomicetos ou através de um complexo enzimático denominado celulosoma, como no caso de *Clostridium* e bactérias do rúmen (MURASHIMA *et a*l., 2002; LYND *et al*., 2002, *apud* RAMIREZ & COHA, 2003).

Na literatura, são descritas diversas espécies de bactérias celulolíticas que crescem, especialmente, em temperaturas mesofílicas e termofílicas. Esses microrganismos são encontrados, principalmente, no solo, rúmen, esgoto, composto, fermentação de madeiras e pertencem, principalmente, aos gêneros *Cellulomonas, Ruminococcus, Clostridium e Streptomyces* (LEDNICKA *et al*., 2000; OHARA *et al*., 2000; LAMED *et al*., 1991).

Dentre as bactérias celulolíticas aeróbias, o gênero *Cellulomonas* produz uma ampla variedade de glucanases e tem a capacidade de degradar vários carboidratos, como xilana, amido e celulose. Dentre as bactérias anaeróbias que degradam a celulose, estão as espécies *C. thermocellum e C. cellulovorans* (CASTILLO *et al*., 2002).

O modo de ataque dos microrganismos a um determinado substrato pode depender da espécie do microrganismo e das características do substrato. Bactérias celulolíticas do rúmen, por exemplo, aderem ao substrato por meio de glicocálice e, possivelmente, por

protuberâncias denominadas celulosoma. O processo envolve o transporte das bactérias até o substrato, ocorrendo adesão inicial sem especificidade e adesão específica (MIRON & BEM-GHEDALIA, 2001). A competência para crescer sobre a celulose depende de fatores, como o grau de aderência a esse substrato, habilidade para competir com os produtos solúveis da hidrólise da celulose e pela produção de substâncias que inibam outras espécies de bactérias (MCSWEENEY, 1999).

De acordo com Bayer & Chanzy (1998), citado por Castillo *et al*. (2002), as fibras de celulose são degradadas por dois tipos de sistemas enzimáticos distintos, denominados de agregativos e não agregativos. Nos sistemas agregativos, como os das bactérias anaeróbias *C. thermocellum e C. cellulovorans*, as enzimas encontram-se na superfície das baterias, formando complexos enzimáticos de alto peso molecular, que compreendem vários peptídeos acoplados a uma proteína que participa do reconhecimento das fibras de celulose. Quando as enzimas se dissociam dessa proteína, só podem hidrolisar a celulose amorfa. Os sistemas ditos não agregativos são compostos, basicamente, de três grupos de enzimas que atuam de forma cooperativa na degradação da celulose: i) endoglucanases, que agem nas porções amorfas, quebrando as ligações glicosídicas; ii) celobiohidrolases, que liberam unidades de celobiose e glucosidases, que hidrolisam as unidades de celobiose em monômeros de glicose; iii) β – glucosidase, que hidrolisam as unidades de celobiose em monômeros de glucose.

A ecologia microbiana e os mecanismos de hidrólise durante a degradação anaeróbia da celulose em aterros de RSU, são pouco conhecidos, e as informações mais consistentes sobre o processo de degradação da celulose são baseadas em estudos do rúmen (BOONE *et al*., 1993; VAN DYKE & McCARTHY, 2002; WESTLAKE, 1995, *apud* BURREALL *et al*., 2004). Na literatura, ainda existem poucos trabalhos sobre isolamento de espécies celulolíticas em aterros de RSU. Um dos trabalhos mais antigos sobre o assunto é o de Baginara citado por Barlaz *et al*. (1990), que se refere ao isolamento da espécie *Cellulomonas fermentans,* que seria capaz de degradar a celulose em condições aeróbias e anaeróbias. Conforme Gomes (1995), esse seria o primeiro trabalho a descrever o isolamento de um microrganismo celulolítico em aterro sanitário. De acordo com Van Dyke & McCarthy (2002), é provável que a degradação anaeróbia de celulose em aterros de RSU se deva, principalmente, aos microrganismos relacionados aos gêneros *Clostridium e Eubacterium*. Lynd *et al*. (2002) também sugerem que as bactérias relacionadas com a hidrólise da celulose nesses aterros pertenceriam, principalmente, ao gênero *Clostriduim*. Alguns autores, a exemplo de Burreall *et al*. (2004), Van Dyke & McCarthy (2002) e Pourcher *et al*. (2001), têm pesquisado características e ocorrência de microrganismos desse gênero em aterros de RSU. De acordo

com Van Dyke & McCarthy (2002), dentre os microrganismos analisados nos seus estudos, as espécies *C. thermocellum* e *C. leptum* seriam predominantes. Lockhart *et al*. (2006) citam a presença de fungos anaeróbios (*Neocallimastigales)* que estariam ativamente envolvidos na degradação da celulose em aterros de resíduos.

A enumeração de bactérias celulolíticas em aterros tem resultado freqüentemente em baixa contagem de células, sugerindo que os métodos utilizados podem estar subestimando a população desses microrganismos (PALMISANO *et al*., 1993; VAN DYKE & McCARTHY, 2002). Quian & Barlaz (1996) referem-se à concentração de celulolíticos anaeróbios inferiores a 10 (NMP/g) em amostras de resíduos frescos. Populações de celulolíticos na faixa de 10^2 a 10^5 (NMP/g seca) foram determinadas em amostras de RSU confinados em reatores de laboratório simulando aterros sanitários (BARLAZ *et al*., 1989a; BARLAZ, 1996). Barlaz *et al*. (1989a), avaliando técnicas diferentes para a formação de inóculo líquido a partir de amostras de RSU, tendo em vista a aderência de células ao substrato celulolítico, identificaram concentrações médias de celulolíticos de 5,1 x 10^4 (NMP/g seca).

Entretanto, valores bem mais elevados também são citados na literatura. Pourcher *et al*. (2001), analisando amostras de resíduos frescos e de resíduos aterrados com um e cinco anos de idade, identificaram populações de celulolíticos cultivados em condições aeróbias numa faixa de 1,1 x 10^6 a 2,3 x 10^8 (UFC/g seca), sendo que os valores menores foram referentes às amostras com cinco anos de idade. Os mesmos autores referem-se a populações de 10^4-10^6 (UFC/g seca) determinadas por Jones *et al*. (1983) em diferentes profundidades do aterro de Aveley (Essex, UK). Villas-Boas (1990), trabalhando com amostras de dois aterros experimentais com resíduos da cidade de São Carlos (SP), identificou concentrações de microrganismos anaeróbios hidrolíticos-fermentativos, variando numa faixa de 3,6 x 10^5 a 1,7 x 10^8 (UFC/ g seca). Nos meios de cultura, foram utilizados celulose, celobiose e glicose como fontes de carbono. Gomes (1995) encontrou, em amostra de lixiviado de RSU da cidade de São Carlos (SP), concentração de bactérias anaeróbias celulolíticas de 2,3 x 10^4 NMP/mL e se refere a resultados obtidos por Giaj-Levra (1991), variando numa faixa de 7,5 x 10^4 a 4,3 x 10^5 células/mL.

Microrganismos amilolíticos

A digestão do amido pode ser feita pela ação de vários fungos e bactérias (MADIGAN *et al*., 2002). Na hidrólise desse polissacarídeo, atua uma grande variedade de enzimas, como a alfa-amilase, beta-amilase e glucoamilase, que podem ser produzidas por várias espécies de microrganismos. As propriedades destas enzimas variam de acordo com as circunstâncias

ambientais dos organismos produtores (VIHINEN & MANTSALA, 1989), pois diversos fatores de natureza biológica ou físico-química podem influir no número e na atividade enzimática dos microrganismos. A hidrólise se dá pela ação específica dessas enzimas, formando produtos diferentes. De acordo com Bobbio & Bobbio (2001), alfa-amilases atacam as regiões mais ramificadas e protegidas da amilopectina com formação de polissacarídeos de menor peso molecular, como as dextrinas. Betaamilases começam a agir nos componentes do amido na extremidade não redutora, liberando unidades de maltose. As unidades de maltose podem ser atacadas por alfa-glucosidase com formação de D-glucose.

Os estudos de microrganismos amilolíticos são focados, geralmente, na área industrial, devido à produção comercial de enzimas e, também, no ambiente do rúmen, pois é nessa parte do sistema digestivo de animais ruminantes que, sob condições anaeróbias, atuam várias espécies de microrganismos na fermentação do amido. O estudo de microrganismos que atuam na degradação de amido em aterros de RSU é muito limitado e, portanto, são pouquíssimas as informações sobre a quantificação desses microrganismos no ambiente do aterro.

No rúmen de bovinos, a atividade de microrganismos amilolíticos está diretamente relacionada com o pH. Em valores próximos à neutralidade e alcalinos, ocorre uma redução da atividade desse grupo de microrganismos (CHENOST & KAYOULILA, 1997), e a faixa de pH de 5,4 a 6,0, na qual produzem uma quantidade maior de ácido propiônico, seria a ideal (KAUFMANN, 1976).

As bactérias amilolíticas são menos sensíveis a variações do pH do que as celulolíticas. Estas decrescem consideravelmente em valores de pH inferiores a 6,0 (MOULD & ORSKOV, 1984). Por outro lado, os microrganismos celulolíticos tenderiam a diminuir relativamente na presença de substratos facilmente degradáveis, como o amido (VAN SOEST, 1994).

Os amilolíticos se constituem em um dos grupos mais numerosos do rúmen. Chen & Hsu (1998) encontraram concentrações de ordem de 10^{10} células/mL a partir do líquido ruminal de bovinos. Dentre estes microrganismos, estão *Bacteróides ruminicola, Ruminobacter amylophilus, Selenomonas ruminantium, Succinomas amylolytica, Streptococcus bovis* e *Clostridium polysaccharolyticum,* cujos produtos de degradação incluem formiato, acetato, succinato, propionato e lactato. Alguns microrganismos, como o *Clostridium polysaccharolyticum*, degradam tanto o amido como a celulose (HOBSON, 1989; KAMRA, 2005). A presença de microrganismos facultativos quanto ao consumo de celulose e

amido dificulta relacionar o crescimento desses microrganismos com o consumo específico de um substrato.

Estudos da caracterização da microbiota envolvida no processo de fermentação de fécula indicam que os bacilos esporulados apresentam maior atividade amilolítica do que a maioria das bactérias ácido-láticas. Entre o gênero Bacillus, as espécies *B. subtilis e B. amyloliquefaciens* apresentaram alta atividade amilolítica. Entre os *Lactobacillus, L. plantarum* é um microrganismo reconhecido como produtor de enzimas amilolíticas (ZAPATA & PARADA, 1988; CEREDA, 1973; GIRAUD, COSSELLIN & RAIMBULT, 1992 *apud* SILVEIRA *et al*., 2003). Entre os microrganismos produtores de amilase industrial, *Bacillus licheniformis* é um dos mais estudados tendo, inclusive, sido modificado geneticamente.

No solo, populações de microrganismos amilolíticos da ordem de 10^6 (UFC/g seca) têm sido encontradas em amostras coletadas em ambientes com diferentes culturas (NEAL *et al*., 1973; SANOMIYA & NAHAS, 2003). Em águas de balneários da Espanha, foram encontradas concentrações de amilolíticos da ordem de 10^2-10^3 NMP/100 mL (MOSSO *et al*., 2002). Concentrações da ordem de 10^4 (NMP/g seca) foram determinadas em amostras de sedimentos arenosos e argilosos com diferentes concentrações de matéria orgânica (GOMES & MENDONÇA-HAGLER, 2004).

Estudos no ambiente do rúmen de bovinos indicam que a adição de suplementos energéticos rapidamente fermentáveis pode provocar desequilíbrio entre as proporções de bactérias celulolíticas e amilolíticas. Devido ao crescimento mais rápido das bactérias amilolíticas, após certo tempo a proporção de bactérias celulolíticas reduz, provocando menor digestão de fibra (RAMOS *et al*., 2000). É provável que isso também possa acontecer no ambiente do aterro onde a presença de substratos mais facilmente degradáveis podem propiciar um maior crescimento de amilolíticos e proteolíticos, inibindo o crescimento de microrganismos celulolíticos e retardando a degradação da celulose.

De acordo com Jones *et al*. (1983), atividades de amilase são significativamente afetadas pelo teor de umidade de RSU, mas as mudanças em atividades de enzima não estão correlacionadas com determinações do número mais provável (NMP) desse grupo fisiológico.

Microrganismos proteolíticos

A biodegradação de proteínas em aterros de RSU ou em outros ambientes anaeróbios ocorre pela ação de um grupo especializado de microrganismos e é mediada por várias

enzimas que catalisam a hidrólise de proteínas. Essas enzimas podem ser denominadas proteases, proteinases, protéases ou proteínases.

Durante a degradação anaeróbia, as proteínas são hidrolisadas através de proteinases extracelulares e convertidas, inicialmente, a proteoses e peptonas. As peptonas passam para o interior da célula bacteriana, onde sofrem a ação de peptidases, liberando os aminoácidos da cadeia de peptídeos. Posteriormente, os aminoácidos são fermentados, gerando ácidos graxos voláteis, dióxido de carbono, gás hidrogênio, amônio e enxofre reduzido (LACKEY & HENDRICKSON, *apud* JOKELA & RINTALA, 2003). Um esquema simplificado da degradação de proteínas em condições anaeróbias é mostrado na Figura 2.12.

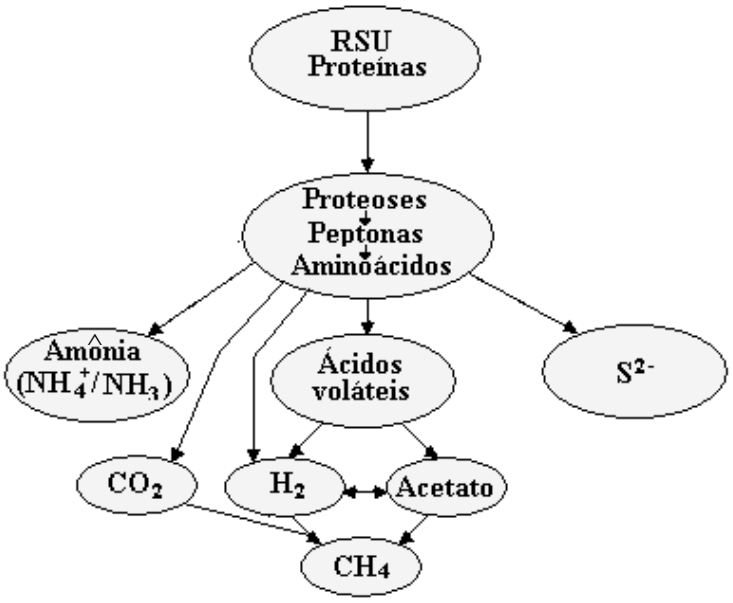


Figura 2.12 - Esquema da biodegradação de proteínas e outros compostos nitrogenados (modificado de JOKELA & RINTALA, 2003).

Em digestores anaeróbios, as proteínas servem como uma fonte de carbono e energia para o crescimento bacteriano e, além disso, as amônias liberadas durante a hidrólise são utilizadas como fonte principal de nitrogênio para reações anabólicas (McINERNEY, 1988).

Os microrganismos proteolíticos dividem-se em aeróbios ou facultativos de caráter esporulado ou não e em anaeróbios e esporulados. *Bacillus cereus* é uma bactéria proteolítica aeróbia e esporulada. *Pseudomonas fluorescens* é facultativa e não esporulada e, *Clostridium sporogenes* é anaeróbia e esporulada. Muitas espécies de *Clostridium, Bacillus, Pseudomonas* e *Proteus* são proteolíticas (FRAZIER & WESTHOFF, 1993). Espécies como *Clostridium prefringens, C. bifermentans, C. histolyticum,* e *C. sporogenes* são responsáveis pela degradação de proteínas em digestores anaeróbios (McINERNEY, 1988).

Algumas bactérias, como *Streptococcus faecalis* var. l*iquefaciens* e *Micrococcus caseolyticus*, são denominadas "ácido-proteolíticas" e atuam simultaneamente na fermentação ácida e proteólises. (FRAZIER & WESTHOFF, 1993). A espécie *C. perfringens* é considerada sacarolítica/proteolítica (WOOLFORD, 1984).

A maior parte das espécies proteolíticas de *Clostridium* são putrefacientes assim como certas espécies de *Proteus, Pseudomonas* e outros gêneros não esporulados. As bactérias putrefativas são capazes de decompor anaerobiamente as proteínas e produzir compostos fétidos, como sulfídrico, mercaptanas, aminas, indol e ácidos graxos (FRAZIER & WESTHOFF, 1993).

Na literatura, são encontrados estudos sobre a população e atuação de microrganismos proteolíticos em muitos ambientes, como solos, sedimentos, águas e, principalmente, no rúmen de bovinos. Entretanto, a exemplo dos amilolíticos, o estudo de microrganismos que atuam na degradação de proteínas em RSU é muito limitado sendo, portanto, pouquíssimas as informações sobre a quantificação desses microrganismos em aterros. Nesse ambiente, com relação aos grupos microbianos abordados neste item, os estudos são mais focados nos microrganismos decompositores de celulose que constituem a maior parte da fração orgânica biodegradável do lixo.

Em ambientes, como o solo, por exemplo, a celulose não é encontrada na sua forma pura, ou seja, está sempre associada à hemicelulose, lignina e a outros polissacarídeos, como pectina e amido (ILMÉN *et al*., 1997). Isso pode acontecer em aterros de RSU, o que indica a importância de outros grupos de microrganismos na ciclagem da matéria orgânica, como os amilolíticos e proteolíticos, por exemplo. De acordo com Jones *et al*. (1983) as fases iniciais da fermentação de RSU são associadas ao desarranjo de proteínas e amido.

Em águas de balneários na Espanha, foram encontradas concentrações de proteolíticos da ordem de 10^2-10^3 NMP por 100 mL, sendo que os microrganismos isolados pertencem, principalmente, aos gêneros *Bacillus*, *Micrococcus* e *Pseudomonas* (MOSSO *et al*., 2002). Concentrações de proteolíticos da ordem de 10^5 (NMP/g seca) foram determinadas em amostras de sedimentos arenosos e argilosos com diferentes concentrações de matéria orgânica (GOMES e MENDONÇA-HAGLER, 2004) e da ordem de 10^6 (UFC/g seca) em amostras de solo submetido a diferentes manejos ou sistemas de cultivo (SANOMIYA & NAHAS, 2003).

Narihiro *et al*. (2004), estudando a atividade de microrganismos proteolíticos aeróbios em amostra de resíduos alimentares (vegetais, carne e peixe), durante o processo de compostagem em reatores de batelada, identificaram concentrações por grama de resíduo seco

na faixa de 10^9-10^{10} a 30 °C e 10^5 a 60 °C. Nesse estudo, foram isoladas espécies dos gêneros *Cellulosimicrobium, Ornithinicoccus, Bacillus* e *Staphilococcus,* dentre outros. Em dois reatores anaeróbios, contendo resíduos sólidos vegetais e água na proporção 1:1, foram observadas populações mesofílicas e termofílicas de proteolíticos da ordem de 10^8 UFC/mL e 10^7 UFC/mL, respectivamente (GALLERT *et al*., 1998).

De acordo com Rubin & Shelton (2001), fungos e actinomicetos proteolíticos são valiosos na fase inicial da compostagem de RSU e, também, nas fases posteriores, para avançar na degradação de compostos mais resistentes.

Concentrações de proteolíticos aeróbios e anaeróbios, respectivamente, de 10^6-10^8 e 10^6-10^{10} células por grama de matéria orgânica seca foram encontradas em três aterros sanitários, sob diferentes condições (FILIP & SMED-HILDMANN, 1988 *apud* VILLAS-BÔAS, 1990). Em amostras de aterros de RSU do total de bactérias fermentativas, têm sido encontrado até 15% de proteolíticos (SUFLITA *et al*., 1992).

A taxa de degradação de proteínas depende da sua solubilidade e do número de pontes de dissulfetos, da estrutura terciária e do pH, pois valores menores que 5,5 podem impedir o crescimento de microrganismos proteolíticos. A protease pode ser inibida, também, pelos aminoácidos resultantes e pela glicose (McINERNEY, 1988; ERFLE *et al*. 1982; GLENN, 1976 *apud* JOKELA & RINTALA, 2003). De acordo com Jokela & Rintala (2003), a taxa de degradação de proteínas em aterros de RSU seria menor do que a de celulose. Por outro lado, de acordo com Jones *et al*. (1983), baixas atividades de celulases em aterros possivelmente estariam relacionadas ao efeito destrutivo de proteases.

2.3.3.2.3 Microrganismos metanogênicos

A árvore filogenética dos seres vivos, baseada no seqüenciamento genéticos da subunidade 16S do RNA ribossômico (WOESE, 1990), mostra que os microrganismos produtores de metano fazem parte do domínio Archaea. Esse domínio compreende três divisões filogenéticas, dentre as quais a Euryarchaeota, que engloba as espécies metanogênicas (VAZOLLER *et al*., 1999).

Existe uma grande diversidade de Archaea metanogênicas que vivem em ambientes anaeróbios, como sedimentos marinhos, rúmen de herbívoros, águas residuais e pântanos (KÖNIG, 1984). Elas têm como características comuns a formação de metano como principal produto de seu metabolismo energético, são anaeróbias estritas, sensíveis ao oxigênio (WHITMAN *et al*., 1992) e necessitam de um potencial redox da ordem de -380mV

(JORGENSEN & BHATTACHARYA, 1992 *apud* MORENO, 2001) a -250mV (ZEHNDER, 1988).

A maioria dos microrganismos produtores de metano vivem em ambientes com pH próximo da neutralidade e podem ser encontradas numa ampla faixa de temperatura (ZINDER, 1993), entretanto, para a atividade metanogênica, a temperatura ótima está em torno de 35 °C (MATA-ALVAREZ, MARTINEZ-VITUNTIA, 1986). Esses microrganismos possuem enzimas essenciais à síntese do metano que podem servir como biomarcadores. A coenzima F_{420} em estado de oxidação emite uma fluorescência verde brilhante, o que permite identificá-los com um microscópio ótico de fluorescência e com base em sua morfologia celular (DOLFING, MULDER, 1995; MINK & DUGAN, 1977 *apud* MORENO, 2001). Apesar da diversidade filogenética, só podem metabolizar um número reduzido de compostos, normalmente com um ou dois átomos de carbono (WHITMAN *et al*., 1992; ZINDER, 1993).

Cerca de 2/3 do metano são produzidos pelas acetotróficas (MEGONIGAl *et al*., 2004) e de acordo com Jetten *et al*. (1992) *apud* Moreno (2001), as duas espécies mais comuns de metanogênicas são: i) *Methanosarcina* que se apresenta na forma de cocos e pode metabolizar acetato e outros substratos, como H_2 /CO_2; ii) *Methanotrix,* que tem forma alongada com filamentos e metaboliza acetato como fonte de carbono.

2.3.3.2.4 Crescimento microbiano

O crescimento de microrganismos em RSU, considerando experimentos em batelada, ou mesmo, em aterros de RSU para uma determinada massa de resíduos, possivelmente, pode ocorrer de modo semelhante ao observado em condições de cultivo em substrato limitado onde são identificadas quatro fases distintas de crescimento em função do tempo: Lag, exponencial, estacionária e de declínio ou morte celular.

A fase lag ou de latência tem início logo após a inoculação e se deve à intensa atividade metabólica dos microrganismos para adaptar-se ao novo ambiente, antes de poder duplicar-se. Quando os microrganismos alcançam uma velocidade constante de crescimento ocorre o estabelecimento da fase exponencial, e o número de células pode ser expresso como uma função de 2^n, onde "n" é o número de ciclos de duplicação da população. Em seguida, o cultivo entra na fase estacionária de crescimento em que o número de células viáveis permanece constante. Esta fase pode durar muito tempo e até vários anos no caso de bactérias endosporuladas, mas sempre será seguida da fase de morte celular na qual o número de

células que morrem é maior do que o número de células que se dividem (PELCZAR *et al*., 1996; MADIGAN *et al*., 2002).

2.4 Geração de gás em aterros

A fração sólida da massa de resíduos compactada em aterros possui vazios que podem estar preenchidos por líquidos ou gases. Há, portanto, três fases constituintes dos resíduos: sólida, líquida e gasosa, como ilustra a Figura 2.13.

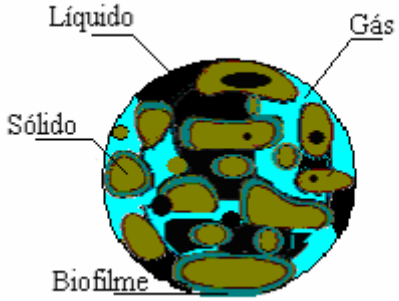


Figura 2.13 - Representação esquemática de volume elementar de RSU.

A fase gasosa é constituída inicialmente, em grande parte, pelo ar atmosférico incorporado aos vazios dos resíduos durante os procedimentos operacionais de aterramento. Com a evolução do processo de biodegradação que pode durar vários anos, há uma alteração na composição da fase gasosa, devido à atuação dos diversos grupos microbianos que promovem a transformação de compostos orgânicos complexos em substâncias gasosas mais simples. Como bem afirma El-fadel *et al*. (1997), o aterro é um meio de interações multifase no qual cada uma das fases apresentam significativas variações no tempo e no espaço.

Em aterros onde o processo de degradação ocorre predominantemente sob condições anaeróbias, os principais constituintes da fase gasosa, de acordo com Tchobanoglous *et al*. (1993), incluem o metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S), monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H_2), nitrogênio (N_2), oxigênio (O_2) e amônia (NH_3) além de diversos outros gases traço ou oligogases, assim denominados por estarem presentes em quantidades muito pequenas. A Tabela 2.11 mostra os percentuais em que esses gases são normalmente encontrados nos aterros onde se observa que, em termos quantitativos, o metano e o dióxido de carbono são os principais gases resultantes do processo de bioestabilização da matéria orgânica sob condições anaeróbias.

Tabela 2.11 - Composição típica do gás em aterros.

Gás	Fórmula	% volume	
Metano	CH_4	45-60 [(a)]	40-70 [(b)]
Dióxido de carbono	CO_2	40-60	30-60
Nitrogênio	N_2	2-5	3-5
Oxigênio	O_2	0,1-1,0	0-3
Sulfeto de hidrogênio	H_2S	0-1,0*	0-2
Amônia	NH_3	0,1-1,0	-
Hidrogênio	H_2	0-0,2	0-5
Monóxido de carbono	CO	0-0,2	0-3
Componentes traço	-	0,01-0,6	0-1

[a] Ham *et al*. (1979); Lang *et al*., (1989) e Parker (1983), apud Tchobanogous, *et al*. (1993).
[b] El-fadel *et al*. (1997) *apud* Aljarallah, (2002).
* Inclui sulfetos, dissulfetos e mercaptanos, etc.

A evolução das concentrações desses gases durante a vida do aterro pode durar de 10 a 80 anos ou mais (AUGENSTEIN & PACEY, 1991) e geralmente admite-se que esteja associada a cinco fases de degradação, como ilustra o modelo conceitual apresentado na Figura 2.14. Portanto, além da natureza dos resíduos, o estágio de decomposição é um fator determinante da composição do biogás com o tempo.

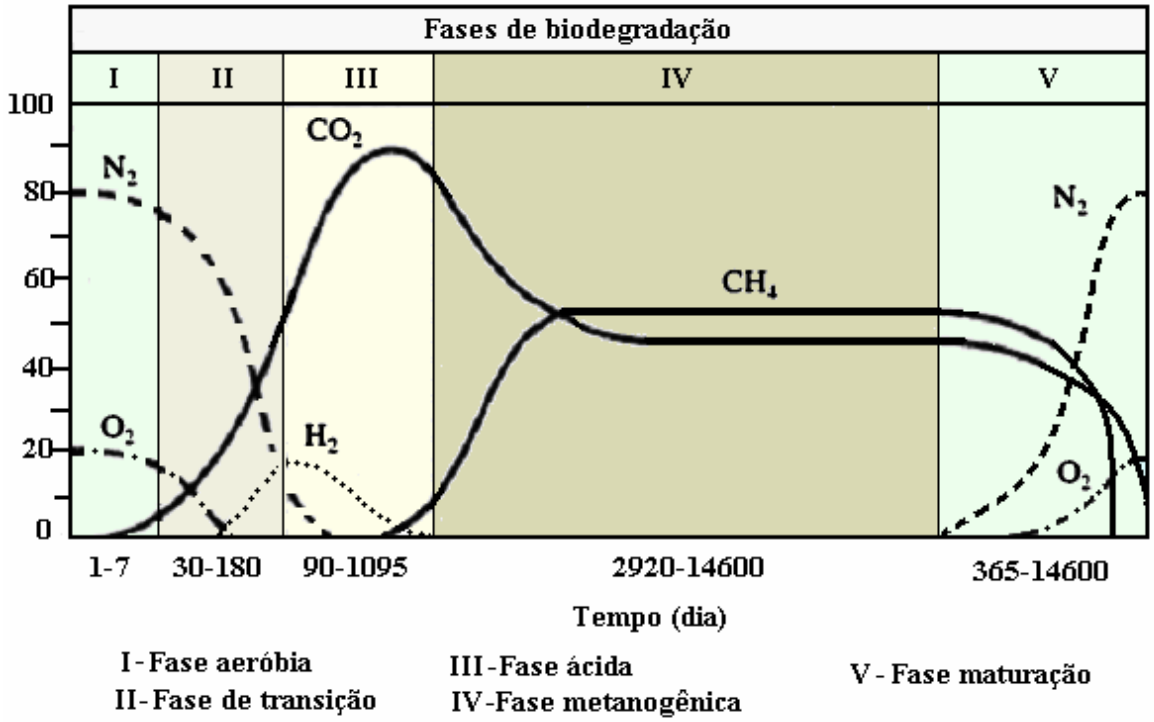


Figura 2.14 - Fases de degradação e concentração de gases em aterros (Adaptado de Farquhar & Rovers, 1973; Parker, 1983; Pohland, 1991 - *apud* Tchobanoglous, *et al*., 1993; Augenstein & Pacey, 1991).

Na fase aeróbia inicial, o CO_2 é produzido numa taxa proporcional ao consumo de oxigênio (O_2), enquanto a redução do nitrogênio é relativamente pequena. Após o consumo de O_2 e o estabelecimento inicial de condições anaeróbias, verifica-se uma redução brusca das concentrações de N_2 e já são produzidas quantidades relativamente altas de CO_2. Apesar da redução de N_2 e da produção de hidrogênio (H_2), o metano ainda não é produzido na fase de transição. Na fase ácida, intensifica-se a atividade microbiana, e o CO_2 é o principal gás gerado. Também são produzidas pequenas quantidades de H_2, e, em alguns casos, já se verifica o início da produção de metano. Com a evolução do processo de degradação, intensifica-se na Fase IV, a atividade dos microrganismos metanogênicos que convertem ácido acético, CO_2 e H_2 em CH_4 e CO_2. Após a conversão em CH_4 e CO_2 de praticamente todo o material biodegradável, segue a fase de maturação final caracterizada pela redução considerável da taxa de geração de gás e pelo ressurgimento de N_2 e O_2 (FARQUHAR & ROVERS, 1973; REES, 1980; POHALAND, 1987; TCHOBANOGLOUS, *et al.*, 1993). O modelo sugerido por Farquhar & Rovers (1973) apresentava apenas quatro etapas, e a fase de maturação, conforme Schalch (1992), teria sido sugerida inicialmente por Rees (1980).

A Figura 2.15 mostra um modelo sugerido por Pohland & Harper (1985), que consideram também as cinco fases de degradação, porém a evolução dos percentuais de metano e dióxido de carbono apresenta um comportamento inicial bem diferente daquele ilustrado na Figura 2.14.

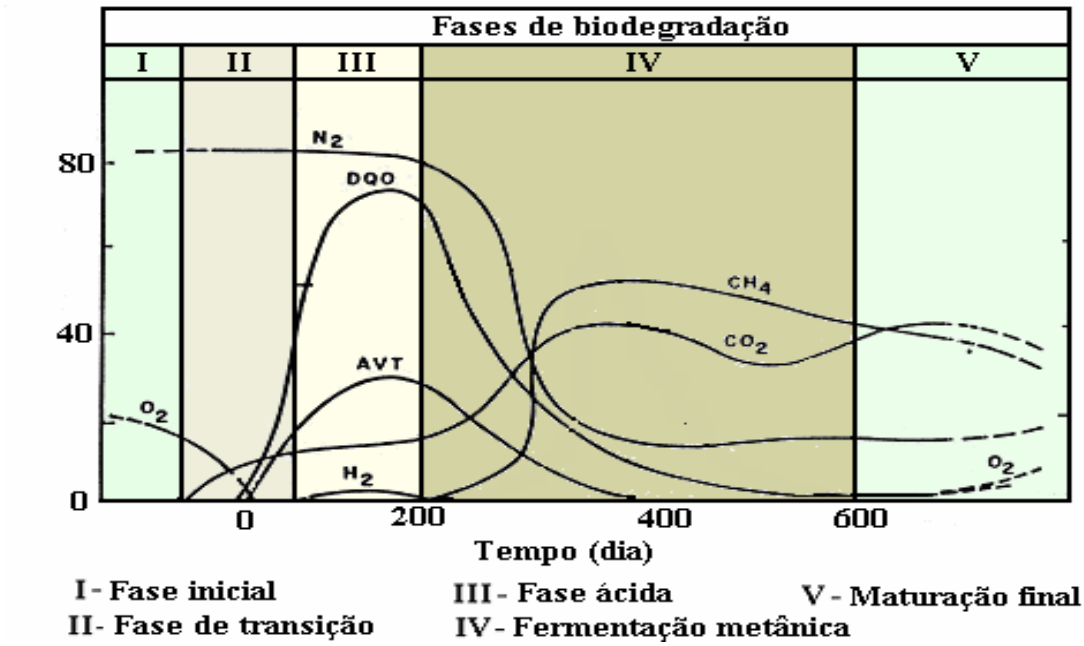


Figura 2.15 - Fases de degradação e parâmetros indicadores da estabilização da matéria orgânica em aterros (Adaptado de POHLAND & HARPER, 1985).

Na fase metanogênica, o biogás é composto tipicamente por 50- 60 % de metano e 40-50 % de dióxido de carbono (REINHART *et al*., 2002), porém, na prática, medições em aterros num período relativamente curto indicam que pode haver uma larga variação de concentrações de CH_4 (McBEAN & FARQUHAR, 1980). Já medições das concentrações de CO_2 mostraram-se mais estáveis durante o tempo (BORJESSON & SVENSSON, 1997).

O potencial de geração de gás depende, fundamentalmente, da composição dos resíduos, mas, como ilustra a Figura 2.16, a taxa de bioconversão do material orgânico em biogás pode ser influenciada por diversos outros fatores que incluem aspectos ambientais, de manejo do aterro e parâmetros físico-químicos que estão na maioria das vezes relacionados entre si.

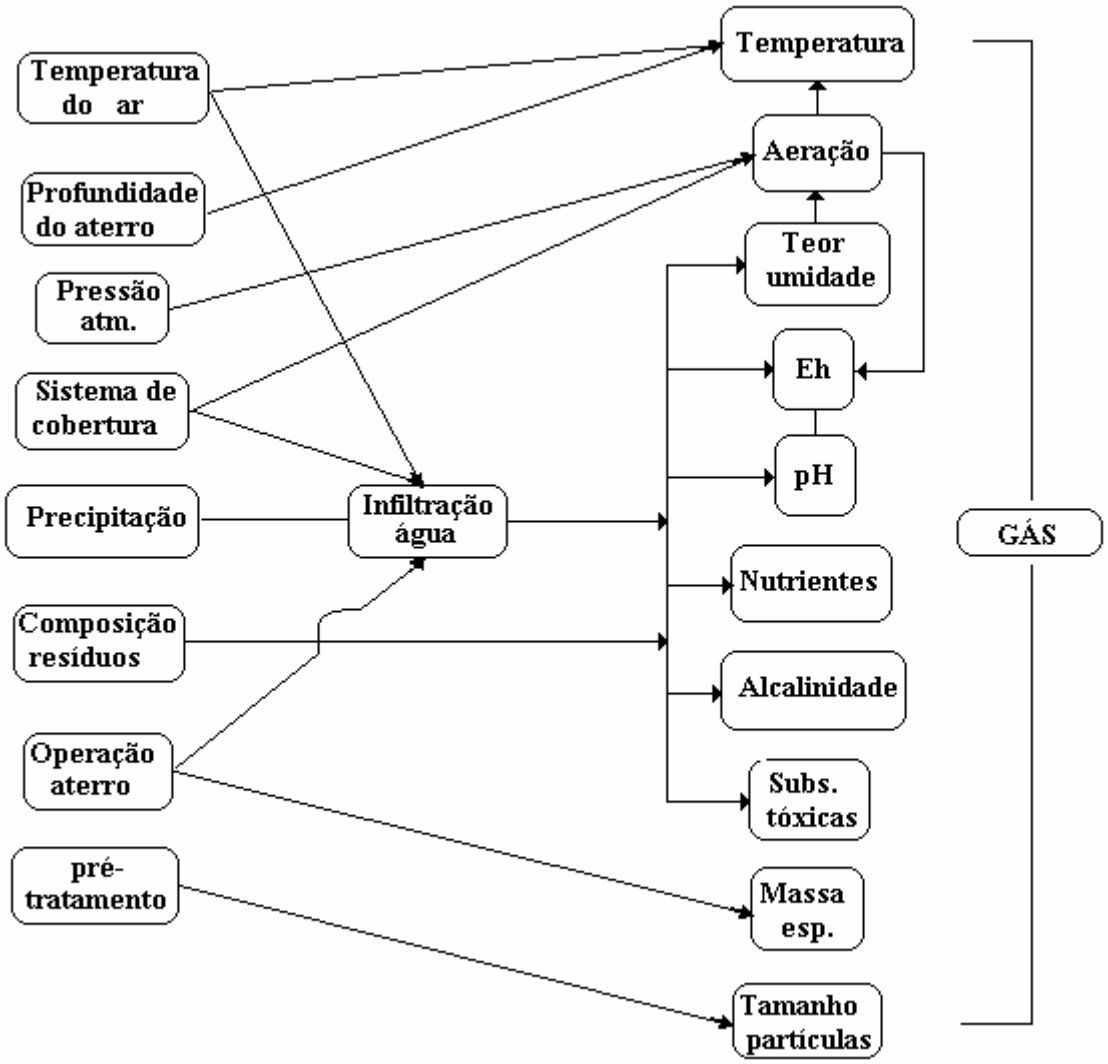


Figura 2.16 - Fatores que afetam a produção de gás em aterros (Adaptado de MCBEAN & FARQUHAR, 1980; REES, 1980).

Os gases produzidos durante a degradação dos resíduos podem ser transformados no interior do aterro pela ação de microrganismos, migrar para o solo circundante, através de difusão molecular, ou serem emitidos para a atmosfera (NOZHEVNIKOVA *et al*., 1993), pela camada de cobertura ou através de drenos de gás. A Figura 2.17 mostra, de forma esquemática, o balanço de gás em um aterro.

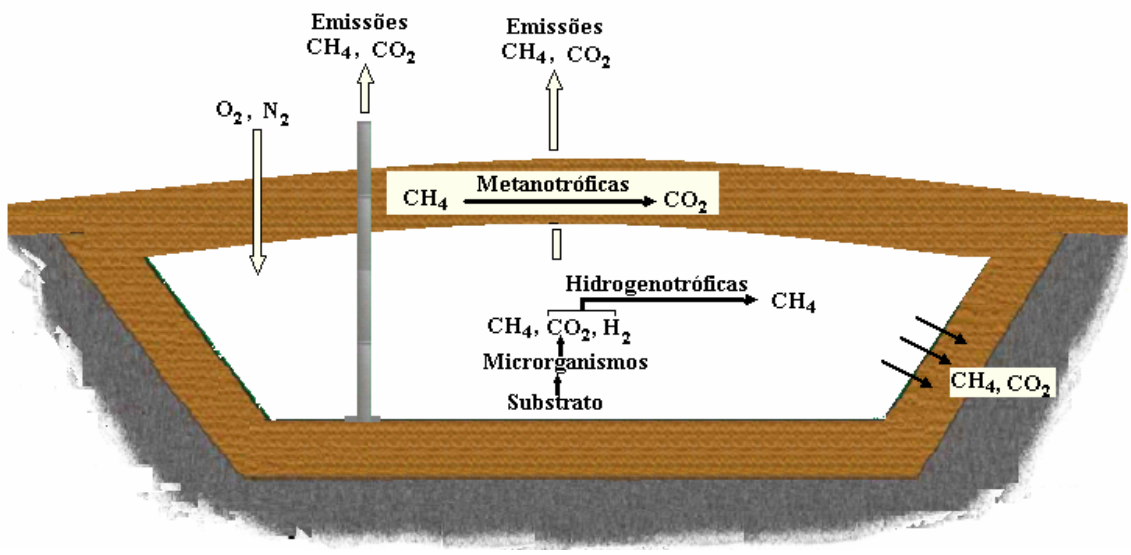


Figura 2.17 - Balanço de gás (Adaptado de PERERA, 2001).

O metano é cerca de 21 vezes mais poluente do que o CO_2 no que diz respeito à capacidade de aquecimento do planeta pelo chamado efeito estufa. De acordo com USEPA (1993), as emissões globais desse gás, provenientes de aterros são estimadas em cerca de 10 % do total de emissões de origem antrópica, e destes estima-se que 8 % sejam provenientes de aterros de RSU (ANON, 1994 *apud* LADAPO & BARLAZ, 1997). Portanto, o controle das emissões de metano em aterros tem tido especial atenção nos últimos dez ou quinze anos. Neste sentido, diversas investigações têm sido direcionadas para melhor compreender e otimizar o processo de oxidação desse gás na camada de cobertura, a exemplo dos trabalhos de Whalen *et al*. (1990), Nozhevnikova *et al*. (1993), Kightley *et al*. (1995), Borjesson & Svensson (1997), Christophersen *et al*. (2000), Stein *et al*. (2001), Scheutz & Kjeldsen (2001), Kuruparan *et al*. (2004), Zeiss (2006) e Albanna *et al*. (2007). As pesquisas têm demonstrado que a taxa de oxidação do metano ocorre numa faixa de 10-70 % da taxa de produção desse gás, e, conforme Jones & Nedwell (1993) usualmente a zona de oxidação encontra-se na faixa de 10-40 cm de profundidade da camada de cobertura. Investigações no Aterro de Muribeca/PE (JUCÁ *et al*., 2005; MACIEL & JUCÁ, 2005) indicaram uma retenção de metano na camada de cobertura, numa faixa de 4 % a 60 %.

2.5 Geração de Lixiviado em aterros

2.5.1 Introdução

O percolado ou lixiviado que preenche parte dos vazios deixados pela fração sólida e compõe a fase líquida de um aterro sanitário, constitui um efluente que exige cuidado especial devido ao seu elevado poder de contaminação ambiental sendo, sem dúvida, um dos maiores problemas relacionados à disposição dos resíduos em aterros.

O lixiviado pode ser definido como líquido que se infiltra através dos resíduos sólidos em decomposição e extrai materiais dissolvidos ou em suspensão, contendo produtos biológicos e constituintes químicos, resultando, portanto, da hidrólise de compostos orgânicos e da umidade do sistema.

2.5.2 Formação do lixiviado

Na maioria dos casos, o lixiviado é formado, principalmente, pelo líquido proveniente da própria umidade do lixo, de água que entra no aterro proveniente de fontes externas (drenagem superficial, chuva, águas superficiais e subterânea) e de água gerada no processo de decomposição biológica. De acordo com D'Almeida & Vilhena (2000), dentre as fontes que contribuem para a formação do lixiviado, a água da chuva, que percola através da camada de cobertura é, sem dúvida, a mais relevante.

A água que infiltra e eventualmente alcança o nível inferior do aterro representa o lixiviado, e a predição em longo prazo da quantidade e qualidade do lixiviado requer, portanto, a quantificação apropriada do fluxo de água e transporte de solutos dentro do aterro (Rosqvist *et al*., 2005). O potencial de formação do lixiviado pode ser avaliado através do balanço hídrico, ou seja, a diferença entre a soma de todas as frações de água que entram e saem do aterro, em um determinado intervalo de tempo.

A quantidade de lixiviado é equivalente ao excesso de água acima da capacidade do aterro de reter a umidade (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993) e pode ser estimado em função da capacidade de campo da massa de resíduos e das camadas de cobertura final e intermediárias. Ou seja, teoricamente, nenhum lixiviado será formado até, que a umidade do meio exceda a capacidade de campo, que de acordo com Velásquez *et al*. (2003) representa a quantidade de água provável que será retida pelos resíduos, antes da produção de lixiviado.

De modo simplificado, a estimativa da produção de lixiviado em função da equação de balanço hídrico pode ser expressa pela Equação 2.9 cujos termos estão indicados na Figura

2.18. De acordo com Rosqvist *et al*. (1997) em aterros, a fração proveniente de água subterrânea pode ser desconsiderada no balanço hídrico.

$$L = (P + Wrs + Ws) - (R + Ev + Et + Wv + \Delta Wrs) \pm \Delta W + Rc \qquad (2.9)$$

Onde:

L = geração de lixiviado;

P = precipitação;

Wrs = água proveniente dos resíduos e do solo de cobertura;

Ws = água subterrânea;

Es = escoamento superficial;

Ev = evaporação;

Et = evapotranspiração;

Wv = vapor d'água;

ΔWrs = água retida nos resíduos e no solo de cobertura;

ΔW = consumo/produção de água proveniente de reações bioquímicas;

Rc = recirculação de líquidos.

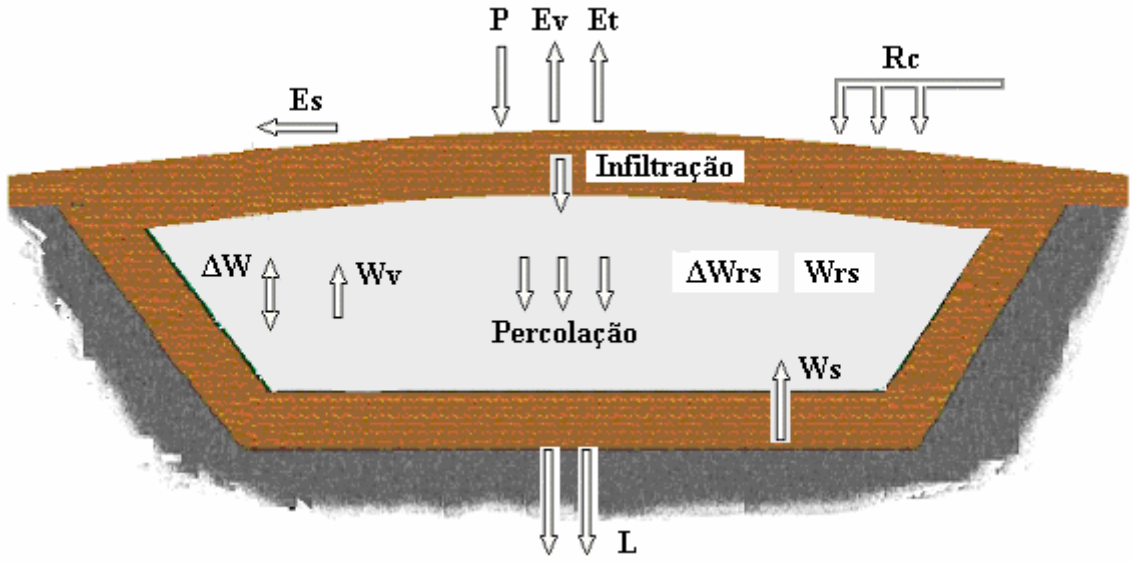


Figura 2.18 - Fontes de umidades que contribuem para a formação do lixiviado em aterros.

2.5.3 Características do lixiviado

O estudo da composição de lixiviados tem sido objeto de diversas pesquisas, porque é um efluente que requer tratamento especial e, geralmente, é um dos maiores problemas enfrentados em um aterro sanitário. Este líquido contém, em concentrações variadas, compostos orgânicos polares, apolares, além de metais pesados que podem contaminar o meio ambiente e ser tóxicos aos seres vivos (PALMISANO & BARLAZ, 1996; YASUHARA *et al*., 1997 *apud* OLIVEIRA & JUCÁ, 2004). Além disso, o estudo da evolução das características desse efluente ajuda a compreender e monitorar a evolução do processo de degradação dos resíduos. Conforme citado anteriormente, admite-se que a biodegradação dos resíduos em aterros ocorre em cinco fases distintas e, de acordo com Warith *et al*. (2005) a geração e as características do lixiviado produzido variam de uma fase para outra e refletem os processos atuantes dentro do aterro.

Na literatura, são encontrados estudos em escala de campo e de laboratório desenvolvidos há bastante tempo para investigar a produção de lixiviado em aterros a exemplo dos trabalhos de Fungaroli & Steiner (1971) e Farquar & Rovers (1973). No início da década de 1970, os estudos sobre a qualidade do lixiviado se focaram na caracterização de seus componentes, evoluindo, mais tarde, para a identificação dos fatores que influenciam sua composição. Atualmente, os estudos têm apontado para a identificação e a avaliação da periculosidade dos seus componentes (CHRISTENSEN *et al*., 2001; SCHUELER, 2005), e os programas de monitoramento de lixiviado em aterros incluem, normalmente, análises de contaminantes orgânicos e inorgânicos (BENSON *et al*., 2007).

O lixiviado é composto de um grande número de substâncias orgânicas e inorgânicas e cujas concentrações dependem de vários fatores como idade do aterro (VADILLO *et al*., 1999; REITZEL *et al*., 1992; KJELDSEN *et al*., 2003; BENSON, *et al*., 2007) hidrologia, natureza dos resíduos, teor de umidade inicial e características do aterro (QUASIN & CHIANG, 1994; TCHOBANOGLOUS *et al*. 1993; SANCHES-LEDESMA *et al*., 1993). Os componentes do lixiviado podem ser enquadrados em quatro grupos distintos (CHRISTENSEN *et al*., 2001 citados por SCHUELER, 2005): material orgânico dissolvido, macrocomponentes inorgânicos, metais pesados e componentes orgânicos xenobióticos de origem doméstica ou químico-industrial.

Dentre os componentes orgânicos encontrados em concentrações mais elevadas, geralmente estão os ácidos graxos voláteis (a exemplo dos ácidos acético, propiônico e butírico), produzidos durante a decomposição de lipídios, proteínas e carboidratos

(ALBAIGES *et al*., 1986; SCHULTZ & KJELDSEN, 1986). Os hidrocarbonetos aromáticos, como benzeno, xilenos e tolueno, são freqüentemente encontrados em baixas concentrações (SCHULTZ & KJELDSEN, 1986; HARMSEN, 1983).

Os teores dos compostos orgânicos principais estão relacionados à atividade microbiológica e a processos físico-químicos dentro do aterro. Estudos indicam que as concentrações relativas de componentes orgânicos do lixiviado diminuem com o tempo na seguinte ordem: ácidos graxos voláteis livres, aldeídos de baixo peso molecular, aminoácidos, carboidrato, peptídeos, ácidos húmicos, componentes fenólicos e ácidos fúlvicos (REINHART & GROSH, 1998). Portanto, a sua biodegradabilidade diminuiria com o tempo, principalmente pela presença dos ácidos húmicos e fúlvicos, que são de difícil degradação (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993).

No que se refere aos metais, pode-se dizer que freqüentemente é encontrada uma grande variedade de metais pesados em amostras de lixiviados de aterro de RSU, incluindo zinco, cobre, cádmio, chumbo, níquel, cromo e mercúrio, dentre outros. A liberação desses metais ocorre em função do fluxo e das características do lixiviado, como pH, e a concentração de agentes de complexação (LU *et al*., 1985). Entretanto, de acordo com Ehrig (1989), as concentrações de metais pesados nos efluentes líquidos provenientes de aterros geralmente são baixas, e o maior risco de contaminação ambiental por esses elementos deve-se a processos de acumulação. Dentre os constituintes inorgânicos que ocorrem com maior freqüência e em concentrações relativamente altas, estão os íons Na^{+}, K^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+}, $NH_4{}^{+}$, Fe^{2+}, $Mn_2{}^{+}$, Cl^{-}, $SO_4{}^{2-}$ (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993).

A Tabela 2.12 apresenta dados da composição de lixiviados procedentes de aterros novos com menos de dois anos, aterros com cinco anos e aterros considerados maduros com mais de dez anos.

Tabela 2.12 - Dados da composição de lixiviados procedentes de aterros de diferentes idades.

Parâmetros (mg/L)	Aterro com 1 ano	Aterro com menos de 2 anos	Aterro com 5 anos	Aterro com mais de 10 anos
DBO_5	7500 - 28000	2.000 – 30.000	4000	100 - 200
DQO	10000 - 40000	3.000 – 60.000	8000	100 - 500
Carbono orgânico total	-	1.500 – 20.000	-	80 - 160
Sólidos totais suspensos	100 - 700	200 – 2.000	-	100 - 400
Sólidos totais dissolvidos	10000 - 14000	-	6794	-
Nitrogênio orgânico	-	10 - 800	-	80 - 120
Nitrogênio amoniacal	56 - 482	10 - 800	-	20 - 40
Nitrato	0,2 – 0,8	5 - 40	0,5	5 - 10
Alcalinidade ($CaCO_3$)	800 - 4000	1000 - 10000	5810	200 - 1000
*Condutividade	600 - 9000	-	-	-
**pH	5,2 – 6,4	4,5 – 7,5	6,3	6,6 – 7,5
Fósforo total	25 – 35	5 –100	12	5 - 10
Cálcio	900 - 1700	200 - 3000	308	100 - 400
Magnésio	160 - 250	50 - 1500	450	50 - 200
Potássio	295 - 310	200 - 1000	610	50 - 400
Sódio	450 - 500	200 - 2500	810	100 - 200
Cloro	600 - 800	200 - 3000	1330	100 - 400
Sulfatos	400 – 650	50 - 1000	2	20 - 50
Ferro total	21- - 325	50 - 1200	6,3	20 - 200
Manganês	75 - 125	-	0,06	-
Cádmio	-	-	<0,05	-
Cobre	-	-	< 0,5	-
Chumbo	-	-	0,5	-
Níquel	-	-	_	-
Zinco	10 - 30	-	0,4	-

Fonte: Tchobanoglous *et al*. (1993); Quasim & Chiang (1994).
* μmho/cm; ** adimensional.

2.6 Experiência com aterros simulados

Os dados confiáveis para fins práticos, visando caracterizar o processo de biodegradação de resíduos sólidos, deveriam ser obtidos através de investigações *in situ* em aterros sanitários, mas nem sempre isso é possível. No Brasil, em especial, nas pequenas cidades, a quantidade de aterros sanitários ou de aterros controlados ainda é muito pequena. Nos municípios com população de até 20 mil habitantes e que representam 73,1 % dos municípios brasileiros, 68,5 % do resíduos gerados têm como destino final vazadouros a céu aberto (IBGE, 2002). Mesmo nas cidades maiores e grandes Regiões Metropolitanas, a quantidade de aterros sanitários ainda é relativamente pequena. Desta forma, a maioria dos dados que se dispõe sobre o comportamento de RSU "aterrados" são provenientes de lixões, ou aterros controlados, geralmente construídos sobre antigos lixões a exemplo dos

aterros de Muribeca e Gramacho localizados, respectivamente, nas Regiões Metropolitanas do Recife-PE e Rio de Janeiro - RJ. Além disso, o desenvolvimento de pesquisas, envolvendo aterros em escala real, demanda um custo elevado e ainda enfrenta adversidades, como o grande número de variáveis envolvidas no processo (especialmente no caso de aterro controlado) e a dinâmica de operação do aterro que dificulta, ou mesmo, inviabiliza a obtenção sistemática de dados sob condições conhecidas ou controladas.

Células experimentais de dimensões reduzidas, às vezes denominadas lisímetros[1], representam uma técnica bastante interessante e podem ser empregadas para estudar o comportamento dos resíduos quanto aos aspectos físicos, químicos, microbiológicos e contribuir para uma melhor compreensão de rotas metabólicas da degradação de produtos orgânicos. Além do mais, esses experimentos são importantes para simular situações particulares para análise de causa e efeito, o que seria inviável em escala real, como, por exemplo, estudar o comportamento de resíduos com composições específicas, sua co-disposição com resíduos de outra natureza, a simulação de condições ambientais que podem envolver precipitação, umidade e temperatura, concepção técnica alternativa de tratamento ou pré-tratamento dos resíduos, dentre outros aspectos. Uma outra aplicação de aterros simulados seria para a simulação e análise de diferentes sistemas de cobertura e impermeabilização de base, sistemas de drenagem de líquidos e gases e de monitoramento geotécnico e ambiental, visando à otimização dos projetos de aterros de resíduos sólidos urbanos.

De acordo com Levine *et al*. (2005) testes com lisímetros possibilitam avaliar o processo de degradação de resíduos e geração de lixiviado sob condições controladas. Além disso, pode ser feita uma caracterização mais detalhada dos resíduos do que quando dispostos em aterros.

A literatura sobre o comportamento de resíduos sólidos urbanos confinados em lisímetros é difícil de ser sumarizada, devido à dificuldade de se encontrarem artigos com semelhanças experimentais, dada a diversidade de formas e dimensões dos lisímetros utilizados, composição dos resíduos e parâmetros analisados. No projeto desses experimentos, o conhecimento empírico parece ser uma regra e, certamente, não existe consenso quanto à forma e dimensões destes.

---

[1] Etimologia: De lisi(o)- +–*metro*; lisi(o) ou lis(o) - antepositivo, do gr. *lúsis,eós* 'ação de separar, dissolução (HOUAISS E VILLAR, 2001); [De *lis(i)*- + -*metro*.]; lis(i) do gr. *lysis, eós (ý)* - .= 'dissolução', 'decomposição': *lisérgico*, *lisímetro*, *lisina*. [Equiv.: -*lis(i)*-, *liso*-, -*lise*: *lisogenia*, *lisózimo*; *electrólise*, *plasmólise*.] (FERREIRA, 2004) Lisímetro: Aparelho ou instrumento utilizado na medição da evapotranspiração (HOUAISS e VILLAR, 2001; FERREIRA, 2004).

Numa primeira tentativa de classificação desses experimentos, sugere-se aqui que eles sejam categorizados em dois grupos: experimentos de campo e experimentos de laboratório, como mostra o esquema da Figura 2.19 que sugere, também, uma classificação quanto ao tamanho.

Os experimentos de campo são assim denominados pelo fato de serem operados *in situ* e estarem submetidos aos rigores das variações das condições atmosféricas, como temperatura, insolação, chuvas, ventos e umidade. Os lisímetros de campo podem ser do tipo aterro simulado ou aterro em escala reduzida, que normalmente possuem dimensões maiores e podem ser utilizados para resíduos com a mesma composição que chegam ao aterro, ou seja, sem tratamento prévio.

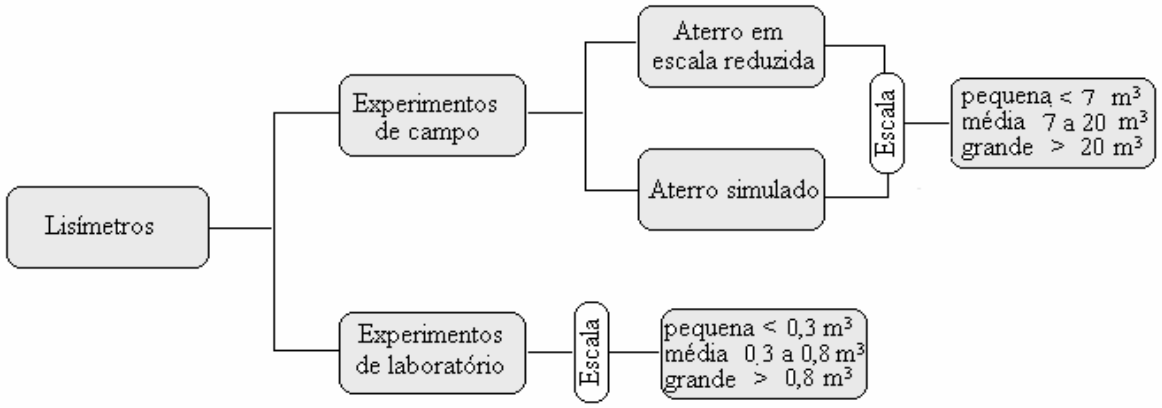


Figura 2.19 - Classificação de lisímetros para análise de resíduos sólidos urbanos.

O Aterro em escala reduzida pode ser um protótipo de um projeto que se deseja construir e, portanto, analisar previamente o seu comportamento ou um projeto-piloto com o propósito de servir de campo experimental para análise e aperfeiçoamento de técnicas e métodos já utilizados ou inovadores. Neste caso, são construídas células nos mesmos moldes de um aterro, e o processo de aterramento dos resíduos pode ser feito por um dos métodos tradicionalmente empregados em aterros sanitários. Geralmente, são utilizadas trincheiras ou valas. A Figura 2.20 mostra a construção de um lisímetro do tipo aterro em escala reduzida. Alguns aterros sanitários experimentais apresentam dimensões compatíveis com células de aterros de pequenas e médias cidades e portanto são operandos em escala real. São exemplos: i) Os aterros experimentais construídos na cidade de São Carlos (SP), constituídos de trincheiras escavadas em forma de tronco de pirâmide quadrangular, com capacidades

para 2.370 e 1.600 toneladas (POVINELLI *et al*. 1992; SCHALCH, 1992); ii) O aterro experimental (célula) em Belo Horizonte (MG), para avaliar a influência de procedimentos operacionais no controle da disposição dos RSU, com capacidade prevista para 26.000 m^3 (CATAPRETA, *et al*., 2005); iii) A célula experimental referente ao projeto piloto para recuperação energética do biogás no Aterro da Muribeca-PE, com capacidade prevista de 27.000 toneladas de RSU (MACIEL *et al*, 2007).

Fonte: AIT (2006)

Figura 2.20 - Construção de um aterro lisímetro para resíduos sólidos urbanos.

Os lisímetros operados em campo podem ser ainda do tipo aterro simulado, assim denominados, porque são construções que fogem da concepção básica de um aterro sanitário, como se conhece, pois os resíduos são confinados em células de concreto (Figura 2.21), alvenaria, metal ou outros materiais que podem influenciar no ambiente interno do lisímetro, tornando-o diferente de um aterro real. Esses pilotos também servem de campo experimental, para testar novos métodos e processos ou estudar e aperfeiçoar as técnicas de tratamento de resíduos já utilizadas.

Fonte:. AIT (2006)

Figura 2.21 - Construção de aterro lisímetro em concreto.

Os lisímetros operados em laboratório, ao contrário dos de campo, são mantidos sob condições artificiais. Esses experimentos geralmente são constituídos de pequenos reatores construídos em plástico, acrílico, vidro ou metal e, de acordo com Youcai *et al*. (2002), têm sido utilizados para simular o comportamento da degradação de resíduos em aterros. Na montagem dessas pequenas células, muitas vezes são aproveitados tubos de PVC e recipientes plásticos de diferentes formas. Normalmente são usados volumes que variam de poucos litros a 1 m^3, o que implica a necessidade de redução do tamanho das partículas dos resíduos e em muitos experimentos, é utilizada, apenas, a fração orgânica facilmente degradável. Em condições de laboratório, a maioria das variáveis podem ser facilmente controladas, e, por exemplo, parâmetros, como teor de umidade, pH e taxa de recirculação de lixiviado, podem ser mais bem ajustados bem como a composição e produção de líquidos e gases podem ser avaliadas com maior precisão. A Figura 2.22 mostra um exemplo de lisímetros de laboratório construídos em tubos de PVC (0,30 m x 1,37 m – diâmetro x altura).

Figura 2.22 - Lisímetros preparados a partir de tubos de PVC (LEVINE *et al*., 2005).

De um modo geral, comparando as duas escalas, pode-se dizer que, na escala de campo, é possível obter uma melhor aproximação das condições de um aterro em escala real, até porque nos resultados estão incorporados, naturalmente, à influência das condições ambientais do entorno do aterro que se deseja simular. As principais desvantagens consistem no custo de construção/manutenção do experimento que é relativamente alto e, ainda, no número de variáveis envolvidas. Os experimentos em escala de laboratório são menos representativos da condição real, entretanto podem ser montados com custos relativamente baixos, e as principais variáveis intervenientes no processo de degradação dos resíduos, como temperatura, pH e umidade, podem ser facilmente controladas, permitindo a simulação de condições ambientais diversas. Testes em pequenas escalas podem revelar aspectos particulares e fundamentais do processo de digestão anaeróbia e contribuir para o

desenvolvimento de modelos matemáticos, entretanto a extrapolação desses dados para um caso prático em escala real não é trivial e deve ser feita com bastante cautela.

A quantidade de oxigênio inicialmente disponível no interior da massa de resíduos pode estar relacionada ao seu peso ou volume e à forma e escala do lisímetro usado, conseqüentemente o tempo para o consumo desse oxigênio pode variar de acordo com a escala utilizada, conduzindo a diferentes mecanismos de degradação, durante esse período inicial. O processo de biodegradação pode ser mais rápido dentro de lisímetros de pequena escala, e isso se deve possivelmente a uma maior quantidade de oxigênio por unidade de resíduo fresco no início do processo (YOUCAI *et al*., 2002). Os gradientes de temperatura, certamente, podem variar bastante, de acordo com as características do experimento, interferindo, portanto no processo de biodegradação.

Na literatura, existem diversos trabalhos que abordam o comportamento de resíduos sólidos urbanos a partir de experimentos em escala reduzida. Alguns dos trabalhos mais recentes, envolvendo lisímetros operados em campo ou laboratório, simulando as condições gerais ou particulares de um aterro e construídos com materiais diversos, são citados a seguir.

Jambeck *et al*. (2004) estudaram características do lixiviado de resíduos sólidos, utilizando lisímetros em forma de coluna de PVC com 6,1 m de altura e 0,31 m de diâmetro (Figura 2.23a). Foram monitorados, principalmente, pH, condutividade, temperatura, arsênio e cromo. O estudo simulou aterros de resíduos de madeira tratada e co-disposição com resíduos sólidos urbanos e resíduos de construção.

Levine *et al*. (2005), utilizando pequenos lisímetros de aproximadamente 100 litros (Figuras 2.22 e 2.23b) e simulando aterros sanitários, verificaram a eficiência de diferentes sistemas de drenagem para o lixiviado gerado por RSU e sua co-disposição com resíduos de combustão e lodos. Os lisímetros, com resíduos inicialmente umedecidos até a capacidade de campo, foram monitorados durante oito meses, através de análises de características químicas, físico-químicas e microbiológicas dos lixiviados bem como avaliação do potencial de obstrução do sistema de drenagem. O projeto dos lisímetros foi baseado nos trabalhos de Rowe *et al*. (2002), Blight *et al.* (1999), Fleming *et al*. (1999) e Paksy *et al*. (1998) que utilizaram, respectivamente, lisímetros de coluna em PVC (diâmetro – 0,50 m; altura 0,70 m), recipientes em PVC (0,25 m x 0,60 m x 0,70 m), caixas em alvenaria e concreto (1,76 m x 1,06 m x 1,76 m) e colunas de PEAD/PEMD (diâmetro – 0,23 m; altura – 0,90 m).

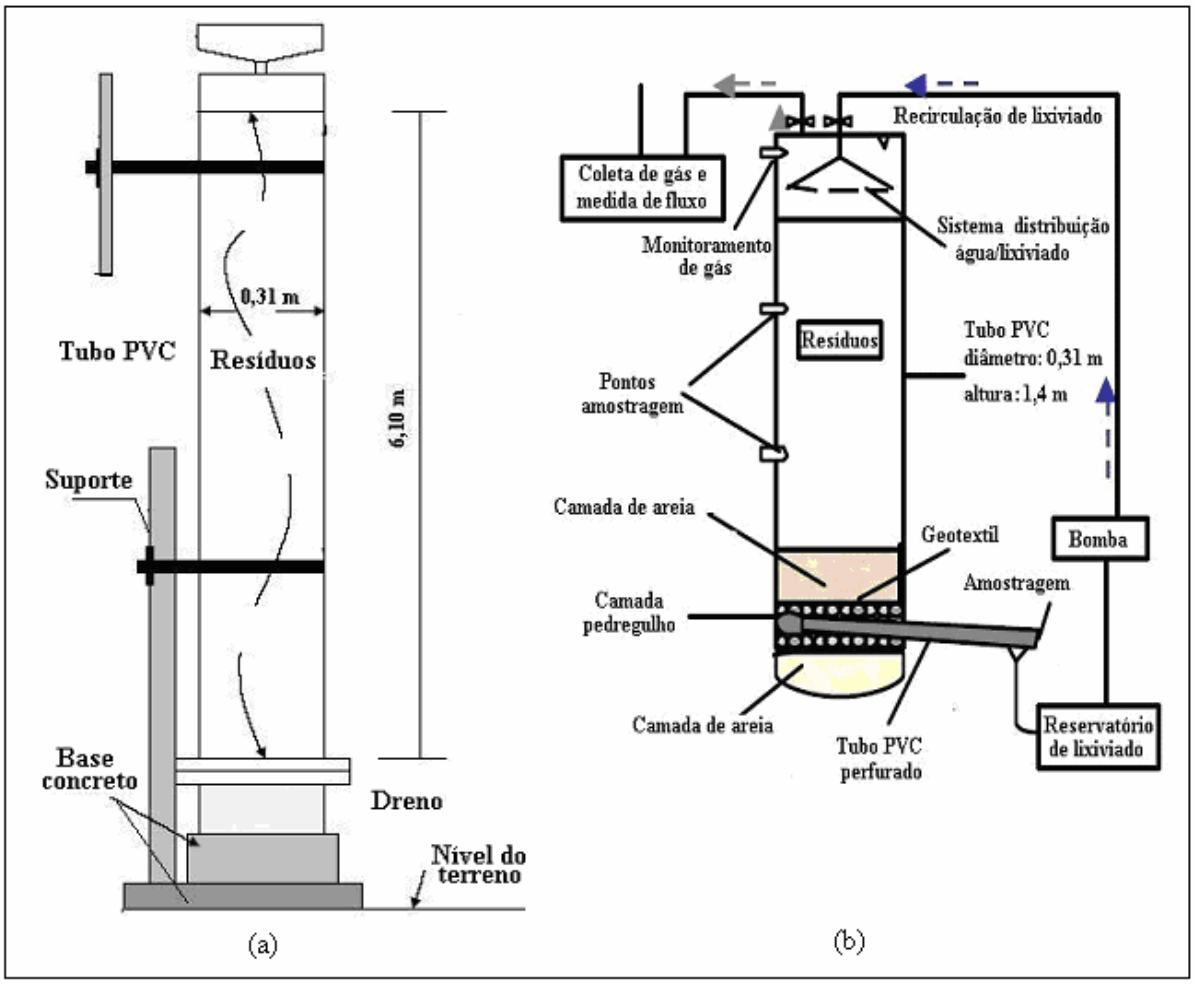


Figura 2.23 - Desenhos esquemáticos de lisímetros feitos em PVC (JAMBECK *et al*., 2004; LEVINE *et al.*, 2005; CARDOSO *et al*., 2006).

Youcai *et al*. (2002) analisaram três lisímetros de RSU em escalas diferentes, sendo dois de laboratório com dimensões de 35,3 cm x 230 cm e 60 cm x 100 cm (diâmetro x altura) em um lisímetro de campo de grandes dimensões, construído nos mesmos moldes de um aterro sanitário com área da base de 3000 m^2 e altura de 4 m. Dentre outros parâmetros, foram monitorados recalques e sólidos voláteis da massa de resíduos e DBO, DQO e NH_3-N do lixiviado. Os resultados indicaram que esses parâmetros variaram significativamente nos seis primeiros meses de monitoramento, se bem que, após esse período apresentaram a mesma tendência, indicando semelhança do mecanismo de degradação nas diferentes escalas.

Cossu & Rossetti (2003) utilizaram colunas com diâmetro de 18 cm por 100 cm de altura e um lisímetro com base quadrada de 0,64 m^2 por 3 m de altura para simular aterros de RSU com diferentes concepções. Foram comparados resultados do monitoramento de lixiviados e biogás para analisar o comportamento dos diferentes reatores operados sob

condições anaeróbia, semi-aeróbia, aeróbia e utilizando resíduos com e sem pré-tratamento mecânico-biológico.

Mannapperuma & Basnayake (2004) analisaram o monitoramento de três lisímetros de campo com secção transversal circular com 1,3 m de diâmetro e 2,32 m de altura, construídos com tubos de concreto pré-moldados. Duas das células experimentais foram preenchidas com resíduos frescos, sendo que uma simulava um vazadouro a céu aberto (sem camada de cobertura), e a outra, um aterro sanitário. A terceira, também simulando um aterro, foi preenchida com resíduos antigos provenientes de aterro. Dentre os principais parâmetros analisados, estão DBO, recalques, temperatura e geração de lixiviado.

Borglin *et al*. (2004) utilizaram 3 bioreatores em escala de laboratório, confeccionados em acrílico, com volume de 200 litros e instrumentados para monitorar pressão, temperatura, umidade, gás e composição do lixiviado. Foram utilizados RSU frescos em três simulações: a) aterro aeróbio, com injeção de ar, água e recirculação de lixiviado; b) aterro anaeróbio com adição de água e recirculação; c) aterro inicialmente sem nenhuma intervenção e depois convertido em aeróbio semelhante ao item a. Foram analisadas, principalmente, concentrações de gases (CH_4, O_2 e CO_2), DBO, DQO, amônia e recalques.

Visvanathan *et al*. (2004) estudaram a influência de camadas de cobertura na oxidação de metano, utilizando aterros simulados. Os estudos foram desenvolvidos em três lisímetros com altura de 3,5 m e diâmetro de 1,4 m, construídos com anéis pré-moldados de concreto. As células experimentais foram preenchidas até uma altura de 2,4 m com resíduos sólidos urbanos, e cada uma delas recebeu uma camada de cobertura de material granular com composição diferenciada. Visvanathan *et al*. (2003), utilizando lisímetros com as mesmas dimensões, analisaram o efeito da camada de cobertura na quantidade e qualidade do lixiviado gerado, considerando a simulação de aterros sanitários e depósito a céu aberto.

Swati *et al*. (2005) apresentaram os resultados preliminares do comportamento de resíduos sólidos urbanos aterrados em dois lisímetros, construídos com anéis de concreto, com altura total de 3 m e diâmetro de 1,3 m. Nos experimentos, monitorados durante 4 meses, utilizaram-se resíduos frescos, simulando as condições de um vazadouro a céu aberto e de um aterro como biorreator. Analisaram-se os recalques e as características dos lixiviados gerados, como volume, pH, DBO, DQO, sólidos totais, nitrogênio total e concentração de alguns metais, dentre outros.

Chiemchaisri *et al*. (2002) conduziram experimentos em escala de laboratório utilizando reatores construídos em PVC (0,30 m de diâmetro por 1,00 m de altura) e em escala piloto com lisímetros, construídos a partir de tubos de aço (0,90 m de diâmetro e

2,7 m de altura). Os lisímetros foram operados sob condições anaeróbias, com chuva simulada e com diferentes condições de recirculação de lixiviado. Analisaram-se DBO, DQO, pH e alcalinidade do lixiviado, dentre outros parâmetros.

Células experimentais (lisímetros) com altura de 2,4 m e diâmetro de 0,8 m construídos em fibra de vidro foram analisadas por Espinace *et al*. (1997) e Palma *et al*. (1999). Esses lisímetros, simulando aterros e construídos para avaliar os recalques em RSU, foram operados em condições de laboratório com adição de água, simulando chuva e considerando duas situações: recirculação de lixiviado tratado em filtro anaeróbio e sem recirculação. Para avaliar o comportamento do sistema foram monitorados, além dos recalques, DQO, pH e produção de biogás.

No Brasil, algumas pesquisas em escalas de campo e laboratório foram conduzidas com aterros simulados ou aterros em pequena escala. Muitas destas pesquisas foram desenvolvidas através do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) e estão descritas em Castilhos Jr. *et al*. (2003) e Castilhos Jr. *et al*. (2006). Nesta última referência, são citados, inclusive, alguns dos resultados obtidos nas células experimentais projetadas e construídos para o desenvolvimento deste trabalho de tese. Alguns dos trabalhos mais recentes publicados no Brasil são citados a seguir:

Junqueira (2000) analisou o comportamento de resíduos sólidos urbanos e de sistemas dreno-filtrantes através de duas células experimentais, em forma de trincheiras, com volume aproximado de 65 m^3, construídas na área do Aterro do Jóquei Clube (Brasília –DF). Foram ainda utilizadas duas "caixas" metálicas com volume de 7,5 m^3. Nos experimentos foram monitorados parâmetros relacionados à quantidade e qualidade do lixiviado produzido, temperatura, recalques e a eficiência de sistemas de drenagem compostos por materiais naturais e sintéticos.

Medeiros *et al.* (2002) analisaram a geração de lixiviado em resíduos sólidos urbanos com cobertura permeável a partir de três lisímetros, construídos em alvenaria de blocos de concreto, nos quais foram confinados, por célula, aproximadamente 4,8 m^3 de RSU provenientes da coleta regular da cidade de Florianópolis-SC (Figura 2.24).

Figura 2.24 - Células piloto experimentais (CASTILHOS JR. *et al*., 2003).

Silva *et al*. (2005) analisaram o efeito da aplicação de diferentes teores de umidade na degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. Foram construídas quatro células experimentais de 1,5 m^3 (Figura 2.25a) e foram monitorados os seguintes parâmetros físico-químicos dos líquidos lixiviados: pH, DQO, N-NH3 e Cl ¯. Coelho *et al*. (2005) utilizaram 4 células experimentais de 27 m^3 (Figura 2.25b) para avaliar a influência de camadas de cobertura na degradação dos RSU e na geração e características físico-químicas dos lixiviados (pH, DQO, DBO).

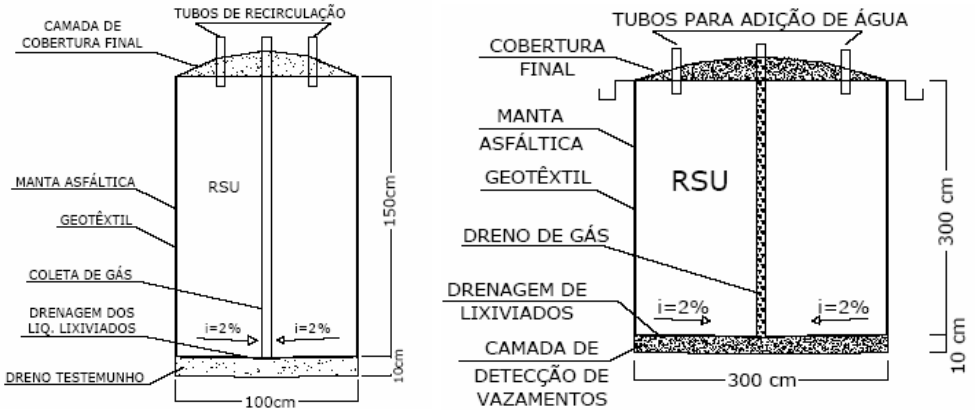


Figura 2.25 - Células experimentais construídas no aterro da cidade de Catas Altas – MG (SILVA *et al*., 2005; COELHO *et al*., 2005).

Carvalho *et al*. (2006) estudaram a produção de lixiviado em resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, contendo ou não uma camada de 0,30 m de resíduo de construção civil, com recirculação de lixiviado. No estudo foram utilizados seis lisímetros, sendo cada um constituído por três manilhas de concreto armado, com 1,00 m de diâmetro interno e 1,00 m de altura, sobrepostas, formando um cilindro de 3,00 m de altura (Figura 2.26).

Figura 2.26 - Vista geral dos lisímetros e detalhe da recirculação do lixiviado (CARVALHO *et al*., 2006).

CAPÍTULO 3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Introdução

A presente pesquisa foi desenvolvida a partir do projeto, da construção e do monitoramento de duas Células experimentais (lisímetros), simulando aterros de resíduos sólidos urbanos. As Células experimentais, embora não se enquadrem exatamente na definição de lisímetro, serão designadas Lisímetro 1 (L1) e Lisímetro 2 (L2). Os lisímetros foram construídos na área do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca, situado na Região Metropolitana do Recife (RMR) – Pernambuco, na zona sul do município de Jaboatão dos Guararapes-PE. Neste capítulo, são apresentados os procedimentos adotados e os materiais utilizados nas duas etapas relacionadas a esse trabalho de pesquisa experimental, a saber: 1) Elaboração de projeto e montagem dos experimentos de campo; 2) Monitoramento dos processos atuantes nos resíduos aterrados.

3.2 *Projeto, construção e instrumentação dos lisímetros*

3.2.1 Concepção do projeto

A definição do projeto dos aterros simulados, etapa inicial deste trabalho, foi feita com base nos objetivos da pesquisa, dados da literatura, representatividade dos processos atuantes, possibilidade de novas pesquisas no mesmo local, no tempo necessário à construção e nos recursos financeiros disponíveis para a montagem dos experimentos.

Os aterros simulados, opção adotada para este trabalho de pesquisa, conforme definido anteriormente, são construções que fogem um pouco da concepção tradicional de um aterro sanitário como se conhece, pois os resíduos são confinados em células experimentais construídas com materiais diversos, como concreto, plástico, alvenaria, metal dentre outros. Entretanto, são experimentos relativamente fáceis de operar, podendo ser construídos rapidamente, e apresentando custo relativamente baixo. A escala de campo foi a opção preferida em virtude de manter uma boa representatividade no que diz respeito à composição dos resíduos, processos internos atuantes na massa de resíduos e condições climáticas. Isso porque os experimentos de campo apresentam maiores dimensões em comparação àqueles operados em laboratório e estão submetidos aos rigores das variações de condições atmosféricas, como temperatura, insolação, chuvas, ventos e umidade. A Figura 3.1 mostra o desenho em corte e planta do lisímetro projetado, especialmente, para este trabalho.

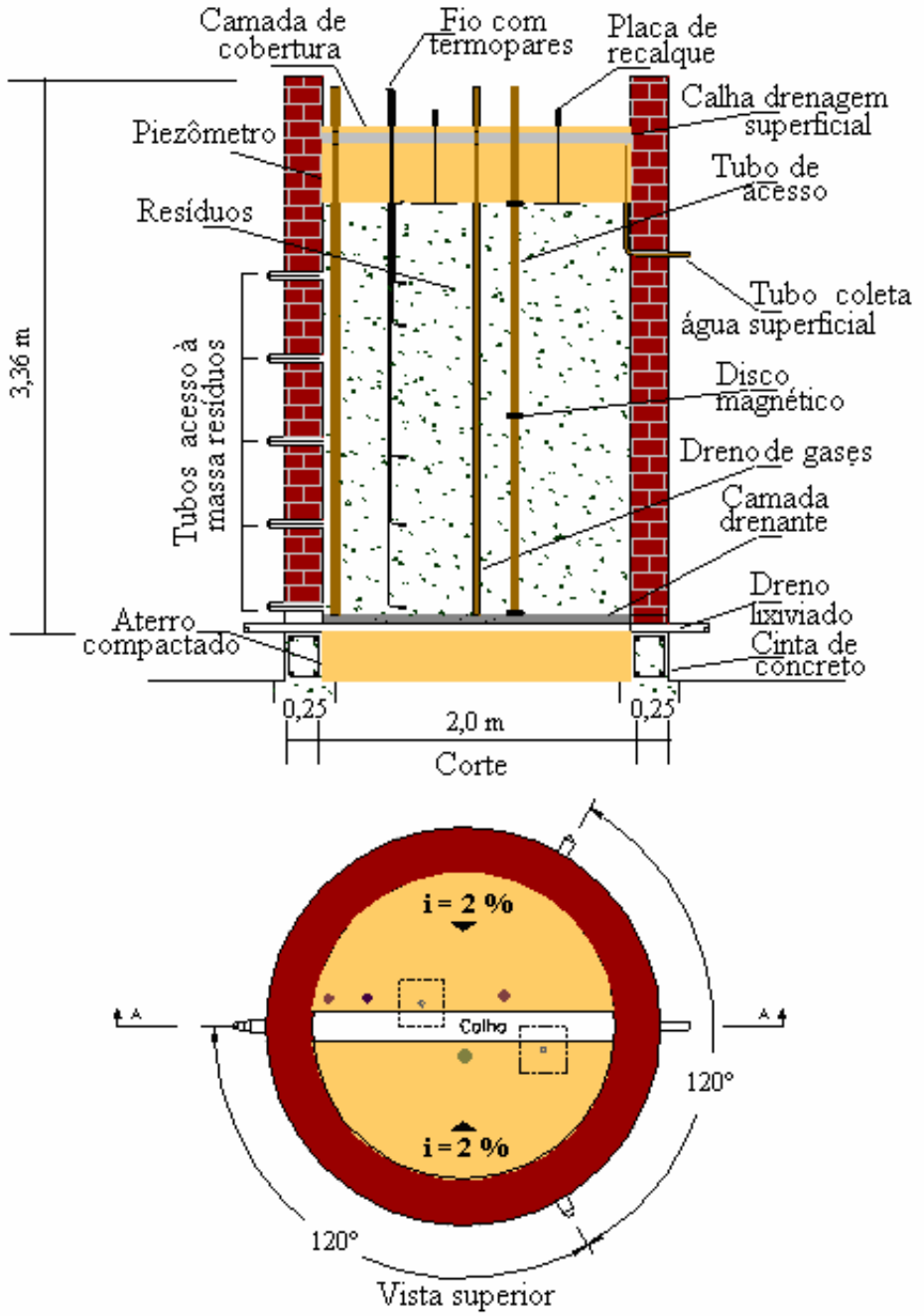


Figura 3.1 - Projeto dos lisímetros: Corte esquemático e vista superior.

Os aterros simulados foram concebidos com seção transversal circular, visando facilitar a distribuição e a compactação dos resíduos no seu interior, uniformizar a distribuição das pressões laterais na parede interna do lisímetro, evitar caminhos preferenciais de percolação do lixiviado e reduzir a área da superfície lateral interna diminuindo, o contato entre o lixo e a alvenaria. As dimensões foram definidas com os objetivos de atingir uma altura de resíduos suficiente, para facilitar o estabelecimento de condições anaeróbias e que se aproximasse da forma e volume do receptáculo de um caminhão coletor pequeno,

possibilitando o uso de uma amostra de lixo mais representativa e com as mesmas características do lixo depositado em um aterro sem a necessidade de pré-tratamento, a não ser a retirada de matérias de grandes dimensões. Na definição das dimensões dos aterros simulados, foi considerado também o custo financeiro para a construção e o preenchimento.

A espessura da parede de cada célula experimental e o material utilizado (tijolos cerâmicos) foram definidos para possibilitar um maior isolamento térmico e reduzir a indução de oscilações na temperatura da massa de resíduos pela variação da temperatura ambiente. O posicionamento e a quantidade dos tubos de acesso à massa de lixo (Figura 3.1), previamente definidos no projeto, foram determinados com o objetivo de permitir a coleta de amostras de sólidos em vários pontos do lisímetro e, conseqüentemente, de obter amostras mais representativas.

3.2.2 Construção dos lisímetros

3.2.2.1 Alvenaria

Os lisímetros foram construídos em alvenaria de tijolos maciços de argila com dimensões de 5 cm x 10 cm x 20 cm e cintas de concreto. Após o acabamento, que consistiu de revestimento de 2,5 cm de argamassa, a alvenaria apresentou uma espessura total de 25 cm. Utilizaram-se argamassas de cimento (CP II Z 32) e areia nos traços 1: 6 e 1: 4, respectivamente, para assentamento e revestimentos interno e externo. A Figura 3.2 ilustra as principais etapas construtivas do Lisímetro 2 (L2). Cada um dos lisímetros custou em torno de R$ 5.000,00, incluindo mão-de-obra para construção e preenchimento, materiais de construção e instrumentação.

Figura 3.2 - Etapas da construção do Lisímetro 2.

3.2.2.2 Impermeabilização de base

A camada de base de cada lisímetro foi executada por meio de compactação manual (Figura 3.3) em camadas de, aproximadamente, 10 cm de espessura. O processo resultou em uma camada final de solo compactado de 35 cm de espessura média. Essa camada funcionou como sistema de impermeabilização de base.

Figura 3.3 - Execução de camada de impermeabilização de base.

3.2.2.3. Sistema de drenagem de base

O sistema de drenagem de lixiviados foi constituído de um tubo de PVC perfurado com 40 mm de diâmetro, apoiado diretamente sobre o solo compactado e uma camada drenante de pedra britada com 10 cm de espessura nas bordas e 15 cm no centro, que promove a drenagem de toda área do fundo da célula experimental. A brita, proveniente de rocha granítica, utilizada na camada drenante, apresentou as seguintes características: dimensão máxima característica de 25 mm (NBR 7217), massa específica aparente 1,43 g/cm^3 (NBR 7251) e porosidade de 43,7 %. Para facilitar a drenagem, a camada de solo de base foi compactada com uma inclinação média de 5 % para o centro onde o tubo coletor atravessa o lisímetro diametralmente e prolonga-se, ultrapassando a face externa da alvenaria de cada lisímetro. A Figura 3.4 ilustra alguns detalhes da execução do sistema de drenagem.

Figura 3.4 - Execução do sistema de drenagem de base do Lisímetro 1.

3.2.3 Instrumentação dos lisímetros

A instrumentação e os procedimentos de monitoramento dos lisímetros foram estabelecidos com base no item 2.2 (Monitoramento de aterros) e na instrumentação utilizada no monitoramento do aterro de RSU de Muribeca, Jaboatão dos Guararapes (PE).

Cada lisímetro é dotado de tubo de drenagem e medição de gases, de piezômetro para medição do nível de líquidos, sensores de temperatura e medidores de recalques superficiais e em profundidade.

O tubo de drenagem de gases (Figura 3.5) consiste de um tubo de PVC perfurado de 40 mm de diâmetro que foi envolvido por uma camada de pedra britada, para evitar a obstrução dos furos. O dreno foi instalado no centro geométrico do lisímetro, e, para envolvê-lo com a brita, foi utilizado um tubo de diâmetro maior. À medida que se processava o preenchimento do lisímetro, o tubo colocado no entorno do dreno de gás (Figura 3.5) era deslocado para cima, e mais brita era adicionada, formando uma "coluna" de pedra que o envolveu em toda a sua altura.

O piezômetro, que também pode ser visto na Figura 3.5 consiste de um tubo de PVC com 50 mm de diâmetro perfurado numa extensão de 20 cm a partir da base do tubo.

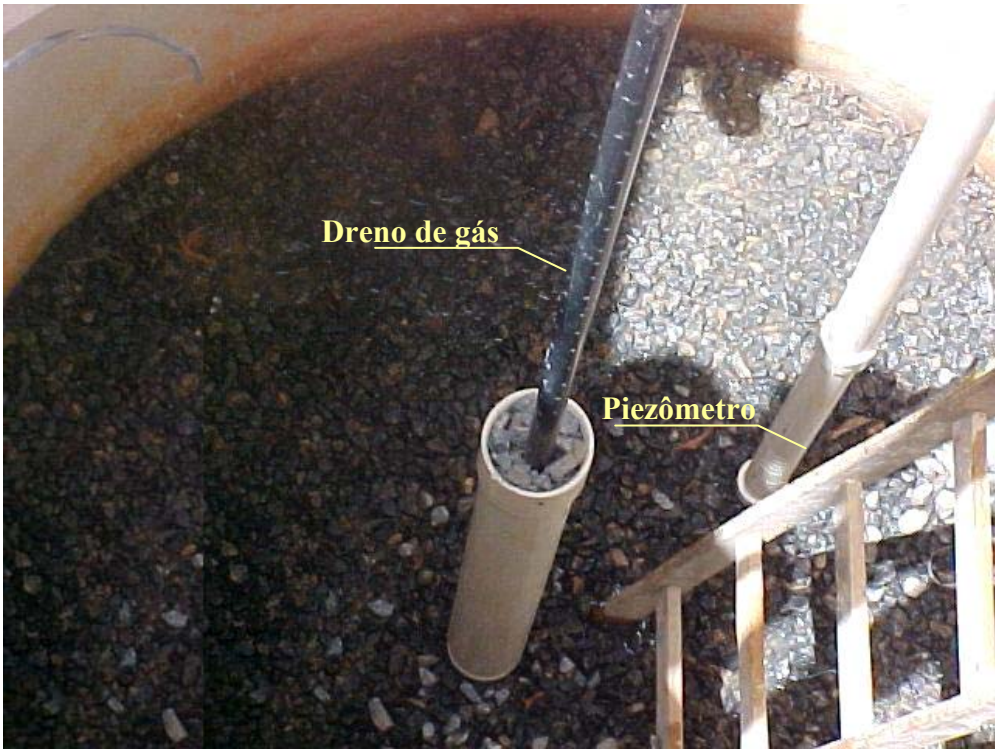


Figura 3.5 - Detalhe da instalação do dreno de gás no Lisímetro 1.

O monitoramento das temperaturas no interior de cada um dos lisímetros foi feito a partir de 6 termopares com conectores do tipo k, numerados de 1 a 6. Os termopares, distribuídos uniformemente em toda a altura da massa de lixo, foram posicionados imediatamente, antes de se iniciar o preenchimento dos lisímetros, sendo que o termopar T1 ficou na interface camada de cobertura / lixo, e o T6, na base do lisímetro, poucos centímetros acima do sistema de drenagem de base (Figura 3.6). No L1, os termopares foram fixados a um tubo flexível com diâmetro de 15 mm o que possibilitou um deslocamento lateral destes havendo a necessidade de corrigir suas posições durante os procedimentos de enchimento. Na Figura 3.7, observa-se o posicionamento dos termopares imediatamente antes do preenchimento do L1. No L2 esse problema foi corrigido, fixando-se os termopares ao piezômetro (Figura 3.6).

Figura 3.6 - Posicionamento do termopar T6 no piezômetro do Lisímetro 2.

Figura 3.7 - Fixação e posicionamento dos termopares antes do enchimento do Lisímetro 1.

O acompanhamento da evolução dos recalques em cada experimento foi feito a partir da instalação de 2 placas metálicas e de 3 discos magnéticos. As placas de recalques confeccionadas em chapa de aço de 8 mm, medindo 30 cm x 30 cm, com hastes em tubo galvanizado de 12,5 mm de diâmetro e 60 cm de altura foram instaladas sobre uma fina camada de solo com espessura de, aproximadamente, 2,5 cm que serviu de regularização do topo da camada de lixo. As placas foram revestidas com uma película anticorrosiva do tipo "emborrachamento" a frio (Figura 3.8), resistente a ácidos e álcalis, para evitar a oxidação e contaminação dos resíduos.

Os discos magnéticos com diâmetros em torno de 10 cm foram posicionados, durante o enchimento das células experimentais, em um tubo de acesso com diâmetro de 32 mm, observando-se a seguinte disposição: o primeiro (D1) na base do lisímetro, para servir de referência, o segundo disco (D2) na altura média da camada de lixo, para medir o recalque em profundidade (Figura 3.9), e o último (D3), no mesmo nível das placas, ou seja, no topo da camada de resíduos para medir o recalque superficial. O disco D2, nos dois lisímetros, foi colocado inicialmente, um pouco acima da metade da altura total prevista. Entretanto, devido ao recalque imediato ocorrido ainda durante o enchimento e a execução da camada de cobertura, após a conclusão de cada lisímetro, essa posição foi alterada. Por exemplo, no L1, o D2 ficou inicialmente na altura de 1,4 m em relação à base, e após a conclusão, na altura de 1,2 m.

Figura 3.8 - Revestimento de placa de recalque com "plast film".

Figura 3.9 - Fotos ilustrativas do posicionamento dos discos D1 e D2.

3.3 Caracterização dos resíduos e preenchimento dos lisímetros

3.3.1 Preparação da amostra

Com a finalidade de se obter uma amostra mais representativa dos resíduos sólidos da cidade do Recife (PE), utilizaram-se, para o preenchimento das células experimentais, os resíduos provenientes de áreas com predominância de diferentes classes sociais: Bairros de Mangueira, Encruzilhada e Casa Forte, respectivamente, zonas de classes baixa, média e alta. Essas rotas, todas de coleta regular diária e diurna, foram escolhidas, também, em função dos caminhões coletores chegarem ao aterro em horários relativamente próximos, como mostram as Tabelas 3.1 e 3.2. Nas referidas tabelas, verificam-se, ainda, os dados dos veículos coletores, as datas de coleta e o peso dos resíduos transportados que, somados, representam uma amostra inicial total de 39200 kg para o enchimento do L1 e 36010 kg para o L2. É importante frisar que os resíduos coletados incluem aqueles de origens domésticas, comerciais e de varrição.

Após pesagem na balança do aterro, os caminhões foram conduzidos para um pátio pavimentado onde os resíduos foram dispostos, formando três pilhas, como ilustra a Figura 3.10. Foi feita, inicialmente, uma homogeneização e redução de cada uma das pilhas por quarteamento, de acordo com recomendações de DEFRA (2004) e ABNT (2004b). Em seguida, misturaram-se as três pilhas, e, após nova homogeneização e quarteamento formou-

se uma única pilha em quantidade suficiente para caracterização e o preenchimento do lisímetro. Esses procedimentos estão ilustrados na Figura 3.11 e foram adotados na preparação das amostras para cada um dos experimentos.

Tabela 3.1 - Dados de coleta dos resíduos utilizados no preenchimento do L1.

Bairro	**Rota**	**Veículo**		**Horário**		**Data da coleta**	**Peso resíduos (kg)**
		Placa	**Código**	**Saída da garagem**	**Chegada ao aterro**		
Mangueira	0670	JQK- 1326	31462	07:30	13:30	24/08/04	13.570
Encruzilhada	0638	JQK-1384	31451	07:30	15:00	24/08/04	13.620
Casa Forte	0630	JQK–1406	31450	08:00	12:30	24/08/04	12.010

Fonte: EMLURB / DLU – Recife/PE.

Tabela 3.2 - Dados de coleta dos resíduos utilizados no preenchimento do L2.

Bairro	**Rota**	**Veículo**		**Horário**		**Data da coleta**	**Peso resíduos (kg)**
		Placa	**Código**	**Saída da garagem**	**Chegada ao aterro**		
Mangueira	0670	JQK- 1326	31462	07:30	13:50	12/07/05	11.530
Encruzilhada	0638	JQK-1390	31468	07:30	14:48	12/07/05	13.810
Casa Forte	0630	JQK–1406	31450	08:00	12:06	12/07/05	10.670

Fonte: EMLURB / DLU – Recife/PE.

Figura 3.10 - Pesagem e descarga dos resíduos usados no preenchimento do L1.

Figura 3.11 - Procedimentos para homogeneização e redução por quarteamento de amostra utilizada no preenchimento do L1.

3.3.2 Caracterização inicial dos resíduos

Do material preparado, conforme ilustrado nas Figuras 3.10 e 3.11 e destinado ao preenchimento de cada lisímetro, foram coletadas amostras para caracterização física, química e microbiológica. A coleta e a preparação dessas amostras foram realizadas, seguindo recomendações de D'Almeida & Vilhena (2000) e CETESB (1990), sempre com o objetivo de se obter um material para análise que fosse representativo do todo.

Em cada caso, tanto para o L1 como para o L2, tomaram-se, inicialmente, três amostras (AM1, AM2 e AM3), cada uma com um volume de 400 litros. Para formação de cada amostra foram coletados quatro tambores de 100 litros, sendo três na base e laterais e um no topo da pilha de resíduos destinada ao preenchimento do lisímetro. Nas partes a serem amostradas, os receptáculos foram previamente rompidos, e, em seguida realizou-se a homogeneização dos resíduos. As amostras assim formadas foram, dispostas sobre uma lona e, em seguida, devidamente homogeneizadas. A Figura 3.12 mostra um esquema das etapas de amostragem e principais parâmetros determinados.

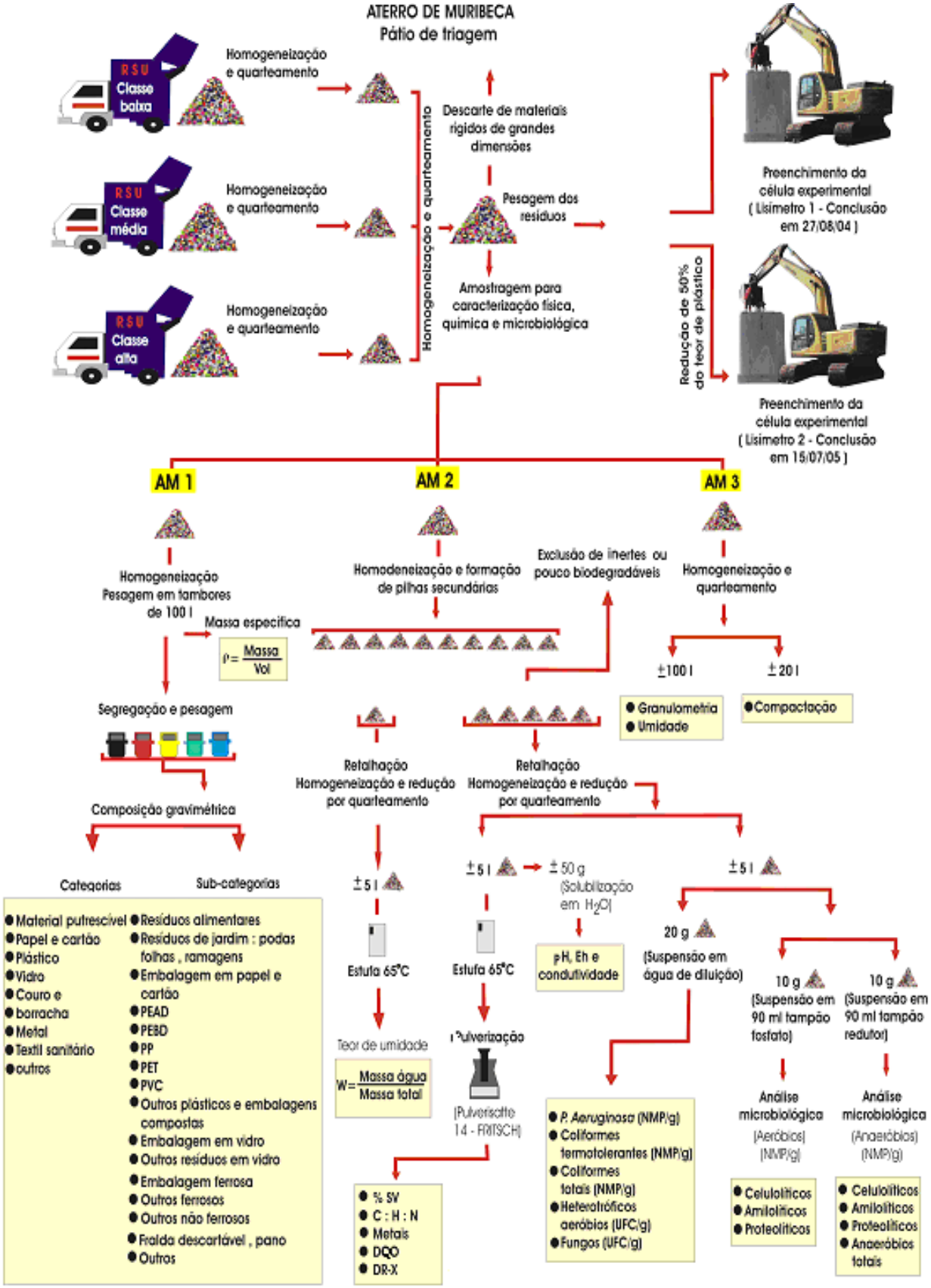


Figura 3.12 - Esquema de preparação de amostras e preenchimento dos lisímetros.

3.3.2.1 Caracterização física

A Amostra AM1 (Figura 3.12) foi utilizada para determinação da massa específica aparente solta e composição gravimétrica. A massa específica, aparente solta com umidade natural foi determinada, através da pesagem de AM1, em recipientes com 100 litros de capacidade, como ilustra a Figura 3.13. Os resíduos foram lançados no interior dos recipientes com auxílio de pá manual, sem compactar, até enchê-los completamente. Na pesagem, foi utilizada uma balança eletrônica digital (Marca Filizola / modelo MF 100) com capacidade máxima de 100 kg e sensibilidade de 0,02 kg. O ensaio foi feito, conforme recomendações de D'Almeida & Vilhena (2000) e CETESB (1990). O resultado final foi expresso com o valor médio de 4 determinações.

Figura 3.13 - Pesagem para determinação de massa específica aparente dos resíduos frescos.

No Brasil, não existe uma recomendação oficial quanto aos parâmetros utilizados na caracterização gravimétrica, até porque, geralmente, eles são adotados em função dos objetivos da caracterização. As metodologias de caracterização têm apontado no sentido de um crescente detalhamento da composição gravimétrica diante da necessidade de um conhecimento cada vez mais aprofundado dos RSU, em virtude das diversas alternativas de tratamento desses resíduos. Desta forma, foi realizada uma caracterização mais detalhada na qual os diferentes componentes dos resíduos foram agrupados em nove categorias e vinte e

uma subcategorias (Figura 3.12), com base na Metodologia da ERRA - *European Recovery and Recycling Association*, Metodologia do REMECOM - *Réseau Européen de Mesures pour la Caractérisation des Ordures Ménagére* (DEFRA, 2004; ERRA, 1993; LIPOR, 2000) e do *Bureau of Solid Waste Management* citado por (LANDVA & CLARK, 1990). Foram adotadas as categorias possíveis de identificar através de procedimentos relativamente simples. Para isso, utilizaram-se de guias de triagem REMECOM (DEFRA, 2004; LIPOR, 2000) e os textos sobre tipos de plásticos e testes simples de identificação (PLASTVAL, 2004; PLASTIVIDA, 2004). Na Figura 3.14, observa-se à triagem para categorização dos resíduos plásticos.

Figura 3.14 - Segregação de plásticos em categorias para composição gravimétrica.

Da Amostra AM3, conforme ilustra o esquema da Figura 3.12, após homogeneização e quarteamento, foram retiradas duas amostras, uma de 100 litros para determinação da curva granulométrica, e outra de 20 litros para ensaio de compactação.

O ensaio de granulometria foi feito por peneiramento e com base na NBR 7181 (ABNT, 1984c) que prescreve o método para análise granulométrica de solos. Para o peneiramento inicial da amostra, foram utilizadas peneiras retangulares com área de aproximadamente 0,40 m^2, tela de malha quadrada em aço e caixilhos de madeira, feitos especialmente para esse trabalho. O peneiramento do material mais fino foi feito com a série

de peneiras padronizadas e especificadas na NBR 5734 (ABNT 1988). A Figura 3.15 ilustra as etapas do peneiramento.

Figura 3.15 - Peneiramento para análise granulométrica dos resíduos.

O ensaio por compactação (Figura 3.16) que fornece a relação entre o teor de umidade e massa específica aparente seca dos resíduos compactados foi feito com base na NBR 7182 (ABNT, 1986b). Foi usado o cilindro padrão grande (CBR) com um volume interno de 4066,5 cm^3, isso com o colarinho e sem o disco espaçador para aumentar o volume útil. Foi utilizada a energia específica de compactação do Proctor normal dada em kg_x cm/cm^3.

Figura 3.16 - Ensaio por compactação com amostra de lixo fresco.

3.3.2.2 Composição química, parâmetros físico-químicos e microbiológicos

3.3.2.2.1 Preparação de amostras

A amostra AM2 foi subdividida em 10 pilhas secundárias de volumes aproximadamente iguais. Selecionou-se, aleatoriamente, uma das pilhas secundárias na qual os resíduos foram rapidamente picotados e homogeneizados. Feito isso, coletou-se uma amostra total de aproximadamente 5 litros, dividida em três porções. A amostra assim obtida foi acondicionada em saco plástico impermeável, para evitar a perda de umidade, pesada em balança mecânica com 0,1g de sensibilidade, como ilustra a Figura 3.17 e enviada ao laboratório para determinação do teor de umidade gravimétrica (w), usando a expressão indicada na Figura 3.12. No laboratório, a amostra foi novamente pesada em balança eletrônica digital com sensibilidade de 0,01g e mantida em estufa a 65 °C até constância de massa. Embora dados da bibliografia indiquem diferenças insignificantes no resultado final de "w" para temperaturas na faixa de 65 °C a 105 °C, optou-se por seguir a faixa de temperatura em torno de 65 ºC indicada para determinação da umidade de solos com elevado conteúdo de matéria orgânica (ABNT, 1986a; ASTM, 2005).

Figura 3.17 - Pesagem inicial de amostra para determinação de teor de umidade.

Das pilhas restantes, selecionaram-se 5 (Figura 3.12), e, após separar as frações inertes e pouco biodegradáveis (vidros, pedras, plástico duro, plástico fino, PET, isopor, metais ferrosos e não ferrosos, palha de aço, drogas farmacêuticas, espuma, películas, acrílico, etc.), foram retalhadas manualmente com o auxilio de tesoura, como ilustra a Figura 3.18,

homogeneizadas, formando uma única pilha, da qual, após quarteamento, foram retiradas duas amostras de aproximadamente 5 litros: uma para composição química e parâmetros físico-químicos, e a outra, para caracterização microbiológica.

Figura 3.18 - Retalhamento de amostra utilizada para caracterização físico-química e microbiológica.

3.3.2.2.2 Determinação de composição química e de parâmetros físico-químicos

A determinação de pH, potencial redox (Eh) e condutividade, foi feita com os resíduos ainda frescos e conforme sugestões de Castilhos Jr. *et al*. (2003) e WHO (1979). Da amostra destinada aos parâmetros físico-químicos (AM2), foi utilizada aproximadamente 50 g, obtidos após homogeneização e sucessivos quarteamentos. Ainda no campo e imediatamente após a coleta, essa amostra já retalhada manualmente foi colocada em um béquer de 250 mL ao qual adicionou-se água destilada/deionizada numa proporção de aproximadamente 1:15 (massa de sólido: massa do extrator). Em seguida, foi feita agitação de forma constante e moderada durante 5 minutos, para proporcionar um melhor contato entre as fases e conseguir extrair e dissolver ao máximo o material solúvel. Após a preparação da amostra, foram medidos o pH e o Eh, utilizando o método eletrométrico com uso de potenciômetro modelo pH 315i WTW com eletrodos específicos para pH (pH Sen Tix 41 WTW) e Eh (Sen Tix ORP WTW). Para condutividade, fez-se uso do equipamento Tecnal, modelo TEC-4MP com faixa de trabalho de 0 a 20000 µS/cm, resolução de 0,01 e incerteza de ± 1 %.

O restante da amostra foi seca em estufa à temperatura de 65 °C até constância de massa e em seguida processada em um moinho de rotor, modelo Pulverisette 14 (Figura 3.19) com velocidade de até 20.000 rpm e equipado com peneira em aço inox de 0,5 mm de abertura.

Figura 3.19 - Moinho de rotor usado para triturar as amostras de resíduos.

O material processado (Figura 3.20) apresentou a seguinte distribuição granulométrica, obtida por peneiramento via úmida (NBR 7181- ABNT, 1984c): 100 % (peso) < 0,84 mm; 67,9 % < 0,15 mm e 45,5 % < 0,074 mm. A amostra assim obtida foi submetida às seguintes análises: sólidos totais voláteis, metais, DQO, difração de Raios-X, Carbono, Hidrogênio e Nitrogênio.

O ensaio de sólidos voláteis foi feito de acordo com WHO (1979). Nessa metodologia, a temperatura de secagem da amostra fica estabelecida em 100ºC até a constância de massa. Assim, o teor de sólidos voláteis é calculado pela diferença entre a massa do resíduo seco a 100ºC e o que sobrou após a calcinação a 550 °C por, no mínimo, 2 horas.

Figura 3.20 - Comparação da granulometria da amostra antes e após o processamento em moinho.

A determinação de carbono (C), hidrogênio (H) e nitrogênio (N) foi feita simultaneamente pelo método “Dynamic Flash Combustion”, por análise elementar. O ensaio, baseado no Manual do Analisador Elementar – EA110 – CE Instrumentos, conforme

Schwart (2005), consiste em selar a amostra numa cápsula de estanho, que é colocada em compartimento de combustão a 1000 °C. Uma quantidade fixa de oxigênio é injetada no fluxo de gás hélio, que passa através do reator de combustão. Sob essas condições, a oxidação exotérmica do estanho faz com que a temperatura atinja 1800 °C, assegurando a completa combustão da amostra. Os gases resultantes da combustão são arrastados através do reator de redução no qual os óxidos de nitrogênio formados são convertidos em nitrogênio elementar, e SO_3 é reduzido a SO_2. Os gases reduzidos N_2, CO_2, H_2O e SO_2 são, então, separados por cromatografia e detectados por um detector de condutividade térmica (TCD). O sinal do TCD é interpretado por um software específico, que fornece a concentração elementar.

A determinação da concentração de metais foi realizada, após digestão multiácida (ácidos clorídrico, fluorídrico, nítrico e perclórico), através de Espectroscopia de Emissão Atômica por plasma acoplado indutivamente ICP – AES, para análise simultânea de, até, 35 elementos e de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, APHA (1998). Os elementos pesquisados e os limites de detecção estão indicados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Metais analisados em amostra de resíduos sólidos e limites de detecção.

Elementos	**Limites de Detecção**	
	Inferior	**Superior**
Ag, Ba, Be, Cd, Cr, Cu, Li, Mo, Ni, Sc, Sr, Zn, Zr Y	3 ppm	10000 ppm
Co, Pb, V	8 ppm	10000 ppm
La, Sb	10 ppm	10000 ppm
Bi, Se*, Sn, Th*, Tl*, U*, W	20 ppm	10000 ppm
Al, Ca, Fé, K, Mg, Mn, Na, P, Ti	0,01%	20 %

*Elementos parcialmente digeridos.

3.3.2.2.3 Análises microbiológicas

Preparação e preservação das amostras

Na falta de uma metodologia específica para preparação de amostra e quantificação de microrganismos aeróbios e anaeróbios presentes em resíduos sólidos urbanos, utilizaram-se procedimentos com base em FDA (1984), *Compedium of Methods for the Microbiological Examination of Foods* (APHA, 2001) e *Standard Methods for the Examination of Water and*

Wastewater (APHA, 1998), sendo os resultados expressos em Número Mais Provável (NMP) e Unidades Formadoras de Colônias (UFC).

A amostra destinada à caracterização microbiológica foi colocada em saco plástico asséptico com fecho hermético, acondicionada em caixa térmica e enviada, imediatamente, ao laboratório para as análises microbiológicas. Essa amostra, devidamente retalhada, foi reduzida por quarteamento, até formar três amostras menores: i) uma de 25 g para pesquisa de *Pseudomonas aeruginosa,* Coliformes totais, Coliformes Termotolerantes, Heterotróficos aeróbios e fungos; ii) outra de 10 g para quantificação de aeróbios (celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos); iii) a terceira, também, de 10 g para anaeróbios (celulolíticos, amilolíticos, proteolíticos e anaeróbios totais).

***Pesquisa de* coliformes, *P. Aeruginosa,* heterotróficos aeróbios e fungos**

Conforme citado no tópico anterior, a pesquisa de coliformes, *P. aeruginosa,* heterotróficos aeróbios e fungos foi realizada a partir de uma amostra de 25 g. A referida amostra foi transferida para um Erlenmeyer, contendo 225 mL de tampão fosfato estéril, com a finalidade de solubilizar componentes da amostra e preparar a suspensão microbiana. Em seguida, a suspensão foi homogeneizada em mesa agitadora por 15 minutos. Essa diluição corresponde a uma proporção de 1:10, ou seja, 10 g do homogeneizado contém um grama da amostra. A partir da diluição inicial, a diluição $1:10^2$ foi feita, retirando-se 10 mL da diluição inicial para 90 mL do diluente (tampão fosfato). Dessa forma, utilizando sempre o mesmo diluente e material estéril, foram feitas diluições sucessivas até $1:10^8$.

A pesquisa de microrganismos dos grupos Coliformes e *P. aeruginosa* foi feita através da técnica dos tubos múltiplos. Partindo das diluições 10^{-1}, 10^{-2} ...10^{-n}, foram pipetadas alíquotas de 10 mL das respectivas diluições para inocular duas séries de cinco tubos, uma contendo Lauril Sulfato Sódio e tubos de Durham invertido para pesquisa de Coliformes Totais, e a outra contendo meio Asparagina para pesquisa de *P. aeruginosa.* Dos tubos considerados positivos, formação de gás no tubo de Durham para Coliformes Totais e turvação para *P. aeruginosa*, foram transferidas alíquotas para meios específicos para determinação de Coliformes Termotolerantes e confirmação de *P. aeruginosa*. Foi anotado em cada caso o número de tubos positivos, e a quantificação dos microrganismos pesquisados foi feita de acordo com a tabela de Hoskins (SMEWW 9221 C - APHA, 1998) adequada ao número de tubos e às diluições utilizadas. Os resultados foram expressos em NMP, por grama de resíduos secos (NMP/g).

Para a análise de bactérias heterotróficas aeróbias mesófilas e fungos, foram pipetadas alíquotas de 1mL de cada uma das diluições, que foram transferidas para placas de Petri esterilizadas. De cada diluição, foram preparadas duas placas. Em cada placa, para pesquisa de bactérias foi adicionado o Agar-glicosado (GA) e, para pesquisa de fungos, o Agar-batata-dextrose (BDA), previamente fundidos, resfriados e em quantidades de 10 a 15 mL. As placas de Petri com GA, após exposição ao meio ambiente, foram incubadas em estufa a 35 °C por 48 h; nesse tempo foi feita a contagem de colônias. As placas, contendo BDA foram deixadas para incubação à temperatura ambiente, em torno de 25 °C por um tempo de 72 h, quando então foi feita a contagem das colônias. Foi considerada para contagem a média aritmética das placas da mesma diluição que apresentaram de 30 a 300 colônias. Esse valor médio multiplicado pelo respectivo fator de diluição era finalmente expresso em UFC (SMEWW 9215 – APHA, 1998), por grama de amostra seca (UFC/g).

Pesquisa de celulolíticos, amilolíticos, proteolíticos e anaeróbios totais

A pesquisa de microrganismos celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos cultivados em condições aeróbias foi feita a partir de uma amostra de 10 g. Para extração dos microrganismos, a amostra foi colocada em Erlenmeyer, contendo 90 mL de solução tampão fosfato estéril, formando uma diluição na proporção de 1:10 (massa da amostra: massa da suspensão). Após agitação para homogeneização, foram feitas sucessivas diluições decimais, semelhantes ao descrito no item anterior e que foram inoculadas em três séries de tubos, contendo em cada série o meio de cultura específico para o crescimento de cada um dos grupos de microrganismos pesquisados. Os tubos inoculados foram mantidos em estufa a 30 °C por 12 dias, quando era realizada a leitura, anotando-se o número de tubos positivos. A quantificação de cada grupo foi feita pela tabela de Hoskins, e o resultado, expresso em NMP/g.

A pesquisa de anaeróbios totais e dos grupos celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos cultivados em condições anaeróbias foi realizada também, a partir de uma amostra de resíduos de 10 g que foi inicialmente colocada em um frasco, contendo 90 mL de solução tampão redutor. Após selar o frasco, a suspensão foi agitada para homogeneização e, em seguida, retiradas alíquotas para diluições decimais sucessivas. Com o auxilio de uma seringa, cada uma dessas diluições foi inoculada em quatro séries de tubos de penicilina, vedados com tampa de borracha e lacre de alumínio. Cada série continha um meio de cultura específico para o crescimento de um dos grupos microbianos pesquisados. A estimativa da quantificação

de microrganismos através do NMP foi feita de acordo com o *Bacteriológical Analytical Manual* (FDA, 1984).

3.3.3 Preenchimento dos lisímetros

Antes de iniciar o preenchimento de cada um dos experimentos, o piezômetro, o dreno de gás e o tubo de acesso para leitura de recalques foram nivelados verticalmente e presos a uma peça de madeira fixada na borda do lisímetro, para mantê-los na posição perpendicular à base, como ilustra a Figura 3.21.

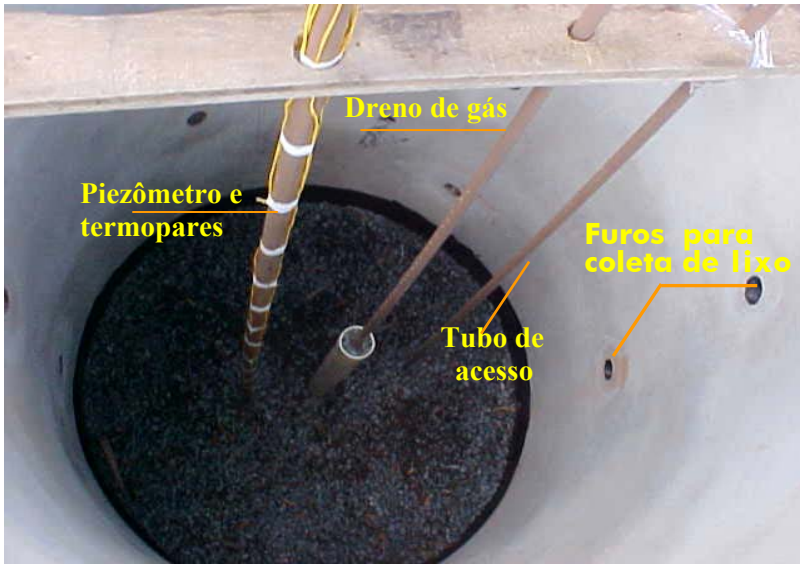


Figura 3.21- Posicionamento da instrumentação antes de iniciar o enchimento do L2.

Os resíduos utilizados no preenchimento das células experimentais chegaram ao aterro no período vespertino (Tabelas 3.1 e 3.2) e como a conclusão das operações de preparação de amostras e caracterização gravimétrica durou cerca de 4 horas, o preenchimento dos lisímetros, só foi iniciado no dia seguinte à coleta. Com os resíduos já depositados próximos aos lisímetros, iniciaram-se os preenchimentos do L1 e L2, respectivamente, nos dias 25/08/04 e 13/07/05, que se estendeu, em ambos os casos, por três dias consecutivos. Ao final de cada jornada de trabalho, os resíduos eram cobertos com uma lona plástica impermeável, para evitar a proliferação de vetores e proteger de chuvas.

O preenchimento de cada célula experimental foi feito com o auxílio de uma retro-escavadeira hidráulica. Após o rompimento dos invólucros maiores e retirada de objetos de grandes dimensões e com pouca maleabilidade física como pneus, peças de madeira, pedras e plásticos duros, os resíduos foram pesados em tambores de 100 L. Além disso no caso do

enchimento do L2, foi retirada de forma aleatória, aproximadamente, metade da massa de material plástico com base na caracterização gravimétrica inicial, ou seja, foi colocado, apenas um, teor de 7,7 % (em peso úmido) desse material, enquanto no L1, o teor foi de 19,9 %.

Com o objetivo de se conseguir uma massa específica próxima daquelas observadas em aterros, era colocado um volume de apenas 300 L na concha da escavadeira que lançava os resíduos no interior do lisímetro, formando uma camada de aproximadamente 0,10 m de altura. Em seguida, era feita a compactação manual através da aplicação de golpes de um soquete, distribuídos uniformemente em toda área superficial. A Figura 3.22 ilustra os procedimentos para enchimento dos lisímetros: enchimento dos tambores, pesagem, lançamento e compactação dos resíduos.

Figura 3.22 - Etapas do preenchimento dos lisímetros.

Após o preenchimento até a cota pré-estabelecida, foi feita uma regularização do topo da massa de resíduos com uma fina camada de solo de aproximadamente 2,5 cm. Sobre essa camada, foram apoiadas duas placas metálicas para a medida da evolução dos recalques em cada lisímetro, como ilustra a Figura 3.23.

Figura 3.23 - Regularização do topo da camada de resíduos e instalação das placas de recalques.

Imediatamente após a colocação das placas de recalques, iniciaram-se as execuções das camadas de cobertura final. Foi utilizado, nas duas células experimentais, um solo proveniente da área do Aterro de Muribeca que também é utilizado na cobertura do referido aterro.

O solo distribuído uniformemente em camadas de aproximadamente 0,10 m foi compactado através de soquete manual, resultando em uma camada final com espessura média de 0,45 m. Para a drenagem das águas pluviais, o topo da camada de cobertura de cada lisímetro foi afeiçoado com uma inclinação da ordem de 2,0 % para o centro, onde se instalou uma calha de PVC que coleta e conduz a água para um recipiente fora do lisímetro. Para isso, foi acoplado à calha um tubo flexível sanfonado que desce pela camada de cobertura e sai através de uma abertura lateral na parede do lisímetro. Finalmente, foi posta uma fina camada de pedra britada, para proteger o topo da cobertura, facilitar a drenagem da água pluvial e reduzir o carreamento de solo pela erosão hídrica, evitando a obstrução do sistema de drenagem. A Figura 3.24 ilustra as etapas de execução da camada de cobertura, e na Figura 3.25, tem-se uma visão geral dos dois experimentos concluídos e já em operação, em que podem ser vistos os recipientes utilizados para a coleta da água drenada da camada de cobertura. Os lisímetros L1 e L2 foram concluídos, incluindo preenchimento e execução de camada de cobertura, em 27/08/04 e 15/07/05, respectivamente, quando, então se iniciou o monitoramento de cada um deles. As etapas, os procedimentos e os materiais utilizados para a construção e o preenchimento dos dois lisímetros foram os mesmos, excetuando-se a composição dos resíduos. Assim, eles podem ser considerados homogêneos com relação às dimensões, à técnica de disposição, à compactação dos resíduos, à camada de cobertura, a instrumentação e ao monitoramento.

Figura 3.24 - Execução da camada de cobertura e da drenagem superficial.

Figura 3.25 - Vista geral dos lisímetros em operação.

A Figura 3.26 mostra um croquis, indicando o posicionamento dos principais elementos de cada um dos experimentos, logo após o enchimento com os resíduos sólidos e imediatamente após a conclusão da camada de cobertura. Os discos magnéticos D2 foram posicionados inicialmente a 1,42 m e 1,40 m, respectivamente, nos lisímetros L1 e L2. Uma vez concluído o enchimento, esses discos se deslocaram para 1,20 m (Figura 3.26a) e 1,25 m (Figura 3.26c) de altura em relação ao fundo do lisímetro. Portanto, durante o enchimento, foi registrado, na camada subjacente ao disco D2, um recalque de 17 cm no L1 e de 12 cm, no L2.

As placas de recalques e os discos D1 foram inicialmente colocados no topo da camada de resíduos regularizada a uma altura de 2,81 m na C1 e de 2,82 m, no L2. Imediatamente após a conclusão da camada de cobertura, houve um recalque total de 31 cm no L1 (Figura 3.26b), sendo, apenas, 5 cm na camada inferior ao disco D2, e o restante, na camada sobrejacente. No Lisímetro 2, o recalque total, durante a execução da camada de cobertura foi de 17 cm (Figura 3.26d), dos quais 3 cm na camada abaixo de D2, e o restante, 14 cm, na porção superior.

Os termopares foram distribuídos uniformemente, a cada meio metro, a partir de uma altura de 0,05 m do fundo do lisímetro, exceto o termopar T3 no L1 que permaneceu a uma distância de 0,75 m em relação ao termopar T4, devido a um erro de posicionamento.

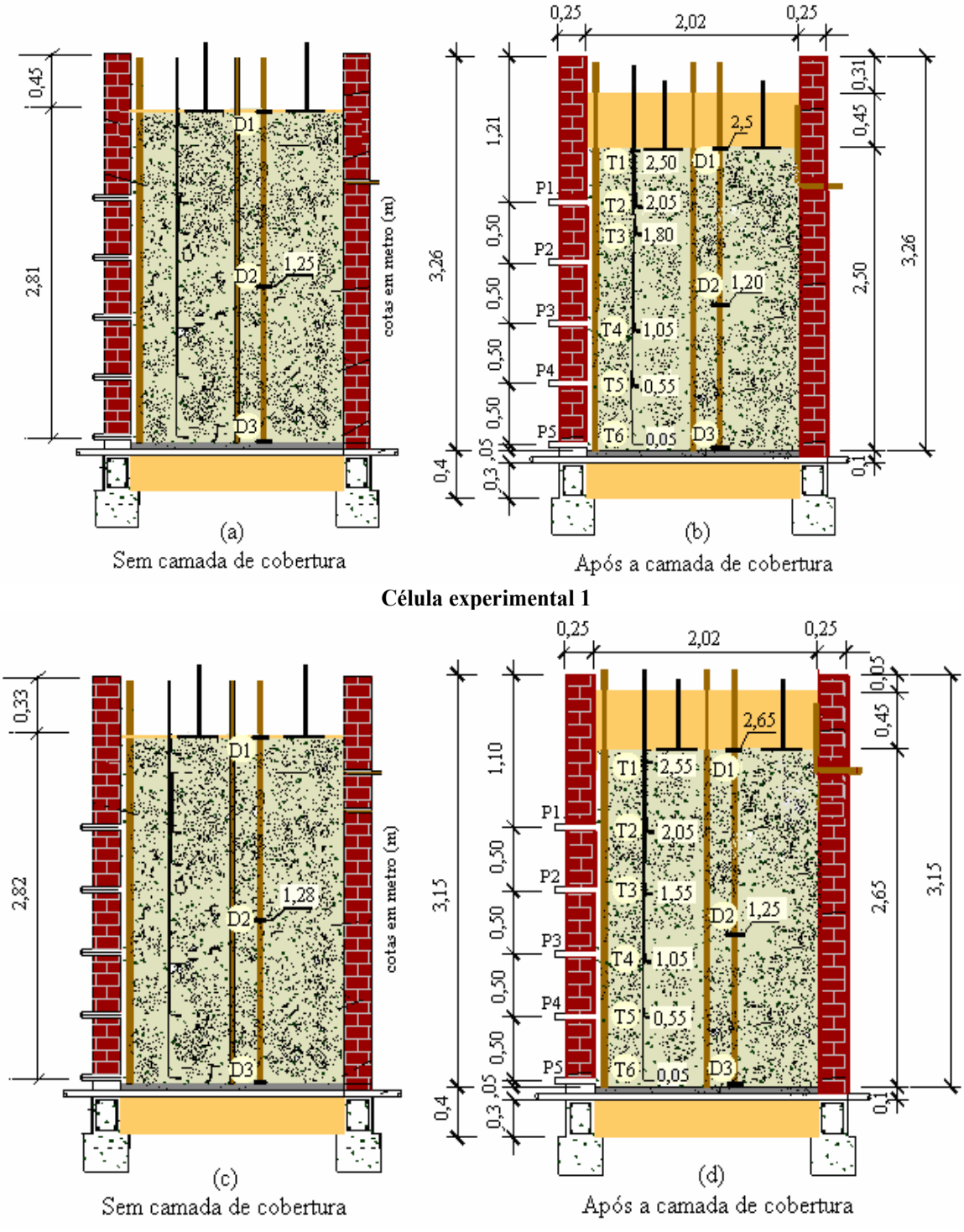


Figura 3.26 - Posicionamento dos elementos dos lisímetros, antes e imediatamente após a conclusão da camada de cobertura.

3.4. Caracterização da camada de cobertura

Imediatamente após a execução da camada de cobertura, foi determinado o teor de umidade do solo, de acordo com NBR 6457 (ABNT, 1986a) e a massa específica aparente *in situ,* através da cravação de anel de aço com altura e diâmetro conhecidos, como ilustra a Figura 3.27. Esses ensaios tiveram por objetivo avaliar se a densidade e a umidade obtida estava de acordo com o previsto nos ensaios Proctor.

Figura 3.27 - Coleta de amostra para determinação da massa específica aparente da camada de cobertura.

Coletaram-se, ainda, amostras para ensaios de caracterização do solo seguindo recomendações de ABNT - NBR 6457 (1986a), que foram submetidas aos seguintes ensaios:

- Massa específica dos grãos (NBR 6508 – ABNT, 1984b);
- Limite de liquidez (NBR 6459 – ABNT, 1984a);
- Limite de plasticidade (NBR 7180 – ABNT, 1984d);
- Limite de contração (NBR 7183 – ABNT, 1982);
- Granulometria (NBR 7181 – ABNT, 1984c);
- Compactação com energia do Proctor normal (NBR 7182 – ABNT, 1986b).

Com os resultados dos ensaios de compactação, foram moldados, com a energia do Proctor normal, dois corpos de prova com 10 cm de diâmetro por 12,7 cm de altura. Um na umidade ótima, e o outro, acima da ótima, com umidade aproximadamente igual à da camada de cobertura. Com essas amostras, previamente saturadas, determinou-se a condutividade hidráulica. Cada uma dessas amostras foi seccionada aproximadamente à meia altura,

formando duas amostras. Uma das quais foi usada para condutividade ao ar, considerando diferentes graus de saturação, e a outra, para sucção matricial, sendo que em ambas, paralelamente, foi feita a determinação da contração do solo.

As condutividades hidráulicas e condutividades ao ar foram medidas utilizando um permeâmetro de parede flexível - Sistema Tri-Flex 2 - Soil Test, ELE Internacional. O equipamento consiste de um painel de controle com colunas de acrílico que podem estar cheias de água ou ar. O controle da pressão nas colunas é feito através de válvulas reguladoras que aumentam ou diminuem a pressão que é fornecida ao sistema por um compressor de ar. Essas colunas são ligadas por meio de tubos flexíveis de polipropileno a uma célula de ensaio onde fica à amostra e possibilita a aplicação independente de pressões lateral (confinante) no topo e na base do corpo de prova bem como faculta a utilização de água ou ar como fluidos percolantes.

A preparação do corpo de prova para o ensaio consiste na colocação de papel filtro, pedra porosa e disco de acrílico no topo e na base que permitem a circulação do fluxo através da amostra. Esse conjunto é envolvido com uma membrana de látex impermeável cujas, extremidades são fixadas aos discos de acrílico, através de anéis de borracha. Em seguida, a célula de ensaio é montada, colocando-se uma camisa de acrílico e tampo metálico. Finalmente, a célula é preenchida com água, através da qual é aplicada uma pressão confinante ao corpo de prova. A Figura 3.28 mostra o painel de controle do Tri-Flex e ilustra as etapas de preparação da amostra.

Figura 3.28 - Painel de controle do permeâmetro e montagem da célula de ensaio.

O ensaio propriamente dito consiste em fazer passar pelo corpo de prova um fluxo de água ou de ar, através da aplicação de um gradiente de pressão, entre o topo e a base da amostra. Esse gradiente tem que ser sempre inferior à pressão confinante, para evitar a passagem de fluido entre a superfície lateral do corpo de prova e a membrana de látex. A medição do volume do fluido que passa através da seção transversal da amostra num determinado intervalo de tempo fornece o coeficiente de condutividade hidráulica (k_h) ou coeficiente de condutividade ao ar (k_{ar}). No caso da permeabilidade à água, a vazão é medida por uma escala graduada, na coluna de água do Tri-Flex.

Os ensaios de condutividade hidráulica foram feitos com base no método ASTM D 5084 (ASTM, 2003a). Utilizaram-se carga constante e fluxo ascendente, sendo os cálculos feitos através da Equação 3.1.

$$k = \frac{qL}{A\Delta Pt} \tag{3.1}$$

Em que k = coeficiente de condutividade hidráulica; q = volume de água que atravessa a amostra; L = dimensão da amostra no sentido do fluxo; A = área da seção perpendicular a direção do fluxo; ΔP = diferença de pressão entre o topo e a base da amostra; t = tempo.

No caso de permeabilidade ao ar, faz-se necessária uma adaptação ao Tri-Flex de um fluxímetro de bolha que permite medir a vazão de ar através da amostra. Os detalhes e as adaptações do ensaio são descritos por Maciel & Jucá (2000) e Maciel (2003). A determinação do coeficiente de permeabilidade ao ar (k_{ar}) foi feita a partir da expressão 3.2 (IGNATIUS, 1999 apud MACIEL & JUCÁ, 2000 e MACIEL, 2003), utilizada para o cálculo da permeabilidade intrínseca (K), com uma adaptação da Lei de Darcy, que leva em conta o efeito de compressibilidade do ar. Por isso, o coeficiente de permeabilidade (k_{ar}) foi calculado pela Equação 3.3.

$$K = \frac{2\mu L P_s v}{(P_e^{\,2} - P_s^{\,2})} \quad \text{para} \quad P_e > P_s \tag{3.2}$$

$$k_{ar} = \frac{K}{\mu_a}\rho g \tag{3.3}$$

Sendo K = permeabilidade intrínseca, absoluta ou geométrica (m^2); μ = viscosidade dinâmica do ar a 25° C (1,827 x 10^{-5} Pa.s); L = dimensão da amostra medida no sentido do fluxo (m); P_s = P_{atm} = 101,325 kPa (1 atm) – pressão na saída do corpo-de-prova; P_e = pressão de entrada do corpo de prova (Pa); v = velocidade aparente de fluxo, segundo Lei de Darcy (m/s); k_{ar} = coeficiente de permeabilidade ao ar (m/s); μ_{ar} = 1,837 x 10^{-5} kg/m.s, viscosidade dinâmica do ar a 25 °C ; ρ = 1,185 kg/m^3, densidade do ar atmosférico e g = 9,81 m/s^2, aceleração da gravidade.

Os ensaios de sucção para determinação da curva de retenção do solo foram feitos através da técnica do papel filtro, seguindo o caminho de secagem dos corpos de prova, após os procedimentos de saturação e ensaio de condutividade hidráulica. Utilizou-se papel filtro Whatman n° 42, que possibilita determinações de sucção numa larga faixa de valores. O ensaio feito com base em ASTM (1992) e Marinho (1994), consiste na pesagem inicial do corpo-de-prova e colocação de papel filtro diretamente em contato com sua superfície. Em função do formato cilíndrico da amostra, foi colocado papel filtro em cada uma das faces paralelas e, em seguida, o corpo-de-prova foi envolvido várias vezes por um filme de PVC transparente e recoberto por uma folha de alumínio. Finalmente, a amostra foi colocada dentro de um saco plástico preto e acondicionada em uma caixa de poliestireno, evitando a influência da luz e da umidade do ambiente externo.

Após um período de 7 dias, admite-se que a umidade do papel atingiu um ponto de equilíbrio não havendo mais transferência de umidade do solo para o papel. Ao fim desse período, foi feita a retirada dos invólucros, quando foram pesados separadamente o papel e o solo em balanças com sensibilidade de 0,0001g e 0,01g, respectivamente. O papel filtro, sempre manuseado com uma pinça para evitar o contato com as mãos, foi colocado para secar numa estufa a 105 °C até constância de massa e novamente pesado para determinação do teor de umidade. Com a umidade do papel, utilizaram-se as suas curvas de calibração para determinação do valor da sucção do corpo-de-prova. Quando o papel filtro está em contato direto com a fonte geradora de sucção, a troca de umidade ocorre por forças capilares, medindo-se, assim, a sucção matricial. Para a determinação dos demais pontos da curva de sucção, o corpo-de-prova foi exposto ao ambiente para evaporação d'água, até atingir a umidade desejada, quando, então, era colocado um novo papel filtro. Esses procedimentos foram repetidos até a completa secagem do solo ao ar. Por fim, a amostra foi colocada em estufa a 105 °C para determinação do teor de umidade final.

Os ensaios para determinação da contração volumétrica do solo em função da perda de umidade foram realizados com as amostras utilizadas para permeabilidade ao ar, amostras usadas para sucção e de acordo com a metodologia descrita por Justino da Silva (2001). Foram realizadas medidas das dimensões dos corpos de prova para vários graus de saturação no intervalo de 100 % a 0 %. As medidas de diâmetro e altura, feitas com o auxílio de um paquímetro digital eletrônico com exatidão de 0,02 mm, foram tomadas, respectivamente, em 4 e 8 posições fixas e uniformemente distribuídas na superfície da amostra, como ilustra a Figura 3.29.

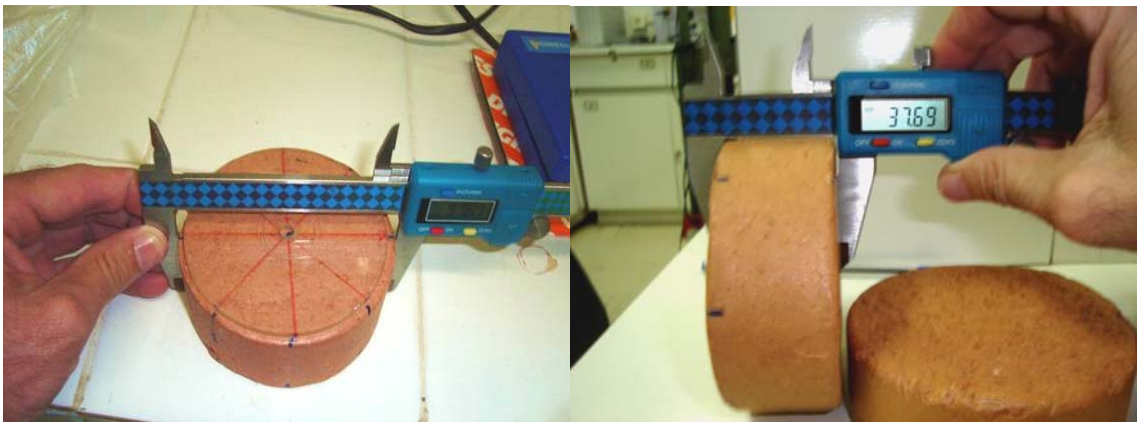


Figura 3.29 - Medida das dimensões do corpo de prova para avaliação de retração.

3.5 Monitoramento

Imediatamente após a conclusão de cada um dos lisímetros, iniciou-se o monitoramento de parâmetros relacionados aos resíduos sólidos e aos efluentes líquidos e gasosos, seja por meio de determinações "*in situ*" ou através da coleta de amostras para análise em laboratório. Neste item, serão descritos os procedimentos operacionais, equipamentos e análises realizadas durante o monitoramento dos lisímetros.

3.5.1 Medições *in situ*

Os dados obtidos diretamente através de medições *in situ* e, portanto, sem a necessidade da coleta de amostras, foram relativos à composição do gás gerado no processo de biodegradação, à temperatura e os recalques verticais da massa de resíduos aterrados.

3.5.1.1 Monitoramento de gases

O monitoramento dos gases gerados em aterros sanitários, em conjunto com os demais parâmetros monitorados, conforme citado anteriormente, serve para avaliar o processo de decomposição da matéria orgânica, avaliar a possibilidade de aproveitamento do biogás para geração de energia e estimar a emissão de gases liberados para a atmosfera. Em condições anaeróbias, a biodegradação da fração orgânica dos resíduos produz o biogás que é composto principalmente, por metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), nitrogênio (N_2), hidrogênio (H_2), monóxido de carbono (CO), sulfeto de hidrogênio (H_2S), além de vários outros gases em quantidades muito pequenas (traço). Neste trabalho, foram monitorados os teores de CH_4, CO_2, CO, H_2S e O_2 que eram medidos, diretamente no tubo de drenagem de gases (Figura 3.30), com o auxílio de um detector multigás modelo Drager – Xam 7000. A Tabela 3.4 mostra o erro e a faixa de leitura de cada sensor.

Figura 3.30 - Leitura da concentração de gases no tubo de drenagem de gás do L1.

Tabela 3.4 - Faixa de leitura e erro do detector de multigás: Drager –Xam 7000.

Gás medido	Faixa de medição	Erro
CH_4	0 a 100 %	5,0 %
CO_2	0 a 100 %	2,0 %
O_2	0 a 25 %	1,0 %
H_2S	0 a 500 ppm	5,0 %
CO	0 a 500 ppm	1,0 %

3.5.1.2 Medição de temperatura

A evolução da temperatura dos resíduos fornece informações indiretas sobre a atividade microbiana no processo de degradação da matéria orgânica sendo, portanto, um parâmetro relevante no monitoramento de aterros. A medição de temperatura foi feita com o auxílio de um termômetro que era conectado aos termopares (Figura 3.31) instalados em seis profundidades diferentes (Figura 3.26), desde a camada de cobertura até a base da célula experimental. O termômetro portátil utilizado é do tipo digital, modelo PM 1020 / POLIMED com dois terminais de entrada, com capacidade de medir temperaturas na faixa de -50°C a 1300°C e apresenta resolução de 0,1°C e precisão de ± (0,5 % da leitura ± 1,0 °C) para a faixa de leitura utilizada. As medidas de temperatura são realizadas com a utilização de termopares tipo K. Um termopar é um sensor de temperatura constituído de dois fios de metais dissimilares, unidos em uma das extremidades e tendo a outra extremidade conectada ao instrumento de medição. No termopar tipo K, a perna positiva é feita de liga de níquel-cromo, e a negativa, de níquel-alumínio. Esse termopar pode operar na faixa de temperatura entre -200 a 1260 ºC, em ambientes oxidantes ou inertes.

Figura 3.31 - Leitura de temperatura no Lisímetro 1.

3.5.1.3 Medição de recalques

A importância de quantificar os recalques produzidos ao longo do tempo e determinar o ritmo em que eles ocorrem deve-se, não somente à necessidade de avaliar a capacidade real do aterro, mas, também, à importância de se realizar estas previsões durante a fase de projeto, especialmente no que diz respeito à estabilidade do aterro. Por outro lado, a evolução dos recalques remanescentes é uma informação relevante na hora de definir a possível utilização posterior da área do aterro.

O acompanhamento dos deslocamentos verticais da massa de resíduos faz parte do monitoramento geotécnico de um aterro. Esse parâmetro visa, num primeiro momento, verificar se os deslocamentos medidos estão dentro de uma faixa aceitável, de modo que a integridade e o bom funcionamento dos sistemas estruturais do aterro estejam assegurados. Os recalques ocorrem, principalmente, devido a decomposição da matéria orgânica e adição de novas camadas de resíduos ou de coberturas de solos. Desta forma, se constituem, também, num parâmetro auxiliar para avaliar a velocidade e o estágio de decomposição da matéria orgânica, bem como para prever a possibilidade do aumento de vida útil do aterro.

Os estudos de recalques objetivaram determinar o valor do recalque total medido imediatamente abaixo da camada de cobertura e do recalque parcial medido na meia altura da camada de resíduos, com a finalidade de determinar a curva tempo-recalque. A metodologia utilizada foi adaptada do monitoramento de aterros de solos moles, conforme DNER (1998).

Os recalques em cada lisímetro foram estimados em função do deslocamento vertical de duas placas e dois discos magnéticos (ímãs), um na superfície e outro em profundidade. O deslocamento de cada uma das placas foi medido por meio de levantamento topográfico de precisão, e o deslocamento dos discos através de um sensor magnético (Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo - IPT) e fita métrica (Figura 3.32), que são introduzidos no interior do tubo de acesso ao qual os discos estão acoplados. Quando o sensor passa por um ímã, seu comutador fecha o circuito, e um sinal sonoro é, então, acionado. A posição de cada disco é lida diretamente em uma fita métrica, tendo como referência a borda do tubo de acesso. Os recalques são calculados em relação à posição de um disco de referência, D3 (indeslocável), instalado na base do lisímetro (Figura 3.26).

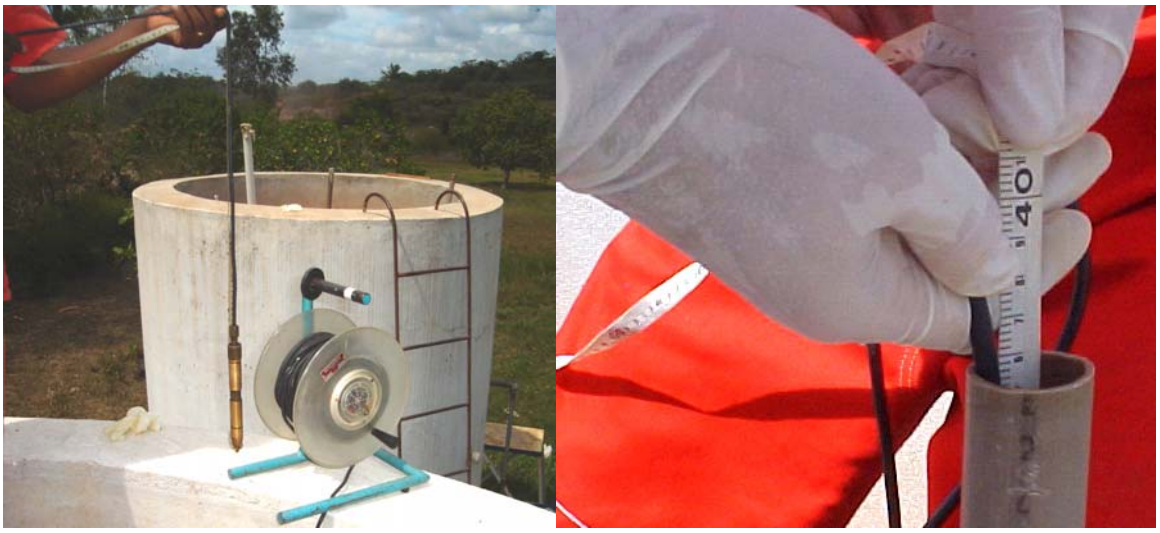


Figura 3.32 - Detalhes do sensor magnético e da leitura de recalque no L2.

3.5.2 Coleta de amostras e ensaios de laboratório

3.5.2.1 Monitoramento de sólidos

Conforme citado anteriormente, o monitoramento dos sólidos em aterros de RSU deve ser feito tanto para os resíduos frescos que chegam ao aterro como para aqueles já aterrados. O acompanhamento das características dos resíduos frescos serve para verificar possíveis alterações na sua composição em relação àquela prevista inicialmente, durante a fase de projeto do aterro. Já o monitoramento dos resíduos aterrados permite avaliar a evolução do estágio de decomposição.

Neste trabalho, após a caracterização inicial dos resíduos frescos como descrito no item 3.3.2, foi feito o monitoramento sistemático dos resíduos aterrados, visando à obtenção de alguns parâmetros importantes, para analisar a evolução do processo de degradação da fração orgânica degradável biologicamente bem como verificar o seu potencial de contaminação ambiental ao longo do processo. As amostras eram coletadas, aproximadamente, a cada 30 dias. Para isso, foram instalados na superfície lateral dos dois experimentos, 15 tubos de coleta nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5, como ilustra a Figura 3.26. Em cada profundidade, foram distribuídos, uniformemente, três tubos separados por um ângulo de 120° (Figura 3.1). Entre as alturas de coleta, os tubos foram defasados alternadamente, por um ângulo de 60°, para distribuir melhor os pontos de coleta, visando à obtenção de amostras mais representativas. Foram utilizados tubos de PVC com diâmetro de 50 mm no L1 e de 75 mm, no L2.

As amostras foram coletadas, com o auxílio de uma haste acoplada a um amostrador de aço inox do tipo Shelby com 4,5 cm de diâmetro por 60 cm comprimento, feito especialmente para este trabalho. O amostrador era cravado por percussão, através da abertura dos tubos de coleta. Foi utilizado, também, um trado helicoidal cuja coleta era feita, girando-o manualmente, conforme ilustra a Figura 3.33. Em cada coleta eram constituídas duas amostras: a primeira, com os resíduos provenientes das profundidades P1 e P2 (Amostra A), representando a parte superior do lisímetro, e a outra, com os resíduos das profundidade P3, P4 e P5 (Amostra B) na parte mais inferior. As ferramentas usadas na amostragem eram postas em contato com uma chama para esterilização, antes de iniciar os procedimentos de coleta de cada uma das amostras, evitando assim a contaminação das amostras por microrganismos.

.

Figura 3.33 - Coleta de sólidos com amostrador tipo Shelby e trado helicoidal e acondicionamento da amostra em saco com fecho hermético.

Cada amostra era subdividida em três partes. Duas, para análises microbiológicas, e uma, para análises físico-químicas, sendo todas acondicionadas em sacos de plástico estéreis com fecho hermético "tipo zip", que possibilita a retirada do ar (Figura 3.33). A fração destinada à pesquisa de microrganismos anaeróbios era colocada e transportada dentro de uma jarra para anaerobiose com sistema Gás-Pack, como ilustra a Figura 3.34. Os parâmetros monitorados estão indicados na Tabela 3.5.

Figura 3.34 - Acondicionamento de amostra de resíduos em jarra para anaerobiose.

Por último, ainda foi realizado o acompanhamento do teor de umidade da camada de cobertura. A coleta de amostras do solo de cobertura era realizada, aproximadamente, a cada 15 dias, com auxílio de um amostrador feito de tubo galvanizado (ø = 12,5 mm), que era cravado no solo por percussão. Foi coletada uma amostra a cada 10 cm de profundidade. Após a coleta, as amostras eram colocadas em sacos plásticos impermeáveis e acondicionadas em caixa hermeticamente fechada, para evitar a perda de umidade, quando, então, eram enviadas ao laboratório. Os procedimentos de coleta são ilustrados na Figura 3.35. A determinação do teor de umidade foi feito de acordo com a NBR 6457 (ABNT, 1986a).

Para manter a integridade da camada de cobertura, o orifício decorrente da retirada da amostra era preenchido com solo com as mesmas características, que era compactado, por percussão, com auxílio de um soquete metálico (ø = 10 mm).

Figura 3.35 - Coleta de amostra para monitoramento do teor de umidade da camada de cobertura.

Tabela 3.5. Parâmetros analisados para o monitoramento da massa de resíduos aterrados.

Parâmetro	Metodologia	Unidade
Teor de umidade[1]	NBR 6457; WHO (1979)	%
Sólidos voláteis[1]	WHO (1979)	%
pH[1]	WHO (1979); SMEWW 4500 B	un
Eh[1]	WHO (1979); SMEWW 4500 B	mV
Condutividade[1]	WHO (1979); SMEWW 2510 B	µS/cm
C: H : N [2]	Schwartz (2005)	%
Microrganismos aeróbios: celulolíticos, amilolíticos, proteolíticos. [3]	(APHA,1996) SMEWW (APHA,1998) Palmisano *et al*. (1993)	NMP/g
Microrganismos anaeróbios: celulolíticos,, amilolíticos, proteolíticos. [3]	FDA (1984) Palmisano *et al*. (1993)	NMP/g
Heterotróficos anaeróbios [3]	FDA (1984) Palmisano *et al*. (1993)	NMP/g
Coliformes totais e termotolerantes, *P.aeruginosa* [4]	SMEWW (APHA, 1998) (APHA,1996)	NMP/g
Fungos e Heterotróficos aeróbios [4]	(APHA,1998); (APHA, 1996)	UFC/g

SMEWW: Abreviatura de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - APHA 20ª Edição/1998;

1. Laboratório de Geotecnia Ambiental – Depto. Eng. Civil – UFPE;
2. Central analítica – Depto. Química Fundamental – UFPE.
3. Laboratório de Microbiologia – Depto. Antibióticos – UFPE;
4. Laboratório de Microbiologia Industrial – Depto. Eng. Química – UFPE.

3.5.2.2 Monitoramento de líquidos

A composição do lixiviado pode variar amplamente em função da idade dos resíduos aterrados e da evolução dos processos de decomposição da matéria orgânica. Desta forma, o lixiviado gerado em cada etapa da digestão anaeróbia, como as fases ácida e de fermentação do metano, apresenta características específicas que podem identificar melhor essas fases. Por outro lado, os líquidos lixiviados representam um sério perigo para o ambiente, especialmente no que diz respeito à contaminação de águas superficiais e subterrâneas. Desse modo, o monitoramento quantitativo e qualitativo do lixiviado bem como sua variação no tempo permite acompanhar de forma indireta a evolução do processo de decomposição da matéria orgânica dos resíduos, verificar a presença de substâncias nocivas aos processos de tratamento e aos corpos receptores e, portanto, avaliar, também, o seu potencial de contaminação ambiental. Nessa pesquisa, foram monitorados a geração de líquidos lixiviados e os parâmetros físico-químicos e microbiológicos que são indicados na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados em amostras de lixiviado.

Parâmetro	Referência	Unidade
DBO 5 dias [1]	*SMEWW 5210 B: Incubação 5d- Det. OD	mg/L
DQO [1]	SMEWW 5220 C	mg/L
Sólidos totais dissolvidos [1]	SMEWW 2540 C	mg/L
Sólidos totais suspensos [1]	SMEWW 2540 D	mg/L
Sólidos Fixos e Voláteis	SMEWW 2540 E	mg/L
Sólidos totais [1]	SMEWW 2540 B	mg/L
Sólidos voláteis totais [1]	SMEWW 2540 E	mg/L
Sólidos suspensos voláteis	SMEWW 2540 E	mg/L
Sólidos dissolvidos voláteis [1]	SMEWW 2540 E	mg/L
Nitrato [2]	SMEWW 4500 – NO_3- D	mg/L
Amônia [2]	SMEWW 4500 – NH_3 D	mg/L
Sulfato [2]	SMEWW 4500 D	mg/L
Acidos graxos voláteis [3]	SMEWW	mg/L
Metais (Ca, Al, Mg, Na, K, Fe, Mn, Cd, Cr, Pb, Zn, Cu) [4]	SMEWW 3030 B,C,D,E,F,G,H,I e 3120 B Inductively Coupled Plasma (ICP)	mg/L
pH	SMEWW 4500 B: Eletrometria	-
Eh	SMEWW 2580 B: Eletrometria	mV
Condutividade Elétrica	SMEWW 2510 B: Condutivímetro	µS/cm
Concentrações de microrganismos aeróbios: celulolíticos, amilolíticos, proteolíticos.	SMEWW (APHA, 1998) Palmisano *et al*. (1993)	NMP/g
Concentrações de microrganismos anaeróbios: celulolíticos, amilolíticos, proteolíticos.	SMEWW (1998) Palmisano *et al*. (1993)	NMP/g
Concentrações de Heterotróficos anaeróbios	SMEWW (APHA, 1998) Palmisano *et al*. (1993)	NMP/g
Concentrações de Coliformes totais e termotolerantes e de P.*aeruginosa*	SMEWW (APHA, 1998)	NMP/g
Fungos e Heterotróficos aeróbios	SMEWW (APHA, 1998)	UFC/g

* SMEWW: Abreviatura de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater .

1. Laboratório de Engenharia Ambiental e da Qualidade – Depto. Eng. Química – UFPE;
2. Laboratório de Análises Minerais Solos e Águas (LAMSA) - Depto. Eng. Química – UFPE;
3. Laboratório Instituto Tecnológico de Pernambuco – ITEPE;
4. Lakefield Geosol Laboratórios LTDA / B. Horizonnte – MG.

Nos dois experimentos, as amostras de lixiviado foram coletadas diretamente no tubo de drenagem através da abertura de um registro de esfera e acondicionadas em recipientes plásticos, conforme ilustra a Figura 3.36. As amostras utilizadas para as análises microbiológicas foram coletadas em frascos estéreis, sendo que aquela destinada à pesquisa de microrganismos anaeróbios foi coletada com um sistema de sucção que possibilita o estabelecimento de vácuo. O recipiente de coleta, hermeticamente fechado, possui duas mangueiras (Figura 3.36). Uma é acoplada ao sistema de sucção, e a outra, imersa no lixiviado. Quando o sistema de sucção é acionado, provoca um vácuo, e o lixiviado é transferido para o interior do frasco. Finalmente, as amostras eram mantidas sob refrigeração dentro de uma caixa de poliestireno e enviadas aos laboratórios.

Figura 3.36 - Coleta de lixiviado para análises físico-químicas e microbiológicas.

A medição de Eh e pH era feita no campo, imediatamente após a coleta da amostra, com um equipamento portátil (Figura 3.37). Em cada coleta, todo o lixiviado era drenado para medição do volume acumulado no período.

A concentração de metais no lixiviado foi feita de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998), utilizando Espectroscopia de Emissão Atômica por plasma acoplado indutivamente ICP – AES. A Tabela 3.7 indica os elementos pesquisados e os limites de detecção.

Figura 3.37 - Medição de Eh e pH em amostra de lixiviado.

Tabela 3.7 - Elementos analisados nas amostras de lixiviado.

Parâmetro	**Limite de detecção**
Cd	0,001 mg/L
Ca, Cr, Cu, Mg, Pb, Zn	0,01 mg/L
Mn	0,02 mg/L
Al, Fe, Na	0,05 mg/L
K	0,50 mg/L

Finalmente, ainda foram utilizados, para fins de comparação com os dados obtidos nos dois lisímetros (L1 e L2), alguns dos resultados do monitoramento de sólidos líquidos e gases efetuados na Célula 8 do Aterro de RSU de Muribeca, durante campanha de ensaios realizados entre set/04 e mar/05 (JUCÁ *et al*, 2005; MARIANO, 2006). As amostras de resíduos sólidos e de lixiviado foram obtidas a partir de sondagens do tipo SPT (Figura 3.38) até profundidades em torno de 20 m.

Figura 3.38 - Coleta de amostra de resíduos sólidos através de sondagem SPT na Célula 8 do aterro de Muribeca – Set/04 (MARIANO, 2006).

CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, serão apresentados e discutidos os resultados do monitoramento dos aterros simulados, referentes ao intervalo de tempo considerado neste trabalho de pesquisa. Na apresentação dos resultados, procura-se manter a seqüência de etapas indicadas na metodologia (Capítulo 3) e evidenciar as diferenças e semelhanças existentes entre os comportamentos das duas células experimentais (lisímetros). Inicialmente, será feita uma abordagem dos resultados da caracterização inicial das camadas de base e cobertura e dos resíduos aterrados em cada um dos lisímetros. Depois, será apresentada, na forma de gráficos, a evolução temporal do comportamento de cada uma das variáveis observadas durante o monitoramento tanto das camadas de cobertura como dos resíduos aterrados. Finalmente, os resultados da mesma variável, nos dois experimentos, serão comparados, observando-se tendências, similaridades e discrepâncias de cada uma das principais grandezas analisadas.

4.1. Caracterização inicial dos lisímetros

4.1.1. Camadas de base e cobertura final

O solo utilizado na execução das camadas de impermeabilização de base e cobertura dos lisímetros foi retirado diretamente de uma jazida localizada na área do aterro de Muribeca, que fornece o material de cobertura para esse aterro (Figura 4.1).

Figura 4.1 - Vista geral da jazida que forneceu o solo utilizado na execução das camadas de cobertura e base dos lisímetros.

A análise geológica dessa jazida indica a presença de solos residuais formados a partir da decomposição química de rochas cristalinas do embasamento da área, sob as condições de

clima quente e úmido. Os gnaises migmatíticos do embasamento, constituídos de quartzo, feldspatos e minerais escuros, com forte bandamento estrutural, promovem várias superfícies de descontinuidade no maciço e mostram-se no solo como estruturas herdadas da rocha de origem.

O conteúdo de argila, presente nesses solos, é resultante da argilização dos feldspatos e o processo pedogenético promove, além da alteração, a lixiviação vertical dos óxidos de ferro e das argilas, produzindo um horizonte B textural ou podzólico. As mudanças de coloração são controladas pela maior ou menor concentração do óxido de ferro e pelas descontinuidades promovidas pelo bandamento original.

O solo empregado na base e cobertura de cada um dos experimentos, apesar de ter a mesma origem geológica e ser proveniente da mesma área, foi retirado em épocas diferentes e, portanto, não exatamente do mesmo ponto. Sendo assim, em cada lisímetro, foi realizada a caracterização geotécnica básica do solo, incluindo granulometria, plasticidade, compactação e condutividade hidráulica.

Os ensaios de laboratório foram realizados a partir da coleta de amostras amolgadas, visando à caracterização geotécnica básica bem como a determinação de propriedades de fluxo, contração e sucção.

4.1.1.1 Ensaios de caracterização do solo

Neste item, serão apresentados os resultados dos ensaios de caracterização, tradicionalmente usados na mecânica dos solos e que consistem basicamente de granulometria e limites de consistência, visando à identificação do solo através de um sistema de classificação.

Os ensaios de granulometria, realizados a partir de amostras do solo utilizado nas camadas de base e cobertura de cada um dos lisímetros, resultaram nas curvas granulométricas apresentadas na Figura 4.2.

Embora sejam solos finos, pode-se dizer que, de acordo com a forma das curvas e os coeficientes de uniformidade ($c_u > 15$) e de curvatura ($c_c < 1$), trata-se de materiais de granulometria contínua, desuniformes e mal graduados, ou seja, não apresentam uma boa distribuição de grãos numa ampla faixa de valores. As curvas granulométricas obtidas são quase paralelas, indicando distribuições proporcionais e aproximadamente iguais entre as diversas frações, entretanto a curva referente ao L2 encontra-se mais deslocada para a direita, apresentando, inclusive, uma pequena fração de areia grossa e pedregulho que não aparece no

material do L1. Portanto, o material utilizado no L2 apresentou uma textura levemente mais grossa, entretanto as curvas granulométricas apresentam comportamentos semelhantes e os limites de Atterberg (Tabelas 4.1 e 4.2) bem como os percentuais de silte e argila são aproximadamente iguais.

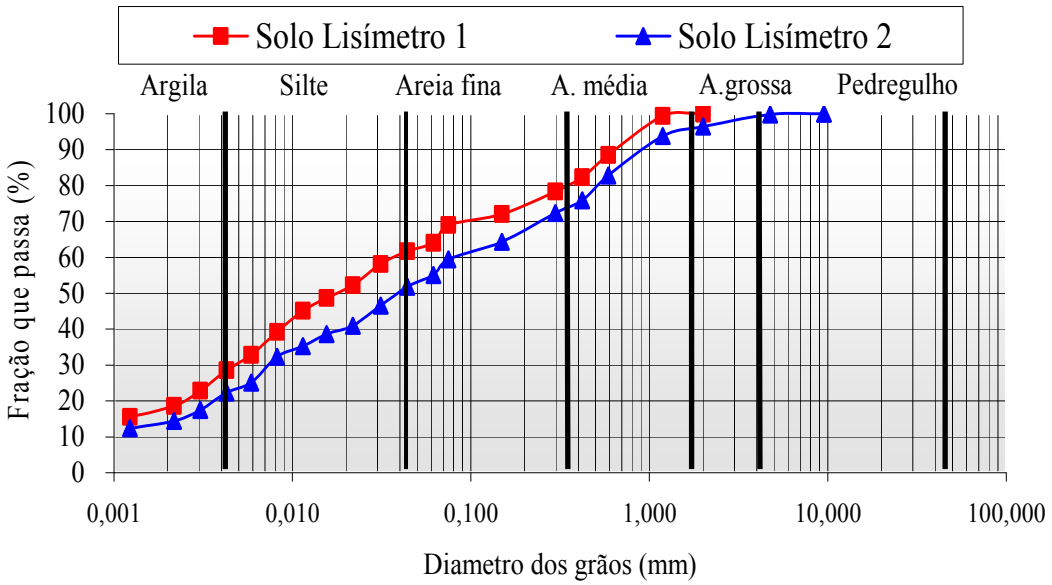


Figura 4.2 - Curvas granulométricas do solo utilizado nas camadas de base e cobertura dos Lisímetros 1 e 2

Conforme os dados da caracterização, os materiais analisados possuem elevados teores de finos (mais de 50 %, em peso, passou na peneira 200 - 0,075 mm) e elevada plasticidade com limite de liquidez (LL) > 50. De acordo com o sistema de classificação de solos para propósito de engenharia (ASTM D 2487 – 85, ASTM, 1987), baseado nos limites de Atterberg e em dados da granulometria, esses materiais são classificados dentro do universo dos solos finos, grupo MH, sendo designados como silte elástico arenoso. Esses solos, quando compactados, apresentam baixos coeficientes de condutividade hidráulica. Entretanto, quando sujeitos a secagem, a evaporação da água intersticial traz como conseqüência a contração volumétrica, podendo provocar fissuras nas camadas de cobertura de aterros quando as tensões capilares atingem valores que ultrapassam a resistência dos solos à tração. Essas fissuras, na camada de cobertura, podem provocar a entrada de ar por caminhos preferenciais, influenciando a dinâmica do processo de degradação dos resíduos.

Nas Tabelas 4.1 e 4.2, pode-se observar que os valores de massa específica dos grãos são iguais para as duas amostras, o que já era esperado por se tratar de solos de mesma origem geológica. Ainda, nas referidas tabelas, observam-se os dados de umidade e massa

específica aparente seca para o solo compactado no laboratório e compactado na condição de campo imediatamente após a conclusão de cada uma das camadas de cobertura.

Tabela 4.1 - Características do solo e das camadas de cobertura e impermeabilização de base do Lisímetro 1.

Características do solo							
ρ_s (g/cm^3)	**LL (%)**	**LP (%)**	**I_P (%)**	**LC (%)**	**Classificação**	**w_{ot} - Proctor normal - (%)**	**$\rho_{d\ máx}$ (g/cm^3)**
2,650	56	36	20	28,5	MH	21,0	1,586
Características da camada de cobertura					**Características da camada de base**		
w (%)			ρ_d (g/cm^3)		w (%)		ρ_d (g/cm^3)
25,5			1,498		25,5		1,538

w = teor de umidade; w_{ot} = umidade ótima; $\rho_{d\ máx}$ = massa específica aparente seca máxima; ρ_s= massa específica dos grãos; LL = limite de liquidez; LP = limite de plasticidade; I_P = índice de plasticidade; LC = limite de contração.

Tabela 4.2 - Características do solo e das camadas de cobertura e impermeabilização de base do Lisímetro 2.

Características do solo							
ρ_s (g/cm^3)	**LL (%)**	**LP (%)**	**I_P (%)**	**LC (%)**	**Classificação**	**w_{ot} - Proctor normal - (%**	**$\rho_{d\ máx}$ (g/cm^3)**
2,65	52	33	19	26	MH	20,2	1,620
Características da camada de cobertura					**Características da camada de base**		
w (%)			ρ_d (g/cm^3)		w (%)		ρ_d (g/cm^3)
25,5			1,501		26,0		1,515

w = teor de umidade; w_{ot} = umidade ótima; $\rho_{d\ máx}$ = massa específica aparente seca máxima; ρ_s= massa específica dos grãos; LL = limite de liquidez; LP = limite de plasticidade; I_P = índice de plasticidade; LC = limite de contração.

4.1.1.2 Compactação do solo

Os resultados dos ensaios por compactação com energia do Proctor normal são apresentados na Figura 4.3, na qual estão indicados os pontos correspondentes à umidade ótima e massa específica seca máxima. As curvas apresentam uma pequena variação no valor da massa específica para uma grande variação de umidade, sendo, portanto, curvas suaves ou abatidas e típicas de solos siltosos. A curva referente ao material do L2, deslocada um pouco para cima e para a esquerda, com massa específica aparente seca máxima ($\rho_{d\ máx}$) um pouco maior e umidade ótima ($w_{ót}$) levemente menor, deve-se à textura mais grossa do material ensaiado. Na mesma figura, estão marcados os pontos correspondentes às coordenadas (w; $\rho_{d\ campo}$) referentes à compactação em campo das camadas de base e cobertura dos lisímetros cujos valores estão anotados nas Tabelas 4.1 e 4.2.

Nota-se que, em ambos os casos, o solo foi compactado no ramo úmido, com umidade acima da ótima e, portanto, os valores de $\rho_{d\ campo}$ foram bem inferiores, nos dois casos, à $\rho_{d.máx}$ e, até, um pouco inferiores aos valores de laboratório para umidades correspondentes, o que é justificável quando se trata de compactação manual, na qual dificilmente se atinge a mesma energia do ensaio, principalmente, para umidades tão elevadas. Mesmo assim, ainda se atingiram graus de compactação na faixa de 93 % - 97 %. É importante frisar que o solo foi compactado acima da ótima, porque a sua umidade natural estava muito elevada e, por questões operacionais, não foi possível corrigi-la. Como conseqüência, acentuam-se os efeitos de estrutura dispersa do solo que implica em coeficientes de condutividade hidráulica muito menores do que em estruturas aleatórias, além de uma condutividade hidráulica na direção vertical (k_v), muito menor em relação à horizontal (k_h).

Os dados da caracterização do solo, incluindo condutividade hidráulica, compactação no campo e em laboratório, indicam que, do ponto de vista geotécnico, as camadas de cobertura e de base dos dois experimentos podem ser consideradas homogêneas. Portanto, na prática, devem apresentar, do ponto de vista geotécnico, comportamentos semelhantes e não devem influenciar, de forma diferenciada, o comportamento global dos lisímetros. Sendo assim, os demais ensaios de caracterização (contração, permeabilidade ao ar e sucção), que são de execução mais laboriosa, foram feitos em, apenas, uma das amostras. Para isso, foi tomada a amostra referente ao Lisímetro 1, tendo em vista que a umidade e a massa específica da compactação em campo se aproximaram mais da curva de compactação dessa amostra, como pode ser visto na Figura 4.3.

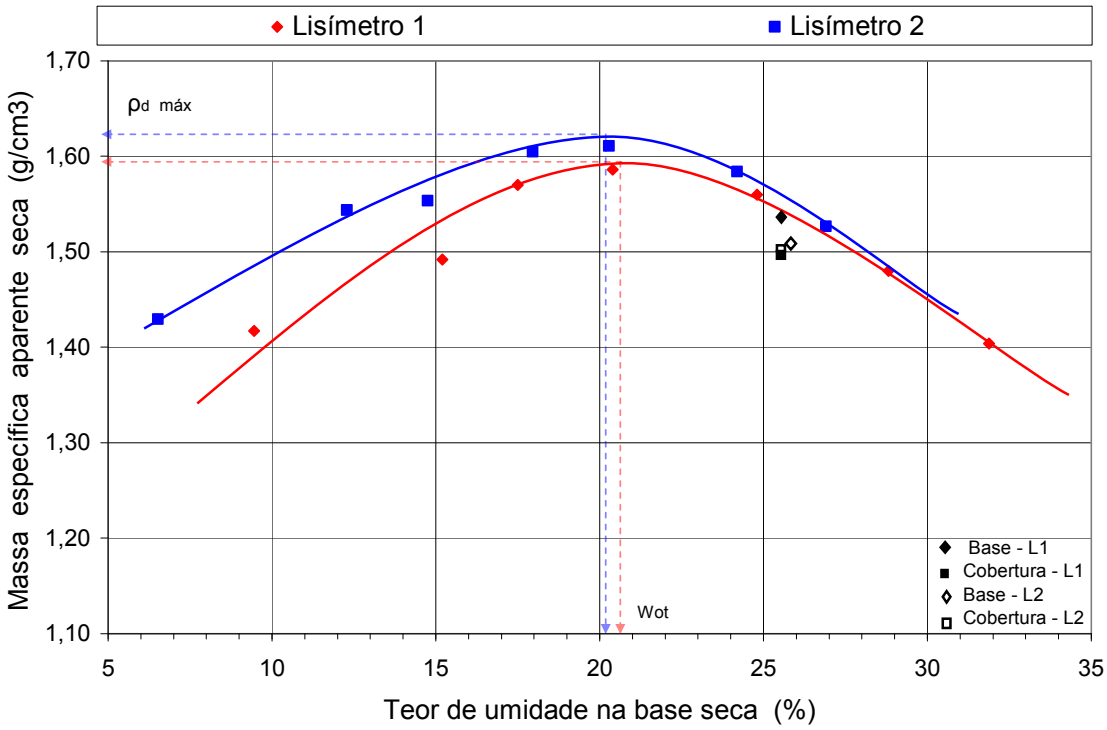


Figura 4.3 - Curvas de variação da massa específica aparente seca em função da umidade referente ao ensaio de Proctor normal.

4.1.1.3 Contração do solo

A incidência de radiação solar, a ação do vento, a temperatura ambiente, a umidade relativa do ar e as precipitações são fatores climáticos que influenciam constantemente o processo de perda d'água do solo e, portanto, de camadas de cobertura de aterros. Devido à redução da umidade e à conseqüente contração do solo, fenômeno importante em solos coesivos, podem surgir fissuras que comprometam a eficiência dessas camadas, no que diz respeito a sua permeabilidade à água e ao ar. Desse modo, as curvas de contração, relacionando o índice de vazios e o teor de umidade gravimétrico, determinadas pelo processo de secagem livre ao ar, são informações importantes que podem contribuir para a escolha de solos mais adequados à cobertura final de aterros de RSU.

As variações de volume, devido à contração do solo utilizado nas camadas de cobertura das células experimentais estão representadas nas Figuras 4.4 e 4.5, através da relação entre o índice de vazios e o teor de umidade. Nessas figuras, são apresentadas as equações de ajuste, conforme proposição de Frendlund *et al.* (2002), que descrevem as curvas de contração, baseando-se no formato hiperbólico que elas apresentam (Equação 4.1). As equações e os parâmetros de ajustes obtidos foram bastante significativos, com erro relativo médio menor que 0,01 e coeficientes de determinação (R^2) maiores do que 0,97. Com base

nesses valores, e, ainda, considerando que os parâmetros (a_{sh} e c_{sh}) das curvas são compatíveis com dados da literatura, pode-se dizer que o modelo utilizado é capaz de descrever, com boa precisão, a contração do solo analisado em função da perda de umidade por secagem livre.

$$e(w) = a_{sh} \times \left[\frac{(w)^{C_{sh}}}{(b_{sh})^{C_{sh}}} + 1 \right]^{\frac{1}{C_{sh}}} \quad (4.1)$$

Onde:

a_{sh} = índice de vazios mínimo do solo;

b_{sh} = inclinação da linha de tangência;

c_{sh} = curvatura da curva de contração;

w = umidade gravimétrica.

Através da análise das curvas que representam à variação do índice de vazios em função do teor de umidade, é possível perceber as três fases que caracterizam a forma geral de uma curva de contração, a saber: contração normal, contração residual e contração zero. A fase de contração normal se inicia com elevados teores de umidade, sendo caracterizada pelo fato de o volume de solo contraído ser igual ao do volume de líquido evaporado. O final dessa fase está indicado pela letra "a" (Figuras 4.4 e 4.5) que corresponde, também, ao ponto de entrada geral de ar, marcando o início da contração residual, caracterizada por uma redução na taxa de variação de volume do solo, ocasionando aumento de volume de ar que substituiria o líquido removido.

O ponto "a", considerando-se as curvas de ajuste, corresponde a uma umidade de aproximadamente 22,2 % (Figura 4.4) para o corpo-de-prova compactado na umidade ótima (CP2) e a uma umidade de 23,0 % (Figura 4.5) para o corpo-de-prova compactado acima da ótima (CP1). O ponto "b" marca o final da contração residual e o início da fase de "contração zero" na qual o solo não mais se contrai, embora continue perdendo umidade. Esse ponto, nas curvas de ajuste, equivale a umidades de 11,3% e 10,7% para o CP2 e CP1, respectivamente. Na prática, a umidade equivalente ao limite de contração (LC) é determinada pelo ponto de interseção do prolongamento dos trechos de contração normal e contração zero, como indicado nas Figuras 4.4 e 4.5 nas quais se observam valores de LC

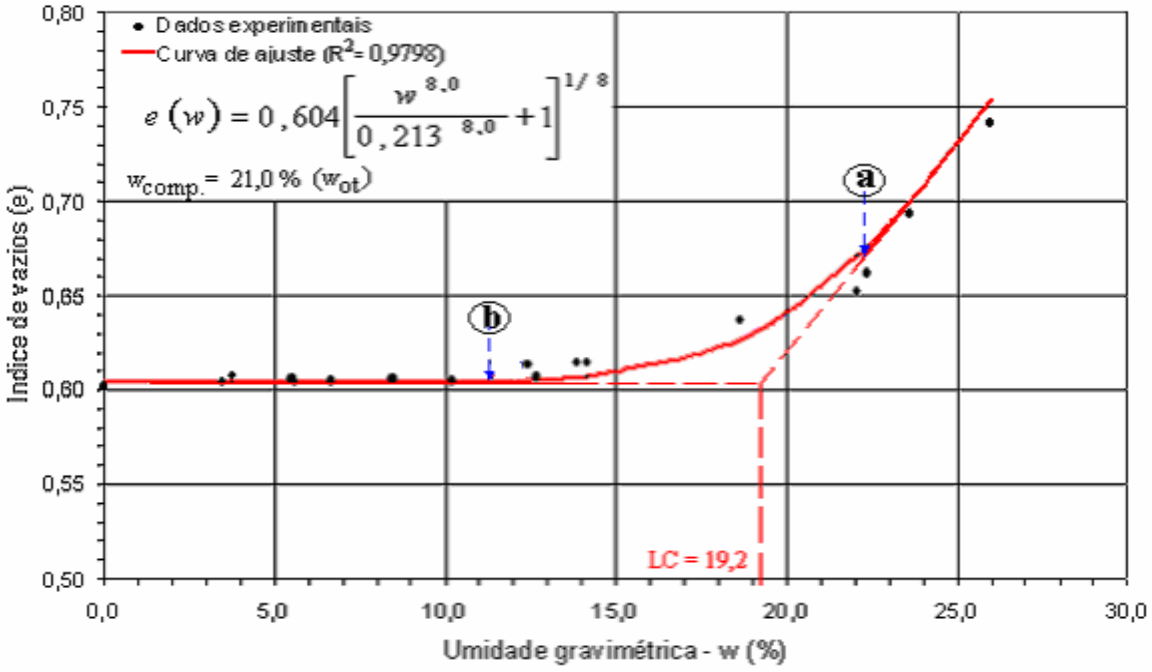


Figura 4.4 - Curva de contração do solo compactado na umidade ótima.

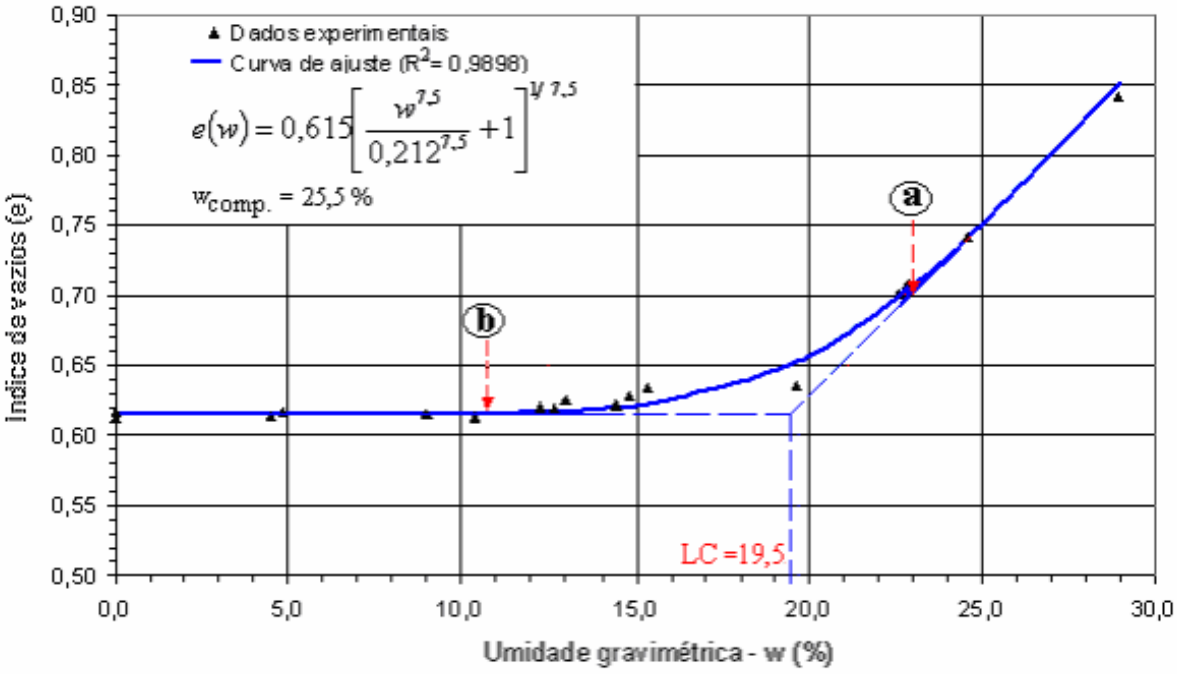


Figura 4.5 - Curva de contração do solo compactado com umidade acima da umidade ótima.

muito próximos: 19,2 % para o CP2 e 19,5% para o CP1. O LC também foi determinado de acordo com a NBR 7183 (ABNT, 1982) cujo resultado foi de 28,5 % (Tabela 4.1), que é bem superior a cada valor encontrado pelas curvas de contração. Na metodologia adotada pela ABNT, utiliza-se, apenas, a fração de solo menor do que 0,42 mm, e a preparação da amostra nada lembra o processo de compactação usado na camada de cobertura. Portanto, os resultados de LC obtidos pela curvas de contração, certamente, representam melhor o comportamento real do solo compactado.

A partir das curvas de contração ajustadas ao modelo de Fredlund *et al*. (2002), obtiveram-se os dados necessários ao cálculo do volume das amostras para a estimativa da umidade volumétrica e do grau de saturação, utilizados para representar as curvas características e as curvas de permeabilidade ao ar em função do grau de saturação.

A Figura 4.6 mostra a variação volumétrica do solo devido à contração provocada pela perda de umidade. São indicados os volumes totais, considerando-se uma massa seca de 100g e o volume relativo, em porcentagem, com base no volume final ($\Delta V/V_d$). Na referida figura, verifica-se que o solo compactado na umidade ótima apresenta uma redução volumétrica máxima da ordem de 8,5 % contra 14 % para o solo compactado acima da ótima. Esses resultados sugerem que a camada de cobertura compactada com umidade acima da ótima pode apresentar uma variação volumétrica bem maior em função dos ciclos de umedecimento e secagem a que está sujeita, contribuindo para o aparecimento de mais fissuras e maiores deformações, podendo comprometer a sua eficiência, especialmente como camada impermeabilizante.

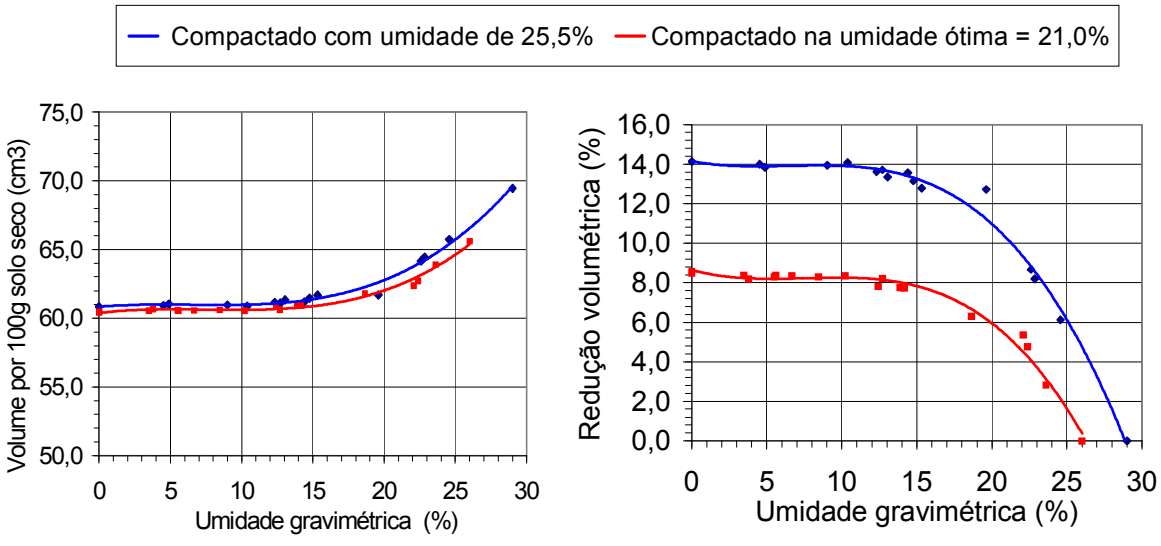


Figura 4.6 - Variação volumétrica do solo em função da perda da umidade

4.1.1.4 Permeabilidade do solo

Neste item, serão apresentados os resultados dos ensaios de permeabilidade à água e ao ar do solo das camadas de base e cobertura final dos lisímetros. No caso de camadas de cobertura de aterro de resíduos, que envolvem fluxos de água e gás, faz-se necessária a determinação do coeficiente de permeabilidade do solo à água e do coeficiente de permeabilidade do solo ao ar. Salienta-se que, tanto num caso como no outro, o coeficiente de permeabilidade muda com a condição de saturação do solo.

A permeabilidade à água é um parâmetro importante para a análise do comportamento dessas camadas no que diz respeito à infiltração de água através da camada de cobertura que vai influenciar na geração de lixiviado e na infiltração deste através da camada de base possibilitando a contaminação do solo e da água subterrânea. Já a permeabilidade ao ar determinada sob várias condições de umidade fornece informações importantes sobre a eficiência da camada de cobertura final no que diz respeito à possibilidade de retenção dos gases gerados no aterro e sua emissão para a atmosfera. Portanto, o estudo de fluxo de água e gás (ar) no solo utilizado nos experimentos poderá fornecer informações úteis para projetos de sistemas de impermeabilização de base e cobertura de aterros.

4.1.1.4.1 Permeabilidade à água

No Lisímetro 1, o coeficiente de condutividade hidráulica (k_v) do solo foi de 1,1 x 10^{-8} m/s, quando compactado na umidade ótima (21 %) e de 2,7 x 10^{-9} m/s quando compactado acima da ótima e na condição de campo (w = 25,5%), ou seja, com umidade e massa específica aparente seca aproximadamente iguais às obtidas logo após a compactação da camada de cobertura (Tabela 4.1). Já para a amostra de solo obtida do L2 e também na condição de campo da camada de cobertura (Tabela 4.1), o valor de k_v foi de 9,7 x 10^{-10} m/s. O valor de k_v obtido na condição de campo é característico de solos que podem ser considerados impermeáveis e está de acordo com o especificado por USEPA (DANIEL, 1995) para camadas de cobertura final de aterros sanitários.

No que diz respeito às diferenças nos valores de k em função da umidade de compactação, pode-se dizer que os resultados são compatíveis com dados da literatura, os quais indicam que, para solos argilosos compactados, o coeficiente de condutividade hidráulica (perpendicular ao plano de compactação) diminui com o aumento do teor de umidade de moldagem. Mitchell *et al.* (1965) apresenta dados de um solo argiloso com

umidade ótima de aproximadamente 18 % e mostra claramente a redução no valor de k, quando a umidade (w) de compactação varia numa faixa de 12 % a 24 %. É importante frisar que essa influência da umidade de compactação no coeficiente de permeabilidade (k) deve ser analisada para o solo compactado com a mesma massa específica aparente seca, para se evitar a influência de outros parâmetros.

A redução no valor de k pode ser explicada pela diferença no arranjo estrutural das partículas de solo quando compactado nos ramos seco e úmido da curva de compactação. Conforme Lambe (1958), citado por Lambe & Wihtman (1978), no início do ramo seco, a estrutura é tipicamente floculada e, à medida que se aumenta o teor de umidade, ocorre uma redução dessa floculação. Para umidades acima da ótima, aumenta a repulsão entre as partículas de argila que ficam mais alinhadas formando, uma estrutura mais ou menos dispersa, a depender do tipo de solo e de tensões cisalhantes impostas ao solo, as quais dependem do método de compactação e da energia aplicada. Essa estrutura impõe uma maior dificuldade à percolação da água no sentido perpendicular ao alinhamento das partículas. Nesse mesmo sentido, outros autores (i.e. SHAINBERG & LETEY, 1984; SO & AYLMORE, 1993) afirmam que a expansão e dispersão das argilas mudam a geometria dos vazios do solo e, portanto, afetam as suas característica hidráulicas, sendo que a dispersão reduz a infiltração e a condutividade hidráulica através do bloqueio dos poros com partículas finas de argila.

Os resultados obtidos em laboratório indicam, portanto, que o solo utilizado na cobertura dos lisímetros, quando compactado um pouco acima da umidade ótima, apresenta uma condutividade hidráulica consideravelmente menor.

4.1.1.4.2 Permeabilidade ao ar

Na geotecnia, e em várias outras áreas do conhecimento, o fluxo de líquidos, através de meios porosos saturados e mesmo não saturados tem sido objeto de inúmeros estudos, há várias décadas, de modo que as características hidráulicas de solos, especialmente aqueles saturados com água, são bem conhecidas. O mesmo não pode ser dito a respeito do fluxo de gases em meios porosos, especialmente em solos. A permeabilidade ao ar de solos é um parâmetro que recentemente tem despertado particular interesse na área ambiental, especialmente em aterros de resíduos sólidos, devido à possibilidade de migração subsuperficial de gases tóxicos e explosivos para áreas no entorno do aterro bem como do fluxo de gases para a atmosfera através da camada de cobertura, contribuindo para o aquecimento global e reduzindo o potencial de aproveitamento energético do biogás.

A taxa de fluxo do gás através do solo depende, fundamentalmente, do seu grau de saturação, portanto foi realizado o estudo, em condições de laboratório, da permeabilidade do solo ao ar para diferentes teores de umidade. Com isso, é possível analisar, em nível operacional, a eficiência da cobertura na retenção de gases gerados durante o período de monitoramento dos lisímetros, considerando-se a variação das condições climáticas e, conseqüentemente, do teor de umidade do solo.

Os ensaios foram realizados em dois corpos-de-prova, sendo um moldado na umidade ótima (21,0 %) e o outro, na umidade de 25,5 %, tendo sido a mesma utilizada na compactação das camadas de cobertura. Os resultados obtidos são apresentados em função do grau de saturação (Figura 4.7) e do teor de umidade (Figura 4.8) do corpo-de-prova no momento do ensaio.

Como já citado no Capítulo 3, os ensaios foram realizados sempre na trajetória de secagem, iniciando-se com graus de saturação na faixa de 90,91 % - 89,37 % para o CP moldado na umidade ótima e no intervalo de 89,93 % - 88,95 %, para o CP compactado na umidade de campo. Para essas faixas de saturação, inexistiu fluxo ou este era muito pequeno, não podendo ser medido com a instrumentação utilizada.

Na Figura 4.7, verifica-se, que para graus de saturação (S_R) muito elevados, um pequeno decréscimo no seu valor provoca um aumento abrupto do coeficiente de permeabilidade ao ar (k_{ar}), passando da completa inexistência de fluxo para valores da ordem de 1,1 x 10^{-9} m/s. Para grau de saturação na faixa de 85 % – 52 %, os valores de k_{ar} continuam a crescer consideravelmente, só que de forma mais gradativa e depois se mantêm mais ou menos estáveis para valores de "S_R" menor do que 52 %. Observa-se, portanto, a importância de se manter a camada de cobertura de aterros com um grau de saturação elevado para aumentar a eficiência da retenção física do biogás, mesmo que isso possa ocasionar um aumento no coeficiente de permeabilidade à água.

Nota-se, ainda, apesar de os pontos se situarem muito próximos, que para um mesmo grau de saturação, o CP compactado acima da ótima apresentou valores do coeficiente de permeabilidade ao ar (k_{ar}) menores do que aquele compactado na umidade ótima. Isso fica mais evidente nos ensaios feitos com grau de saturação na faixa de 60% a 75%. Essa redução no valor de k_{ar}, com o aumento da umidade de compactação, à semelhança do que ocorre para a permeabilidade à água, deve-se ao efeito da estrutura do solo. Esses resultados, numa análise isolada de k_{ar}, indicam que camadas de cobertura de aterros compactadas um pouco acima da ótima seriam mais eficientes na retenção física de gás, considerando-se a variação sazonal da saturação do solo ao longo do tempo de operação do aterro. Por outro lado, na

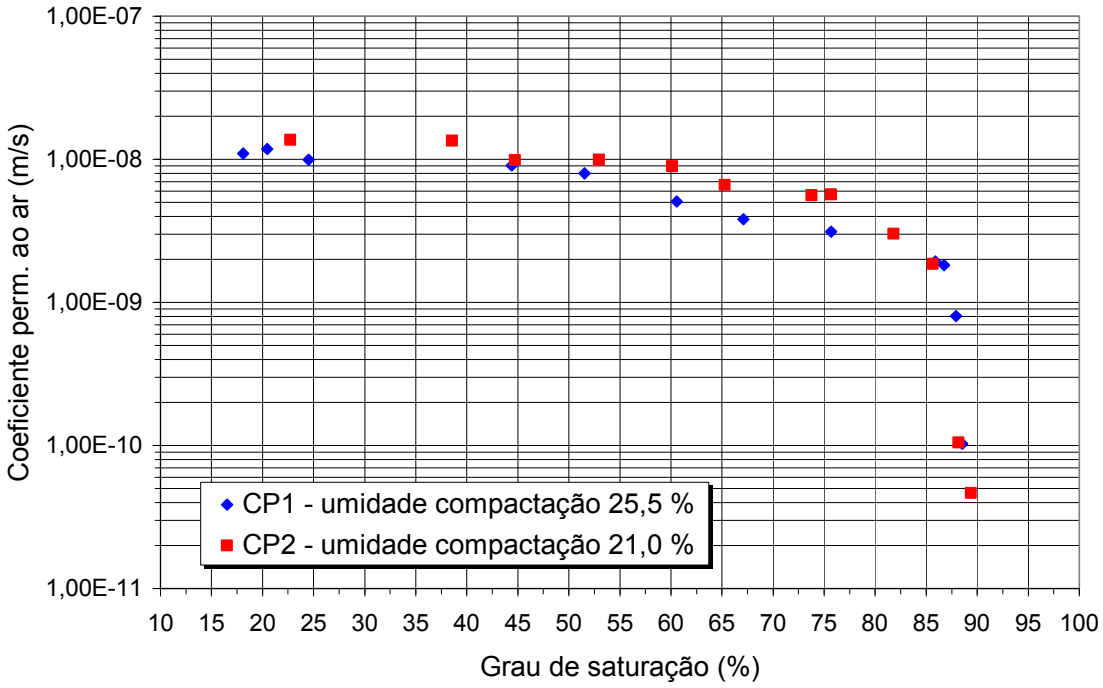


Figura 4.7 - Coeficiente de permeabilidade ao ar do solo em função do grau de saturação.

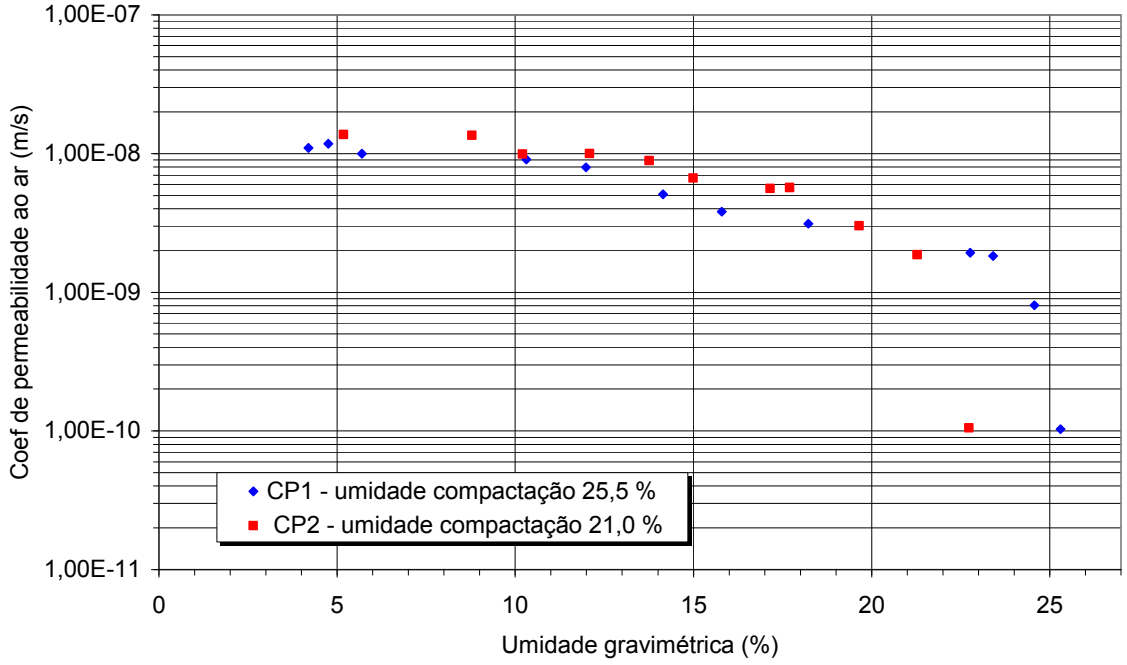


Figura 4.8 - Coeficiente de permeabilidade ao ar em função da umidade do solo.

Figura 4.8, nota-se que a redução abrupta da permeabilidade, tendendo para valores nulos de $k_{ar,}$ ocorre para umidades de 21% a 23 % no corpo-de-prova (CP1) compactado na umidade ótima, enquanto no CP2, moldado acima da ótima, só se verifica para umidades de 23% a 25%. Como na prática o solo de cobertura não tenderia a manter umidades tão elevadas, o material compactado na "w_{ot}" poderia permanecer por um tempo maior com valores de k_{ar} muito baixos, tendendo a zero.

Como se sabe, a lei de Darcy, que indica uma relação linear entre a vazão e o gradiente aplicado, é limitada a determinadas condições, como: meio isotrópico, fluxo laminar e fluido newtoniano. Portanto, a sua validade para o cálculo de coeficiente de permeabilidade em meios não saturados nem sempre é verificada. Sendo assim, para os ensaios de permeabilidade ao ar, verificou-se a compatibilidade do fluxo com a Lei de Darcy, conforme ilustra a Figura 4.9. Na referida figura, é possível observar que a variação da velocidade aparente de fluxo, em função dos gradientes de pressões aplicados durante os ensaios de percolação com ar, apresenta uma relação linear com $R^2 > 0,99$, indicando a viabilidade de utilização da referida lei para o intervalo de gradiente de pressão considerado. Maciel (2003), utilizando amostras do solo de cobertura do Aterro de Muribeca, verificou a proporcionalidade de Darcy para gradientes de pressões de 4 kPa a 7 kPa. No referido estudo, os resultados obtidos para "k_{ar}" foram muito próximos dos valores indicados na Figura 4.7.

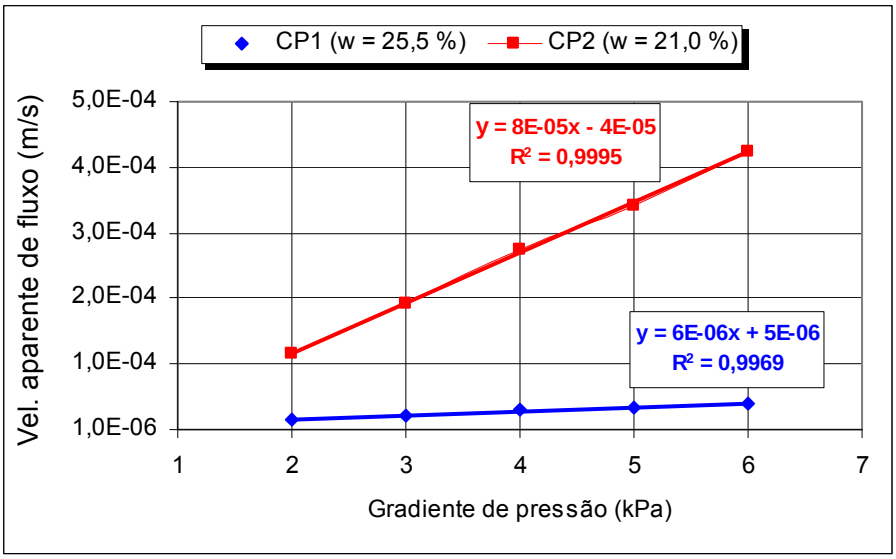


Figura 4.9 - Variação da velocidade de fluxo em função do gradiente de pressão.

4.1.1.5 Curva característica

A relação sucção-umidade depende da composição granulométrica, da estrutura do solo, da geometria dos poros e da composição mineralógica do solo. A curva "sucção x umidade" representa uma relação entre o potencial matricial e o teor de umidade do solo e, portanto, na caracterização de solos não saturados, essa relação é de fundamental importância, pois o seu comportamento está fortemente associado às variações de umidade.

Em aterros de resíduos sólidos, a camada de cobertura final está submetida, constantemente, a processos de umedecimento e secagem, em função das condições climáticas e, na maioria dos casos, o solo encontra-se numa condição não saturada. Desse modo, torna-se interessante a determinação da curva sucção x umidade dentro da faixa de variação da umidade da cobertura durante a vida útil do aterro.

Os resultados da sucção matricial do solo utilizado na cobertura dos lisímetros, são apresentados na Figura 4.10. O cálculo da sucção matricial foi feito, segundo equações propostas por Chandler *et al.* (1992), recomendadas por Marinho (1997), quando se utilizam o papel filtro Whatman n° 42. Os ensaios foram feitos, somente, seguindo uma trajetória de secagem, embora fosse recomendável, também, na trajetória de umedecimento. Isso porque a cobertura de aterros passa por períodos alternados de umedecimento e secagem, e as curvas de sucção correspondentes aos processos de secagem e de umedecimento podem não coincidir existindo, diferentes umidades para uma mesma sucção devido ao fenômeno de histerese. É importante frisar que o processo de secagem não foi realizado imediatamente após a compactação dos corpos-de-prova, mas, após a prévia saturação destes.

É possível observar visualmente que as curvas de sucção (em função da umidade e mesmo em função do grau de saturação, cujo intervalo de variação é bem maior), obtidas através de regressão polinomial cúbica, praticamente se sobrepõem. Isso sugere, que a umidade de compactação da amostra não influenciou, significativamente, a curva característica. Entretanto, é possível perceber na Figura 4.11 que para valores de sucção maiores que 3000 kPa (que correspondem a graus de saturação menores que 62 %), a perda de saturação é levemente maior para a amostra compactada acima da umidade ótima. Já, para valores de sucção menores que 3000 kPa, esse comportamento parece se inverter, sugerindo que camadas de cobertura compactadas acima da ótima poderiam apresentar, na faixa de saturação menor que 62 %, valores de k_{ar} relativamente maiores e, para saturação maior que 62 %, valores relativamente menores se comparado com o solo compactado na umidade ótima. De fato, na Figura 4.7, percebe-se que, para saturação na faixa de 60-80 %, os valores de k_{ar} do solo compactado acima da ótima, são relativamente menores. E, para

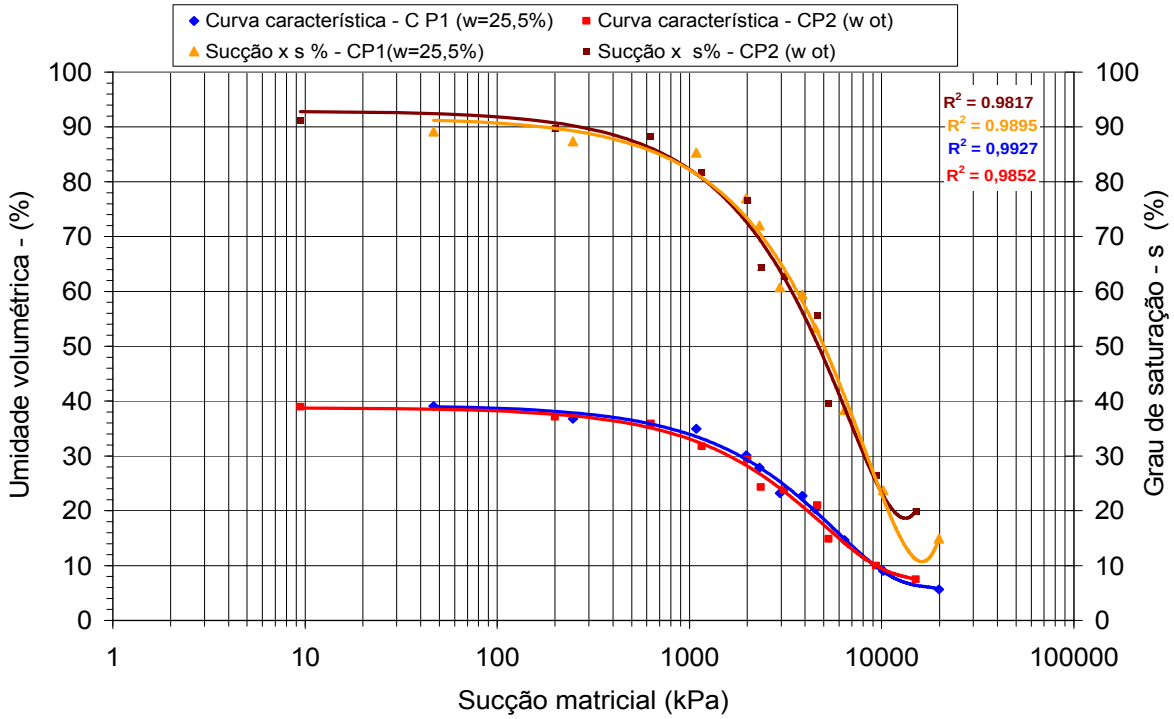


Figura 4.10 - Curva característica do solo utilizado na camada de cobertura dos lisímetros.

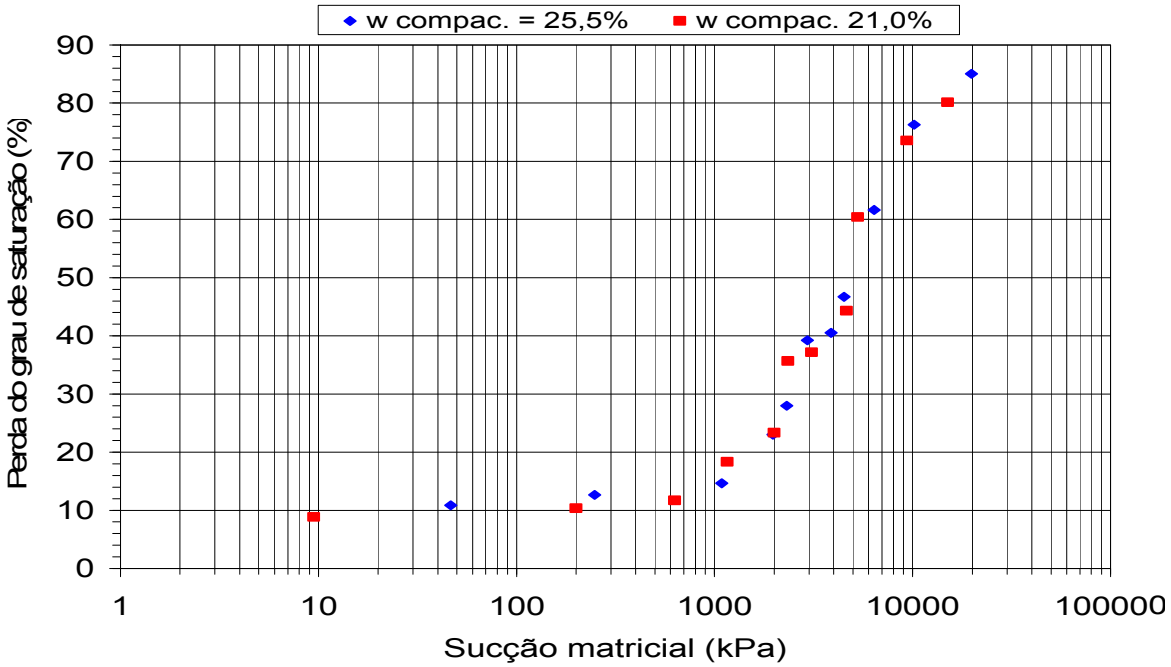


Figura 4.11 - Redução no grau de saturação x sucção matricial do solo de cobertura.

saturação menor que 60 %, os valores, praticamente, coincidem. Entretanto, como as diferenças são muito pequenas, seria precipitado afirmar que esse comportamento do coeficiente de permeabilidade ao ar esteja diretamente relacionado à curva característica.

Sendo assim, os resultados de sucção sugerem que, a camada de cobertura compactada na umidade ótima ou um pouco acima da ótima, para o solo estudado, não apresentaria influência significativa na curva característica, obtida, conforme metodologia adotada neste trabalho.

Na Figura 4.10, percebe-se, ainda, que, para umidades de 30-35 % que correspondem a graus de saturação de 81-85 % e a uma sucção da ordem de 1000 kPa, ocorre uma mudança mais pronunciada na curva característica indicando o ponto de entrada generalizada de ar na amostra. Observa-se, na Figura 4.7, que, para aquela mesma faixa de saturação, ocorre o início de redução acentuada no coeficiente de permeabilidade ao ar.

A curva característica pode ser utilizada para estimar a capacidade de campo do solo. Esse parâmetro, muito utilizado na agronomia e que corresponde ao teor de umidade retido no solo depois de saturado e deixando-se drenar livremente, é importante para o estudo do balanço hídrico e do teor de água disponível às plantas. Em aterro de resíduos sólidos, é útil para estimar a capacidade máxima de retenção de água pelo solo da camada de cobertura que vai influenciar na geração de lixiviado. Estritamente, conforme Cortazar (2003), a capacidade de campo é definida como o teor de umidade do solo, 48 horas depois de saturado e mantido em equilíbrio com uma pressão de sucção de 33 kPa. Assim, a intensidade com que o solo retém a umidade que nele fica é equivalente ao valor da pressão de extração aplicada. Entretanto, não há um consenso sobre o valor da tensão associada à capacidade de campo (cc), tendo muitos trabalhos utilizado tensões de 33 kPa e 10 kPa que seriam correspondentes à umidade retida na capacidade de campo *in situ* (SWAIN & SCOTTER, 1988). Na prática, valores de 33 kPa seriam mais indicados para siltes e argilas.

Assim, considerando-se que a umidade retida para uma sucção de 33 kPa seja equivalente à capacidade de campo para o solo da camada de cobertura dos lisímetros, encontraram-se para o CP1 e CP2, respectivamente, valores de 39,1 % e 38,6 % para a capacidade de campo. Lins (2003) analisou amostras de um solo siltoso do Aterro de Muribeca e encontrou valores de "cc" num intervalo de 30 % a 39 %. Muitos autores citam valores de capacidade de campo na faixa de 34,7- 40,65 % para solo com textura argilosa (i.e. FREIRE, 1979; AZEVEDO, 1976; CARVALHO *et al*., 1995).

Mello *et al*. (2002) sugerem a estimativa da capacidade de campo através do ponto de inflexão da curva característica, ajustada a uma equação polinomial cúbica. Essa estimativa foi feita, tomando-se os cinco pontos iniciais da curva característica referente ao CP2, moldado na umidade ótima (Figura 4.10), tendo em vista que, na prática, para determinação da capacidade de campo, não importam os valores elevados de sucção. Esses dados foram ajustados a polinômio cúbico para a representação da curva característica do solo,

trabalhando-se com o logaritmo do potencial matricial em função da umidade volumétrica. O cálculo foi feito, utilizando-se a expressão seguinte:

$$\Theta = \frac{-c}{3d}$$

Sendo:

Θ = umidade volumétrica;

c, d = parâmetros de ajuste à equação $Log(\Psi) = a + bw_v + cw_v^2 + d\,w_v^3$; Ψ = sucção matricial (kPa).

O cálculo resultou numa capacidade de campo de 32,4 %, e esse valor equivale a uma sucção em torno de 1500 kPa, portanto, muito superior à sucção de 33 kPa, que seria correspondente à capacidade de campo do solo. É justificável que essa metodologia não tenha sido adequada, pois as curvas características obtidas nesse trabalho apresentam poucos pontos na fase inicial, e seriam desejáveis vários pontos para sucção na faixa de 0-100 kPa.

4.1.1.6 Concentração de metais

Ainda, com relação à caracterização das camadas de cobertura e impermeabilização de base das células experimentais, foi realizada determinação da concentração de metais totais cujos resultados são apresentados na Tabela 4.3. Neste caso, também foi realizada análise de, apenas, uma amostra de solo, e os resultados foram considerados representativos para os dois experimentos.

Os valores das concentrações de metais podem ser considerados dentro da normalidade para solos não contaminados com base em CETESB (2001). Vale destacar os elevados valores de ferro e alumínio que, certamente, se devem às características da rocha de origem e, possivelmente, ao processo de laterização, segundo o qual, por lixiviação, ocorre remoção de sílica coloidal e enriquecimento dos solos em ferro e alumina.

Dentre as propriedades do solo que afetam a retenção e mobilidade de metais pesados, estão o pH, a capacidade de troca de cátions (CTC), a quantidade de matéria orgânica, a quantidade e o tipo de fração argila (argilas silicatadas e óxidos) e a competição iônica (MATOS, *et al*., 2001). O solo empregado nos lisímetros é, praticamente, isento de matéria orgânica, e o mineral argílico predominante seria a caolinita que apresenta valores relativamente baixos de CTC, o que contribuiria para uma menor retenção de elementos metálicos. Já o pH medido no solo, em torno de 6,5, e o elevado teor de argila contribuiriam

para a diminuição da mobilidade dos metais, o que reduziria a possibilidade de contaminação dos resíduos com metais do solo de cobertura. Entretanto, durante a percolação de água de chuvas, através da camada de cobertura, certamente, ocorreu o carreamento de partículas do solo para a massa de resíduos. Por outro lado, o contato do lixiviado, na fase ácida, com a camada de base pode ter ocasionado a lixiviação de metais do solo, e, portanto, as concentrações de metais nos líquidos lixiviados dos dois experimentos, podem ter sido influenciadas pelas características do solo.

Tabela 4.3 - Concentração de metais no solo de cobertura e da impermeabilização de base dos lisímetros.

Elementos analisados	**Concentração**
Ca (%)	0,08
K (%)	0,13
Na (%)	0,02
Mg (%)	0,08
Fe (%)	5,4
P (%)	<0,03
Ti (%)	0,48
Mn (%)	<0,01
Al (%)	>10
Cd (ppm)	3,6
Cr (ppm)	68
Zn (ppm)	15
Pb (ppm)	72
Cu (ppm)	16
Zr (ppm)	63
Ni (ppm)	6,1
Mo (ppm)	<3
Li (ppm)	8
Sn (ppm)	<20
Sr (ppm)	82
Ba (ppm)	218

4.1.2 Caracterização inicial dos resíduos

Neste item, são apresentados os resultados da caracterização inicial dos resíduos frescos, realizada a partir de amostras coletadas antes do preenchimento de cada lisímetro. Os procedimentos de coleta e da preparação de amostras bem como os principais itens analisados, cujos resultados serão aqui discutidos, estão indicados na Figura 3.12.

Dentro dos recursos financeiros e de materiais disponíveis, procurou-se fazer uma caracterização inicial detalhada para subsidiar a análise dos dados obtidos durante o monitoramento do processo de degradação, facilitar comparações com outras pesquisas que venham a ser desenvolvidas, bem como fornecer informações mais consistentes acerca das características dos RSU da cidade do Recife-PE, até o momento não disponíveis. Caracterizações mais detalhadas são necessárias, pois o apelo por soluções mais eficazes para o tratamento de RSU, no sentido de minimizar os riscos de impactos ambientais negativos, tem exigido um conhecimento cada vez mais aprofundado desses resíduos.

4.1.2.1 Caracterização física dos resíduos

Composição gravimétrica

A segregação e a pesagem dos diversos componentes do lixo para determinação da composição gravimétrica, feita a partir de amostras da massa de resíduos, utilizada para o preenchimento de cada um dos lisímetros, resultaram nos gráficos apresentados nas Figuras 4.12 e 4.13, nos quais se observam as distribuições percentuais por categorias (a) e por subcategorias (b). Vale lembrar que a Figura 4.13 refere-se à composição dos resíduos, recalculada com base na composição inicial, após a retirada de 50 % da massa de plásticos. Considerando que a retirada dos plásticos foi feita, intencionalmente, de forma aleatória admitiu-se que os diversos componentes dessa categoria mantiveram a mesma proporção da caracterização inicial.

A composição do lixo utilizado no Lisímetro 1 (Figura 4.12) apresentou teor de matéria orgânica (45,5 %) relativamente baixo e teor de plástico (19,9 %), relativamente elevado para a região Nordeste. Melo & Jucá (2000) citam para o aterro de Muribeca, valores em torno de 60 % e 8 % para matéria orgânica e plástico, respectivamente. Entretanto, Lima *et al*. (2002) apresentaram dados da composição gravimétrica de resíduos frescos destinados ao aterro da Muribeca, com 48,9 % de matéria orgânica e 24,7 % de plásticos. Estudos recentes da composição do lixo da Cidade do Recife, incluindo 8 rotas de coleta, revelaram

valores médios de 46,3 % de matéria orgânica e 19,4 % de plásticos (MARIANO *et al.*, 2007) que se aproximam bastante dos percentuais do Lisímetro 1.

O percentual de plástico, relativamente alto, reflete o crescimento do consumo das principais resinas termoplásticas (PEBD, PEAD, PP, PS, PVC e PET) que, no Brasil, aumentou em quase 100 % de 1987 a 1998 (PLASTIVIDA, 2004). Dados da composição dos RSU de outras grandes cidades, como Salvador, São Paulo, Rio de Janeiro e Brasília mostram, respectivamente, teores de plásticos de 17,1 %, 22,9 %, 16,8 % (D'ALMEIDA & VILHENA, 2000) e 15 % (JUNQUEIRA, 2000).

No segundo nível de desagregação (Figura 4.12b), observa-se que, aproximadamente, 72 % dos resíduos plásticos são representados por PEAD, PEBD e PP. O polipropileno (PP), de acordo com Tchobanoglous *et al*. (1993), representa cerca de 16 % dos resíduos plásticos produzidos, e a presença de PEAD nos RSU, conforme Cruz & Zanin (1999), é estimada em torno de 30 % do total dos resíduos plásticos rígidos descartados, perdendo o primeiro lugar, apenas, para o PET que é estimado em 60 %. Portanto, o PET que é uma das resinas mais consumidas, deveria aparecer numa proporção bem maior, mas representou apenas 5 % do peso total de plásticos, o que se deve, provavelmente, à ação de catadores de rua, reduzindo o percentual enviado para o aterro, uma vez que esse tipo de resina está dentre as mais valorizadas no mercado da reciclagem. A constatação da redução desse tipo de plástico no aterro é muito importante pois, o formato, predominantemente volumoso, das embalagens PET, dificulta a compactação dos resíduos e contribui para a formação de grandes vazios, reduzindo a vida útil do aterro.

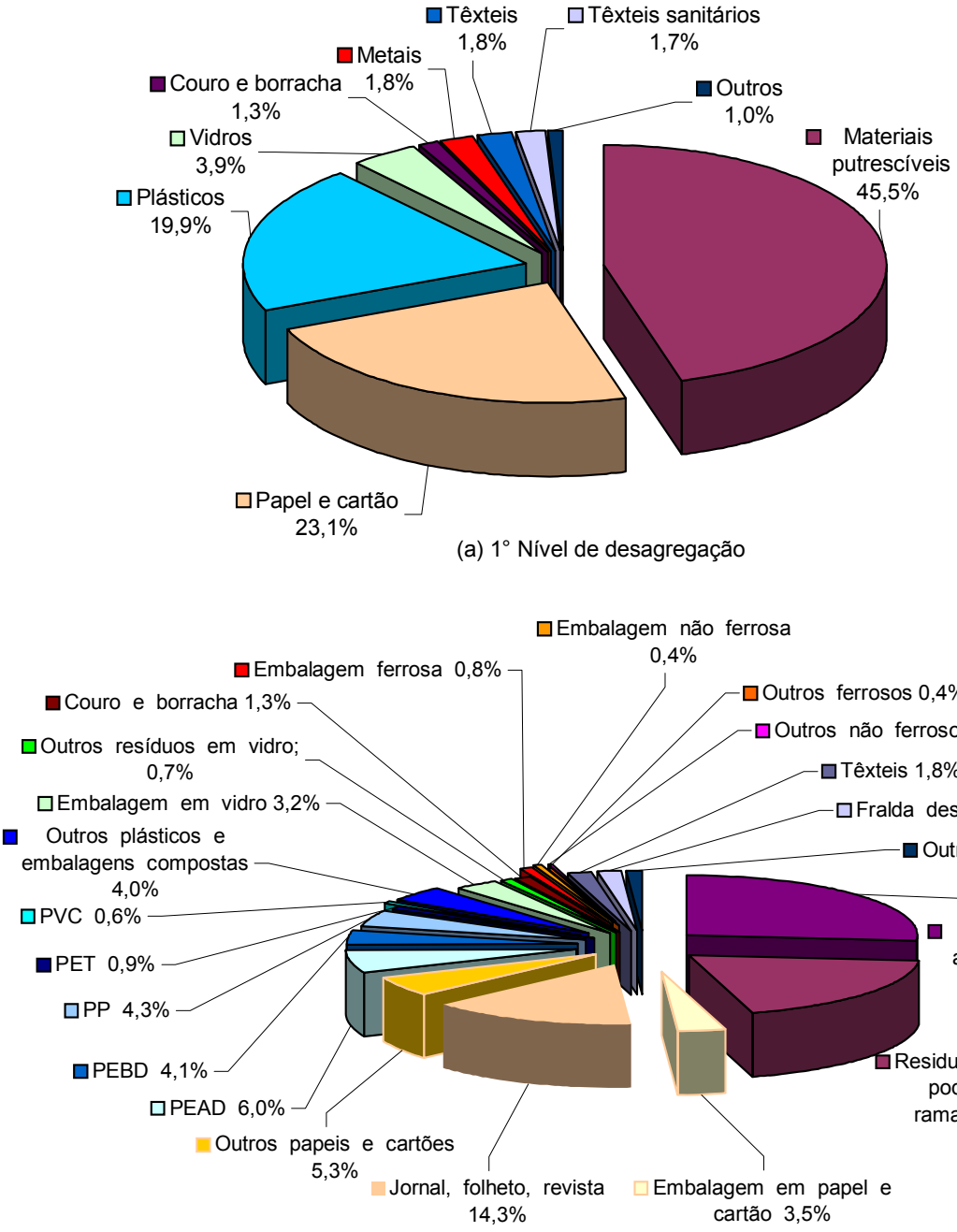
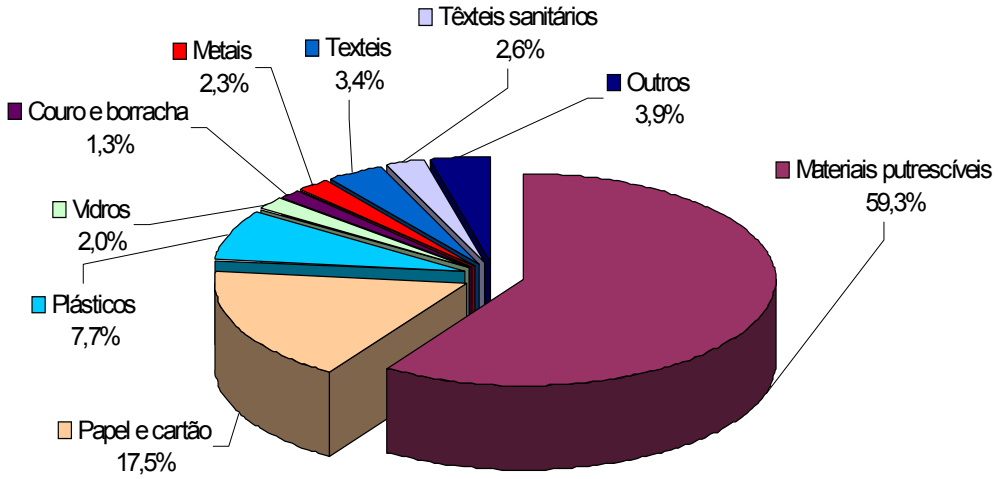
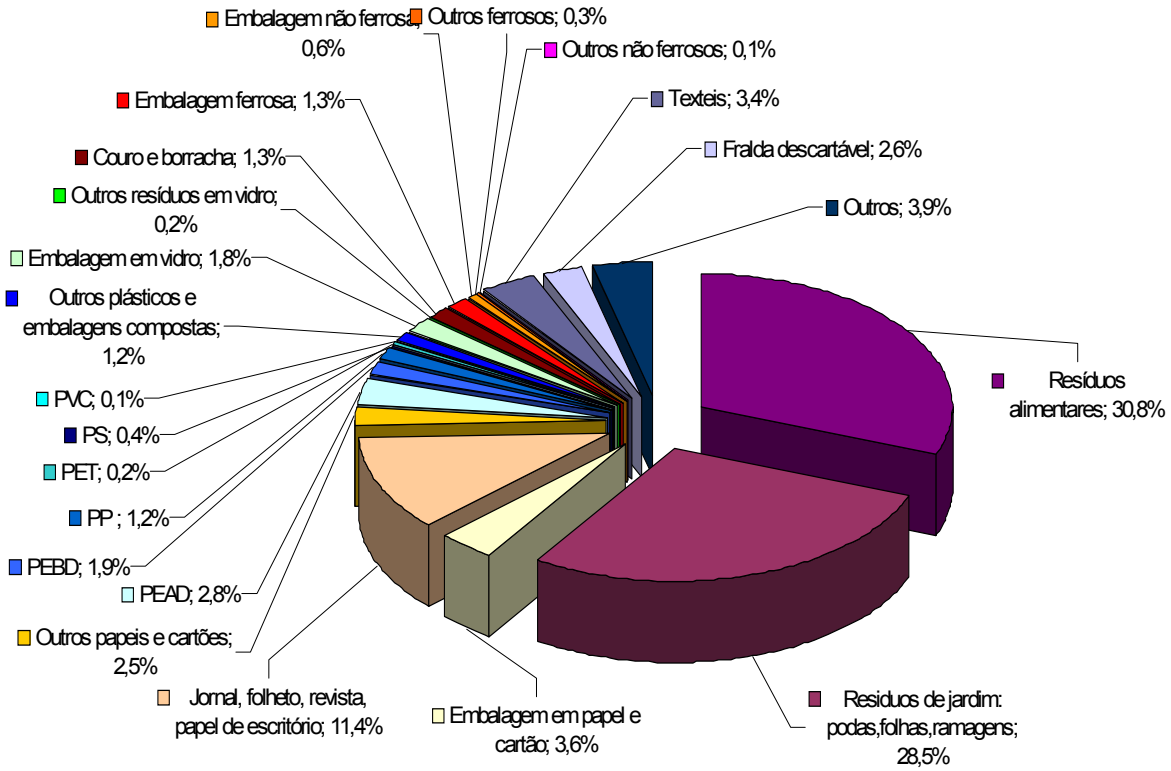


Figura 4.12 - Composição gravimétrica dos resíduos utilizados no preenchimento do L1 em relação ao peso úmido.



1º Nível de desagregação



2º Nível de desagregação

Figura 4.13 - Composição gravimétrica dos resíduos utilizados no preenchimento do L2, em relação ao peso úmido.

O item “outros plásticos” se refere aos tipos não indicados na Figura 4.12b, como o polietileno de média densidade, que não consta no sistema internacional de codificação de plásticos e às embalagens compostas por dois ou mais tipos de resinas. A distribuição percentual entre os tipos de plásticos referentes aos resíduos do L1 foi muito próxima daquela encontrada nos resíduos do Lisímetro 2 (Figura 4.13b).

Na Figura 4.12b, verifica-se que dos 45,5 % da fração facilmente degradável, 19,1 % era constituída de resíduos verdes provenientes de podas e, certamente, da varrição de ruas, pois nas áreas que contribuíram para a coleta, especialmente no Bairro de Casa Forte, existe uma intensa arborização. No Lisímetro 2, a fração referente à matéria orgânica putrescível representou 59,3 % (Figura 4.13), e a proporção de resíduos verdes foi ainda maior, atingindo 28,5 %.

A categoria papel e papelão dos resíduos utilizados no enchimento do L1, apresentou um percentual superior ao do L2, entretanto a proporção entre os componentes dessa categoria, indicada no 2° nível de desagregação, foi aproximadamente igual para as duas células experimentais. Dentre as demais categorias (têxteis, couro e borracha, metal e vidro) menos importantes do ponto de vista quantitativo, apenas o vidro apresentou um percentual relativamente maior no Lisímetro 1.

A comparação entre análises gravimétricas de RSU, obtidas em relação no peso úmido, deve ser feita com cautela, quando não há referência ao teor de umidade da amostra. Isso porque o valor do teor de umidade, no momento da caracterização, pode alterar significativamente, o resultado. Nessa pesquisa, considerando-se que os teores de umidade dos resíduos utilizados nos dois experimentos foram praticamente iguais, os dados da caracterização podem ser comparados entre si, sem maiores problemas.

Finalmente, com base no trabalho de Aguilar-Juarez (2000), a Tabela 4.4 apresenta o resumo da classificação dos resíduos, de acordo com a biodegradabilidade, indicando a distribuição dos percentuais de cada classe nos dois lisímetros. O item “plásticos” ficou incluído na classe de “não degradáveis”, tendo em vista o tempo de monitoramento considerado neste trabalho.

Tabela 4.4 - Classificação dos resíduos segundo, a biodegradabilidade.

Classe	Percentual	
	L 1	L 2
[1]Facilmente degradáveis	45,5	59,3
[2]Moderadamente degradáveis	23,1	17,5
[3]Dificilmente degradáveis	3,1	4,7
[4]Não degradáveis	25,6	12,0

1 – Materiais putrescíveis; 2 – Papel e papelão; 3 – Borracha, couro (tratado), trapos; 4 – vidro, metal, plástico.

Granulometria dos resíduos

A Figura 4.14 mostra o resultado da composição granulométrica do lixo, obtida pelo método do peneiramento. Observa-se que o teor de finos foi de 22,5 % e 26,8 %, nessa ordem, para os Lisímetros 1 e 2. Esse teor de finos foi determinado com base na Metodologia do REMECOM - *Réseau Européen de Mesures pour la Caractérisation des Ordures Ménagére* (DEFRA, 2004), que admite como finos os elementos menores do que 20 mm. A curva granulométrica referente ao L2 está deslocada para a esquerda e, portanto, apresenta uma textura mais fina em toda a faixa de tamanhos analisados. Isso se deve, principalmente, à retirada de metade do teor de plásticos, cuja granulometria é predominantemente maior que a maioria dos demais componentes do lixo.

Na Figura 4.14, verifica-se, ainda, que as curvas encontram-se dentro da faixa granulométrica proposta por Jessberger (1994). Por outro lado, encontram-se fora da faixa granulométrica estabelecida por Tchobanoglous *et al*. (1993) como base em dados de Hasselriis (1984) e Winkler & Wilson (1973). Entretanto, esses dados parecem se referir ao tamanho dos resíduos medidos na fonte, o que é diferente daqueles que chegam ao aterro, após serem compactados nos caminhões coletores. De qualquer modo, a comparação desses resultados com os dados da literatura deve ser feita com cautela, tendo em vista a falta de uma padronização mínima para o ensaio.

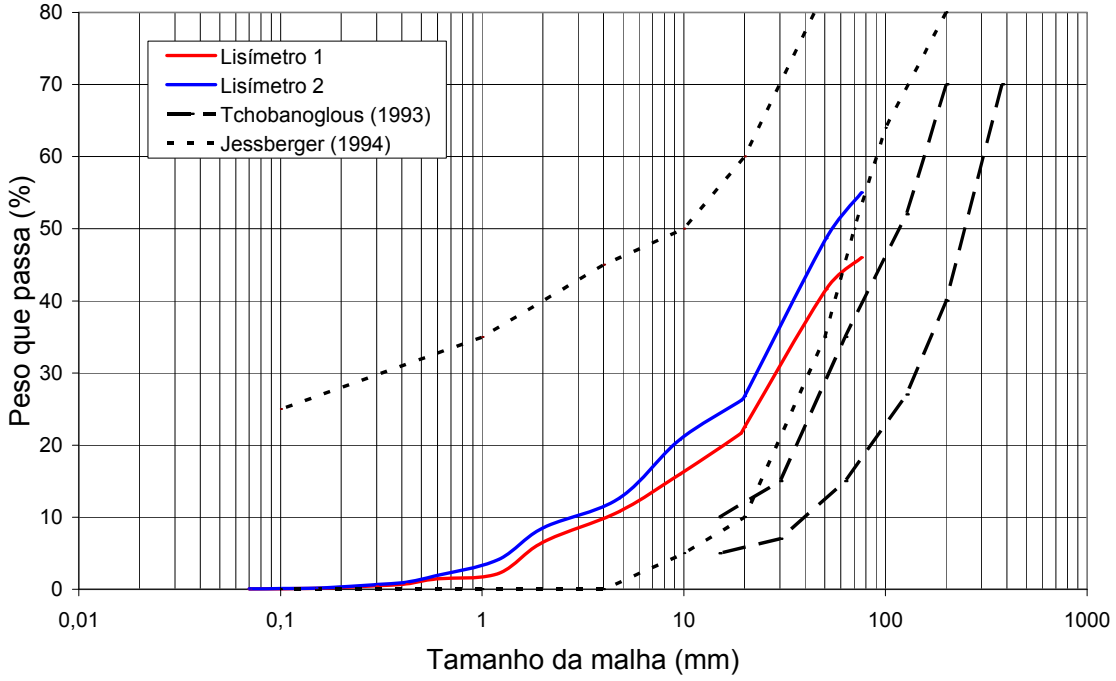


Figura 4.14 - Curvas granulométricas dos resíduos utilizados nos lisímetros.

Compactação dos resíduos

Ainda em relação à caracterização física dos resíduos, foram feitos ensaios de compactação que resultaram nas curvas apresentadas na Figura 4.15. Os resultados mostram que o formato das curvas tem o mesmo aspecto daquele observado para solos, ou seja, curvas parabolóides nas quais há um determinado ponto para o qual a massa específica é máxima. Essa semelhança não foi observada por Marques *et al.* (2002) que analisaram ensaios de compactação de RSU nas condições de campo. Por outro lado, o comportamento relativo das curvas de compactação (Figura 4.15) foi diferente daquele esperado para os solos, pois para materiais de mesma origem, aqueles de textura mais grossa apresentam normalmente, valores de $\rho_{d\ máx}$ maiores do que os de textura mais fina. No Lisímetro 2, em que a textura do lixo é mais fina, o valor de "$\rho_{d\ máx}$" foi maior. Isso se justifica, possivelmente, pelo menor teor de plásticos que facilitaria o entrosamento das partículas melhorando a trabalhabilidade dos resíduos. Além disso, o maior teor de plásticos no Lisímetro 1 seria suficiente para conferir à massa de resíduos uma maior elasticidade, dificultando o processo de compactação. Esse comportamento foi observado no ensaio de laboratório e, principalmente, durante o enchimento dos lisímetros em que se verificou que a redução volumétrica definitiva do lixo, quando se tinha muito plástico, ocorria muito mais pela aplicação de sobrecargas do que pela energia empregada na compactação.

Em relação à umidade ótima (w_{ot}), verifica-se que foi relativamente menor para os resíduos do L1. Isso pode ser explicado pelo maior teor de plásticos e menor teor de matéria orgânica nessa célula experimental, que contribuiria para a redução da absorção de água em virtude da natureza do material e das dimensões das partículas. Esse comportamento é semelhante ao esperado para os solos, pois aqueles de textura mais fina e, portanto, com maior superfície específica, apresentam maiores valores de umidade ótima.

A Tabela 4.5 mostra os dados de umidade e massa específica dos resíduos no estado solto e após a compactação nos lisímetros. A umidade da caracterização inicial dos resíduos frescos foi de, aproximadamente, 52% para os dois lisímetros, indicando que a umidade natural dos resíduos estava bem acima do que seria a umidade ótima de compactação (Figura 4.15). Teores de umidade na faixa de 40-60 % podem ser considerados normais para as condições brasileiras (BIDONE & POVINELLI, 1999). Essa mesma faixa de valores também foi observada na Espanha para RSU, em estado fresco (PALMA, 1995).

Os valores da massa específica de campo, ou seja, após a compactação nos lisímetros (Tabela 4.5), foram coerentes com aqueles observados nos ensaios de laboratório. No Lisímetro 2, a massa específica aparente (ρ_d) apresentou um valor mais elevado, sugerindo, também, uma influência da composição dos resíduos na compactação do lixo. Embora haja uma aparente relação entre as compactações de campo e de laboratório, os dados devem ser vistos com muita cautela em virtude da escala, pois, no laboratório, o volume utilizado no ensaio de Proctor é muito pequeno.

Em termos absolutos, os valores de "ρ_d" obtidos no laboratório foram consideravelmente maiores do que aqueles obtidos no campo, mesmo se comparando com os valores de ρ_d dos ensaios de Proctor para a umidade de compactação do lixo em cada um dos lisímetros (Tabela 4.5). Isso seria justificável em virtude da escala, da reutilização da amostra no ensaio e da granulometria dos resíduos que foram recortados e reduzidos a um tamanho máximo de 10 cm para utilização no ensaio de Proctor.

Os valores da massa específica, em torno de 700 kg/m^3, obtidos após a compactação do lixo nos dois lisímetros, podem ser considerados dentro da faixa de variação típica de aterros de RSU que, geralmente, vai de 300 kg/m^3 até 1400 kg/m^3. A depender da fonte consultada, RSU com massa específica de 700 kg/m^3 pode ser considerado bem compactado (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993) ou moderadamente compactado (FASSET *et al*., 1994). Em projetos de aterros, são considerados valores de 700 a 850 kg/m^3 (JUCÁ, 2007).

Normalmente os valores da massa específica aparente são relativos aos resíduos úmidos. Isso porque, na prática da gestão de RSU, na maioria das vezes, o que mais interessa

é a massa total dos resíduos que serão depositados e o volume total ocupado por estes. Entretanto, esse valor é suscetível a grandes variações em função, simplesmente, da variação do teor de umidade do lixo e sem nenhuma alteração da massa seca de resíduos a ser degradada, nem do volume ocupado por ela. Sendo assim, seria recomendável, para fins de comparação, utilizar sempre a massa especifica aparente seca como indicado na Tabela 4.5.

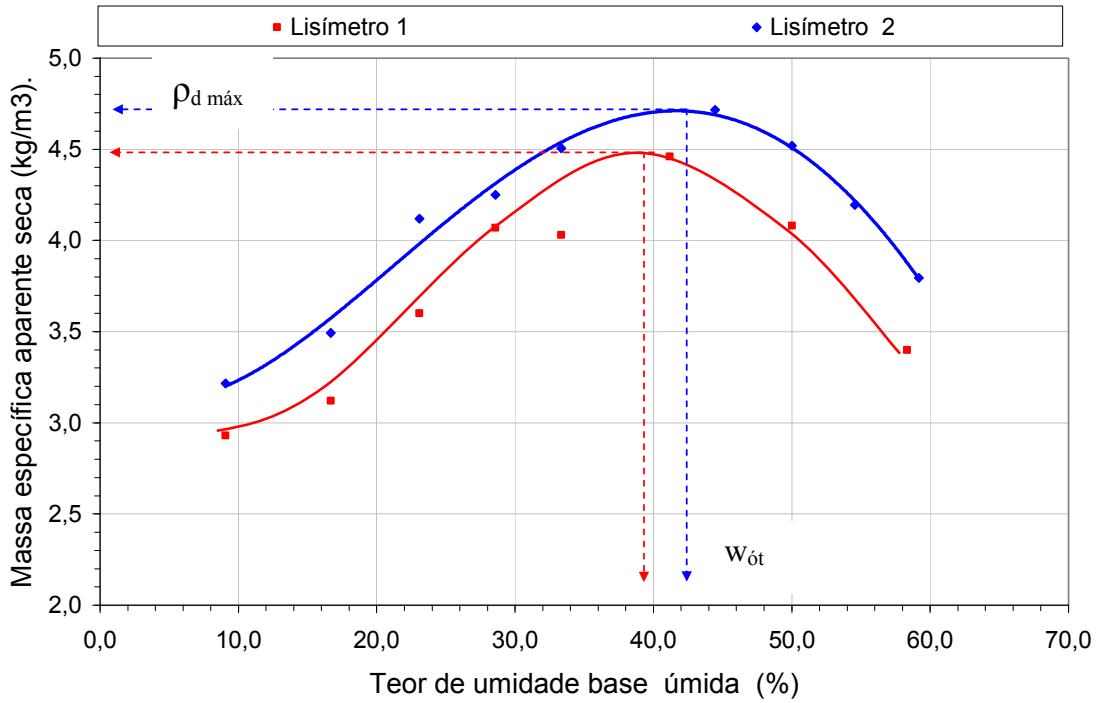


Figura 4.15 - Curvas de variação da massa específica aparente seca dos resíduos em função da umidade - Ensaio de Proctor normal.

Tabela 4.5 - Parâmetros de caracterização física dos resíduos utilizados no preenchimento dos Lisímetros 1 e 2.

Parâmetro	**L 1**	**L 2**
Umidade na base úmida (%)	51,9	52,4
Massa específica aparente solta (kg/m^3)	227	295
Massa específica aparente seca solta (kg/m^3)	109	140
Massa específica aparente após compactação no lisímetro (kg/m^3)	661	735
Massa específica aparente seca após compactação no lisímetro (kg/m^3)	318	350
Teor de finos < 20mm (%)	22,5	26,8

4.1.2.2 Caracterização físico-química inicial dos resíduos

A Tabela 4.6 mostra os resultados da caracterização físico-química dos resíduos frescos utilizados para o preenchimento dos dois lisímetros. Os parâmetros analisados incluem pH, Eh, condutividade, carbono (C), hidrogênio (H), nitrogênio (N), DQO e metais totais.

O pH inicial dos resíduos utilizados no Lisímetro 1 foi 6,1. Esse valor pode ser considerado dentro da normalidade, pois a maior fração dos resíduos analisados é composta por restos de alimentos e de plantas, e a maioria dos alimentos e dos vegetais são ácidos ou ligeiramente ácidos. Entretanto o pH de 5,5, medido nos resíduos aterrados no Lisímetro 2, pode ser considerado um pouco abaixo do esperado para RSU frescos. Esse valor pode ser decorrente já do acúmulo de ácidos orgânicos em quantidade suficiente para alterar o pH, devido à fermentação inicial do lixo, que se inicia antes mesmo de chegar ao aterro e que parece ter sido mais intensa para os resíduos do L2, como sugere a quantificação de microorganismos indicada na Tabela 4.7. A influência da decomposição inicial dos resíduos (antes de chegar ao aterro) na redução do pH, pode ser notada, por exemplo, no processo de compostagem de RSU em que, de acordo com Jahnel *et al*. (1999), nas primeiras 72 horas o pH pode atingir valores menores que 5. Como se sabe, muitas vezes, o tempo decorrido entre a geração dos resíduos e a sua chegada ao aterro pode ser bem superior a 24 horas e, assim, haveria tempo suficiente para uma alteração considerável no valor desse parâmetro. O pH mais baixo possibilita uma maior solubilização de sais, o que pode ter influenciado a condutividade elétrica que foi um pouco maior nos resíduos do L2 (Tabela 4.6).

A análise elementar da fração orgânica (Tabela 4.6) indica um valor da relação Carbono/Nitrogênio (C/N) de, aproximadamente, 35 para os resíduos do Lisímetro 1, que pode ser considerado relativamente alto, e um valor de 24 para o Lisímetro 2. Na digestão anaeróbia, uma relação (C/N) de 25 parece ser um valor crítico. Acima disso, o nitrogênio pode ser um nutriente limitante (KAYHANIAN & HARDY, 1994; ÖSTMAN *et al.,* 2006) e valores baixos, da ordem de 10 a 15, podem provocar toxicidade com a liberação de amônia (TCHOBANOGLOUS *et al*., 1993). Por outro lado, para a compostagem de RSU, a relação C/N inicial ótima parece estar entre 30 a 40 (PEREIRA NETO & MESQUITA, 1992).

Os resultados iniciais da relação C/N, embora bem diferentes, podem ser considerados dentro da faixa de valores esperados para RSU. Valores numa faixa de 20 a 42 para amostras de um aterro, coletadas em profundidades de 6 m a 10 m, são citados por Östman *et al*. (2006).

Tabela 4.6 - Caracterização físico-química inicial dos resíduos utilizados no preenchimento dos lisímetros.

Parâmetro	L 1	L 2
pH	6,1	5,5
Eh	-	114,2
Condutividade (µs/cm)	1,37	2,0
Sólidos voláteis (%)	58,8	78,2
DQO (g O_2 . kg^{-1})	1332	1095
Fósforo (mg . kg^{-1})	481	1781
Nitrogênio (%)	1,01	1,6
Carbono (%)	35,16	38,58
Hidrogênio (%)	5,11	5,71
Ca (%)	2,2	2,5
K (%)	0,88	0,7
Na (%)	1,4	0,33
Mg (%)	0,56	0,23
Fe (%)	0,64	1,6
P (%)	0,16	0,15
Ti (%)	0,05	0,07
Mn (%)	< 0,01	< 0,01
Al (%)	< 0,01	2,3
Cd (ppm)	3,8	< 3
Cr (ppm)	403	992
Zn (ppm)	50	89
Pb (ppm)	16	23
Cu (ppm)	28	39
Zr (ppm)	12	51
Ni (ppm)	207	344
Mo (ppm)	38	62
Li (ppm)	3,2	< 3
Sn (ppm)	101	< 20
Sr (ppm)	97	110
Ba (ppm)	163	308

O teor de sólidos voláteis (SV), parâmetro muito utilizado para medida do estado de biodegradabilidade da fração orgânica de RSU, apresentou um valor relativamente baixo para os resíduos do Lisímetro 1 (Tabela 4.6), sendo bem inferior ao observado para os resíduos do Lisímetro 2. Considerando-se a caracterização gravimétrica dos resíduos (Figuras 4.12 e 4.13), não era de se esperar uma diferença tão grande. Valores de SV na faixa de 75 – 79 % (BARLAZ *et al*., 1990; PALMISANO & BARLAZ, 1996) e da ordem de 85 % (KELLY, 2002) são citados na literatura internacional. Para resíduos frescos coletados na

chegada ao aterro da Muribeca, Lima *et al*. (2002) encontraram valores de SV de aproximadamente 86 %.

A Tabela 4.6 ainda mostra a concentração de metais relativa aos elementos maiores e elementos-traço medida em amostras da fração biodegradável dos resíduos. Observa-se que, com relação aos principais metais pesados, termo que se aplica a elementos que têm peso específico maior que 5 $g.cm^{-3}$ ou que possuem um número atômico maior que 20, apenas o cromo e o níquel apresentaram valores relativamente mais altos. Mesmo assim, estão bem abaixo das concentrações máximas permitidas, por exemplo, para lodo destinado ao uso agrícola na União Européia e Estados Unidos cujos valores são superiores a 1000 ppm para o cromo e 400 ppm para o níquel (ANDREOLI *et al*., 1997). Elementos, como chumbo, cobre e zinco, apresentaram concentrações bem abaixo até dos valores de alerta para metais em solos do Estado de São Paulo (CETESB, 2001). O valor de alerta foi estabelecido como sendo a menor concentração que causa alguma fitotoxicidade, considerando o cenário agrícola e a área de proteção máxima. Em relação à análise de metais do solo de cobertura (Tabela 4.3), verifica-se que os teores de chumbo nos resíduos foram até inferiores, e a concentração de Cd nos resíduos do Lisímetro 2 foi aproximadamente igual àquela observada no solo.

Nesse aspecto, é importante frisar que, em RSU, as frações consideradas não degradáveis biologicamente são responsáveis por quantidades consideráveis de metais pesados, a exemplo dos plásticos, que são a principal fonte de Cd, e ligas metálicas que concentram quantidades importantes de Pb, Cu, Cr e Ni, dentre outros. Desse modo, é possível que durante a decomposição dos resíduos, a concentração de metais-traço na fração biodegradável possa aumentar devido aos processos de lixiviação.

Ainda com relação à caracterização físico-química, foram feitas análises de difração de Raios-X nas amostras dos resíduos utilizados em cada lisímetro, cujos resultados podem ser visualizados nas Figuras 4.16 e 4.17. Essa é uma análise difícil de ser interpretada para RSU devido à falta de um padrão. Entretanto, o aparecimento de vários picos de intensidades importantes indica a presença de quantidades consideráveis de estruturas cristalinas nas duas amostras, o que não era de se esperar, pois a maior parcela dos RSU não possui ordenamento cristalográfico e, portanto, é amorfa. Como já dito anteriormente, uma parcela dos resíduos da coleta regular da cidade do Recife (PE) é proveniente da varrição de ruas e logradouros, portanto parte desses picos podem ser referentes à minerais de solos.

A difração de Raios-X pode ser utilizada, por exemplo, para estudar um cristal tetragonal de um aminoácido. Os padrões de difração de macromoléculas biológicas são bastante complexos, uma vez que estas entidades são grandes e sofisticadas, mas a utilização

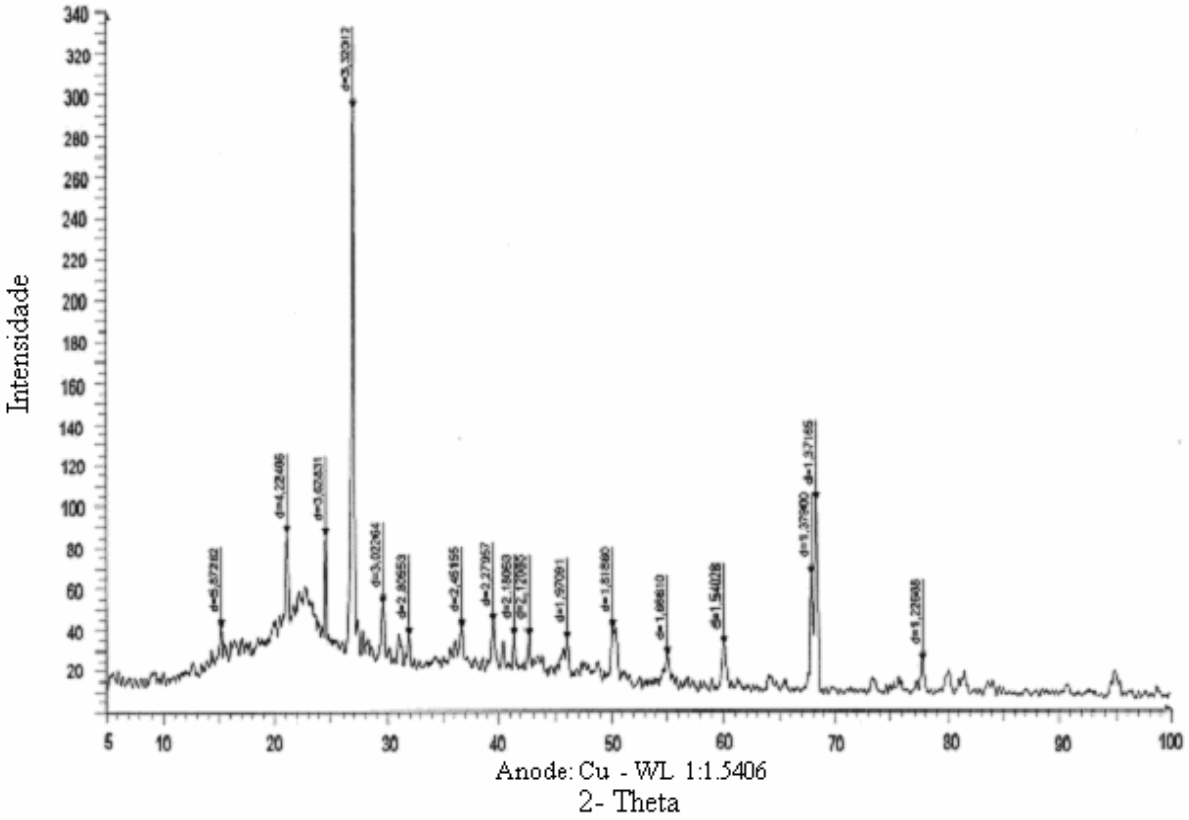


Figura 4.16 - Difratograma de Raios-X referente aos resíduos do Lisímetro1.

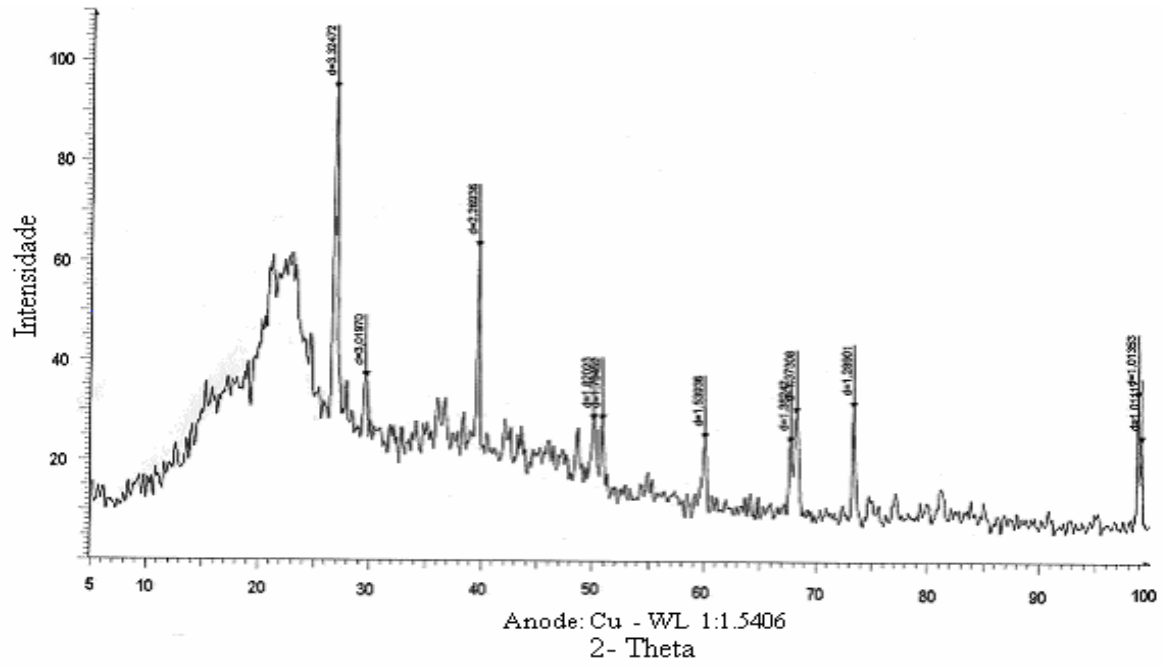


Figura 4.17 - Difratograma de Raios-X referente aos resíduos do Lisímetro 2.

de programas de computador pode simular os padrões e comparar os resultados com as medidas (ITO, 2004; AZEVEDO JR, 2004). Sendo assim, essas análises podem ser úteis para o estudo da degradação de RSU. Os primeiros resultados de difração de Raios – X da fração orgânica de RSU, apresentados neste trabalho, servem mais como um incentivo à pesquisa, no sentido de detalhar, cada vez mais a caracterização desses resíduos.

4.1.2.3 Caracterização microbiológica dos resíduos frescos

Na Tabela 4.7, observa-se que os resíduos no estado fresco, antes do preenchimento das células experimentais, apresentavam um NMP de coliformes totais e coliformes termotolerantes bastante elevado. Esse fato pode ser explicado, provavelmente, pela presença de um teor relativamente alto de têxteis sanitários – fraldas descartáveis - (Figuras 4.12 e 4.13) e, também, devido ao "papel higiênico" que, no Brasil, tradicionalmente, não é descartado no vaso sanitário e, portanto, é enviado para o aterro de RSU. Contribuem, ainda, para o elevado NMP de coliformes, as fezes de animais domésticos que podem ser descartadas junto ao lixo residencial. Por outro lado, os resíduos analisados neste trabalho foram provenientes, em parte, da varrição de ruas e logradouros, podendo conter quantidades significativas de fezes de animais. Dados da literatura internacional (DONNELLY & SCARPINO, 1983; PAHREN, 1987 *apud* GERBA, 1996) sugerem que o material fecal presente em RSU seria predominantemente de origem animal.

Na literatura, encontram-se resultados da caracterização inicial de RSU, utilizados em lisímetros, que indicaram concentrações de coliformes totais e termotolerantes da ordem de 10^7 - 10^8 UFC/g (KINMAN *et al*., 1986) e em aterro com nove anos de idade, numa faixa de 10^1 - 10^5 UFC/100g (DONNELLY & SCARPINO, 1983 *apud* GERBA, 1996).

Tabela 4.7 - Caracterização microbiológica inicial dos resíduos utilizados no preenchimento dos lisímetros.

Microrganismos aeróbios	Lisímetro 1	Lisímetro 2
Coliformes termotolerantes (NMP/g de ST)	$2{,}4 \times 10^7$	$3{,}36 \times 10^7$
Coliformes totais (NMP/g de ST)	$2{,}4 \times 10^7$	$3{,}36 \times 10^7$
Pseudomonas aeruginosa (NMP/g de ST)	$2{,}4 \times 10^2$	$3{,}36 \times 10^7$
Fungos (UFC/g de ST)	$5{,}6 \times 10^5$	$2{,}52 \times 10^6$
Celulolíticos (NMP/g de ST)	$1{,}4 \times 10^3$	$9{,}66 \times 10^3$
Amilolíticos (NMP/g de ST)	$3{,}2 \times 10^3$	$2{,}31 \times 10^6$
Proteolíticos (NMP/g de ST)	$1{,}7 \times 10^4$	$5{,}04 \times 10^6$
Heterotróficos (UFC/g de ST)	$6{,}1 \times 10^9$	$2{,}52 \times 10^6$

ST = Sólidos totais.

Os coliformes termotolerantes, subgrupo das bactérias do grupo coliforme e que constituem a sua grande maioria, são utilizados como indicador de poluição fecal e da presença de microrganismos patogênicos. Nesse sentido, pode-se dizer que os resíduos utilizados nos dois experimentos apresentavam o mesmo potencial de contaminação por patógenos. Para se ter a noção da magnitude do NMP determinado, que foi da ordem de 10^7/g de ST (Tabela 4.7), valores acima de 2,5 x 10^3 por 100 ml tornam os corpos d'água impróprios à balneabilidade, conforme Resolução do CONAMA nº 274 /2000. Em lodo de esgoto, coliformes totais e termotolerantes foram encontrados em concentrações da ordem de 10^6 a 10^8 UFC/g de ST (DUDLEY *et al*., 1980 *apud* GERBA, 1996; GERBA, 1996).

No mesmo período da construção do Lisímetro 1, seguindo a mesma metodologia foram analisadas amostras coletadas na Célula 8 do Aterro da Muribeca, que contem lixo de idades, variando de 1 a mais de 15 anos. As análises revelaram valores numa faixa de 10^1 – 10^4 (NMP/g) para coliformes totais e coliformes termotolerantes.

Os fungos, que aparecem em quantidades da ordem de 10^5 - 10^6 UFC/g de ST, além de patógenos oportunistas, são organismos saprófagos e podem ser importantes na decomposição da matéria orgânica em aterros de resíduos sólidos urbanos, especialmente na fase aeróbia inicial, pois a imensa maioria desses organismos são aeróbios obrigatórios, crescendo apenas na presença de oxigênio molecular. Todavia, certas leveduras fermentadoras, aeróbias facultativas, desenvolvem-se em ambientes com pouco oxigênio, ou mesmo na sua ausência, como indicam estudos de Hang *et al*. (2001) mostrando que espécies de fungos associados com o ambiente anaeróbio do rúmen, também estão presentes em aterros de RSU.

Na qualidade de organismos patogênicos, existe especial interesse nas espécies do gênero Aspergillus, freqüentemente encontrada em composto de RSU (GERBA, 1996), que causam afecções micóticas, atingindo, especialmente, o trato respiratório do homem e de certos animais.

Os ambientes com pH entre 5 e 6, com elevadas concentrações de açúcar e alta pressão osmótica, favorecem o desenvolvimento dos fungos em contato com o ar (MADIGAN *et al*., 2002), e o pH de 5,6 é considerado o valor ótimo para a maioria delas (METCALF & EDDY, 1991). Portanto, o pH do lixo, ácido a levemente ácido (Tabela 4.6), parece ter favorecido o desenvolvimento desses microrganismos e pode ter contribuído para uma concentração de fungos, inicialmente maior nos resíduos do Lisímetro 2 que apresentou pH = 5,5 e NMP = 2,5 x 10^6. Concentrações de fungos da ordem de 4 x 10^5 por grama, são

citadas como referência para solo agrícola fértil (PELCZAR *et al*, 1996), um dos ambientes mais favoráveis ao desenvolvimento de uma grande variedade de microrganismos.

A espécie *Pseudomonas aeruginosa* apresentou, comparativamente, a maior diferença entre as concentrações microbianas (NMP/g), obtidas inicialmente em cada um dos lisímetros, tendo sido cerca de 10^5 vezes maior nos resíduos do Lisímetro 2. Valores da ordem de 10^3 (NMP/mL) podem ser encontrados em ambientes naturais (CARSON *et al*., 1972) e da ordem de 10^5 e 10^4 NMP/mL em lodo de água residuária antes e após o tratamento em digestor anaeróbio (BENATTI *et al*., 2002). Portanto, o valor inicialmente determinado para os resíduos do Lisímetro 2 (Tabela 4.7) pode ser considerado muito elevado.

Ainda na Tabela 4.7, observa-se que, dentre os microrganismos decompositores de celulose, amido e proteínas, os proteolíticos apareceram em maior quantidade, seguidos dos amilolíticos e celulolíticos. A composição da matéria orgânica dos RSU e a presença de substratos facilmente degradáveis e, portanto, mais competitivos parecem que são determinantes para a distribuição relativa dessa população microbiana. Assim, os microrganismos celulolíticos tenderiam a diminuir, em termos relativos, na presença de substratos competitivos, como o amido. O crescimento, relativamente maior de proteolíticos seria pela presença de compostos à base de proteína facilmente degradável. Valores da ordem de 10^9 células/grama desses três grupos de bactérias foram encontrados no rúmen de bovinos, e estudos mostram que a proporção desses grupos microbianos variam em função de dietas mais ou menos ricas em celulose, amido e proteínas (KHAMPA *et al*., 2005). A maior proliferação de proteolíticos pode ser explicada, também, pela maior resistência desse grupo bacteriano à acidez do meio e pela ausência de competidores, que intervêm no ciclo do nitrogênio, especialmente, em pH ácido.

As concentrações de microrganismos dos grupos analisados e da espécie *P. aeruginosa* foram maiores nos resíduos do Lisímetro 2. Isso, certamente, pode ser explicado devido ao maior teor de matéria orgânica facilmente degradável nesse lisímetro e às condições climáticas reinantes no período de coleta. Os resíduos utilizados no L2 foram coletados num período chuvoso com elevados valores de umidade relativa do ar. Foram registradas precipitações pluviométricas no dia da coleta (12/07/05) e nos seis dias anteriores, conforme dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2005), o que teria contribuído para uma maior proliferação de microrganismos. Por outro lado, para o enchimento do L1, os resíduos foram coletados num período mais seco e não foram registradas precipitações pluviométricas no dia da coleta (24/08/04) e nem nos três dias que a antecederam. Foi possível observar que os resíduos utilizados no L2 apresentavam um maior teor de líquidos,

devido a quantidade de chorume que drenava dos caminhões coletores, ao chegarem ao aterro e durante a descarga. Mesmo assim, o teor de umidade determinado para esse Lisímetro foi, apenas, um pouco superior ao do Lisímetro 1, como indica a Tabela 4.5. Isso ocorreu, possivelmente, porque durante a coleta e o transporte, os resíduos são compactados dentro dos coletores, possibilitando o escoamento do excesso de líquido e logo após a descarga, a fração líquida livre, ou seja, aquela não absorvida pelas partículas do lixo, pode drenar facilmente. Os procedimentos de homogeneização e preparação da amostra para caracterização (Figura 3.11), certamente contribuíram para essa drenagem como também para a evaporação de uma parcela de umidade.

As concentrações iniciais dos grupos microbianos analisados foram mais elevadas no L2, portanto era de se esperar que a concentração da microbiota relativa aos heterotróficos aeróbios, estimada para os resíduos desse lisímetro, também fosse relativamente maior. Entretanto, a quantificação da população total de microrganismos em amostras de resíduos, muitas vezes, fica limitada aos meios de cultura que farão crescer, apenas, os tipos fisiológicos e nutricionais adequados ao meio utilizado, o que poderia justificar o valor mais elevado de heterotróficos no Lisímetro 1.

4.2 Monitoramento dos lisímetros

A fase de monitoramento, que se iniciou logo após a conclusão da camada de cobertura de cada lisímetro, foi planejada com o objetivo de acompanhar o comportamento dos vários parâmetros medidos inicialmente e de outros que envolveram os aspectos quantitativos e qualitativos do lixiviado. Assim, o monitoramento envolveu, em cada um dos experimentos, parâmetros relacionados à camada de cobertura, à massa de resíduos aterrados, à geração de gás e aos líquidos gerados, cujos resultados serão apresentados, preferencialmente, nessa ordem. Vale lembrar que os lisímetos não foram construídos na mesma época, existindo uma defasagem de 322 dias entre o início de monitoramento de um e de outro.

4.2.1 Camada de cobertura

Para analisar o comportamento das camadas de cobertura em função do tempo, o monitoramento consistiu, basicamente, da medição de temperatura, da coleta de amostra de solo para determinação do teor de umidade e de inspeções visuais rotineiras. Os resultados relativos às temperaturas medidas na cobertura dos dois experimentos serão apresentados no item 4.2.2.1.4 que trata das temperaturas da massa de resíduos.

As Figuras 4.18 e 4.19 mostram os teores de umidades medidos em quatro faixas de profundidades diferentes, ao longo do perfil da cobertura de cada um dos lisímetros. Nota-se, de um modo geral, que o comportamento da umidade nas duas células está associado às precipitações pluviométricas (chuvas) verificadas no período. Essa relação pode ser mais bem observada no Lisímetro 1.

A redução do teor de umidade da camada de cobertura do L1 nos primeiros 150 dias de monitoramento corresponde a um período de poucas chuvas. Com a retomada do período chuvoso na região, verificam-se, entre os dias 150 e 300, elevados índices de precipitações pluviométricas, e, no mesmo intervalo de tempo, o teor de umidade medido na profundidade de 20 a 30 cm eleva-se de 9,4 % para 25,6 %. Como é possível perceber, as demais oscilações nos gráficos da Figura 4.18 também podem ser associadas ao aumento ou à diminuição das chuvas. O mesmo também pode ser observado em relação ao Lisímetro 2.

É importante observar que o L2 só foi preenchido 322 dias depois do L1 e, portanto, o dia um (01) na Figura 4.19 corresponde ao dia 322 na Figura 4.18. Nota-se, portanto, que os gráficos de umidade da camada de cobertura do L1, considerados a partir do dia 322, apresentam, de modo geral, um comportamento semelhante aos gráficos relativos ao L2 (Figura 4.19).

Apesar de se perceber que a umidade do solo de cobertura é fortemente influenciada pelas chuvas, é importante lembrar que, além das chuvas, a variação de umidade com o tempo está associada, também, ao processo de evaporação, que depende de variáveis, como a radiação solar, ação do vento, temperaturas da água e do ar e a umidade relativa do ar. A Figura 4.20 mostra os dados gerais de precipitação e evaporação durante o período de monitoramento dos lisímetros.

As umidades médias mínima e máxima das camadas de cobertura foram de 8,8 % e 25,5 % para o L1 e de 12,8 % e 25,6 % para o L2. Levando-se em conta esses valores e de acordo com a variação volumétrica da amostra de solo compactada acima da ótima (Figura 4.6), pode-se dizer que as camadas de cobertura dos lisímetros L1 e L2 estiveram submetidas a uma variação volumétrica máxima em torno de 8 % e 7 %, respectivamente.

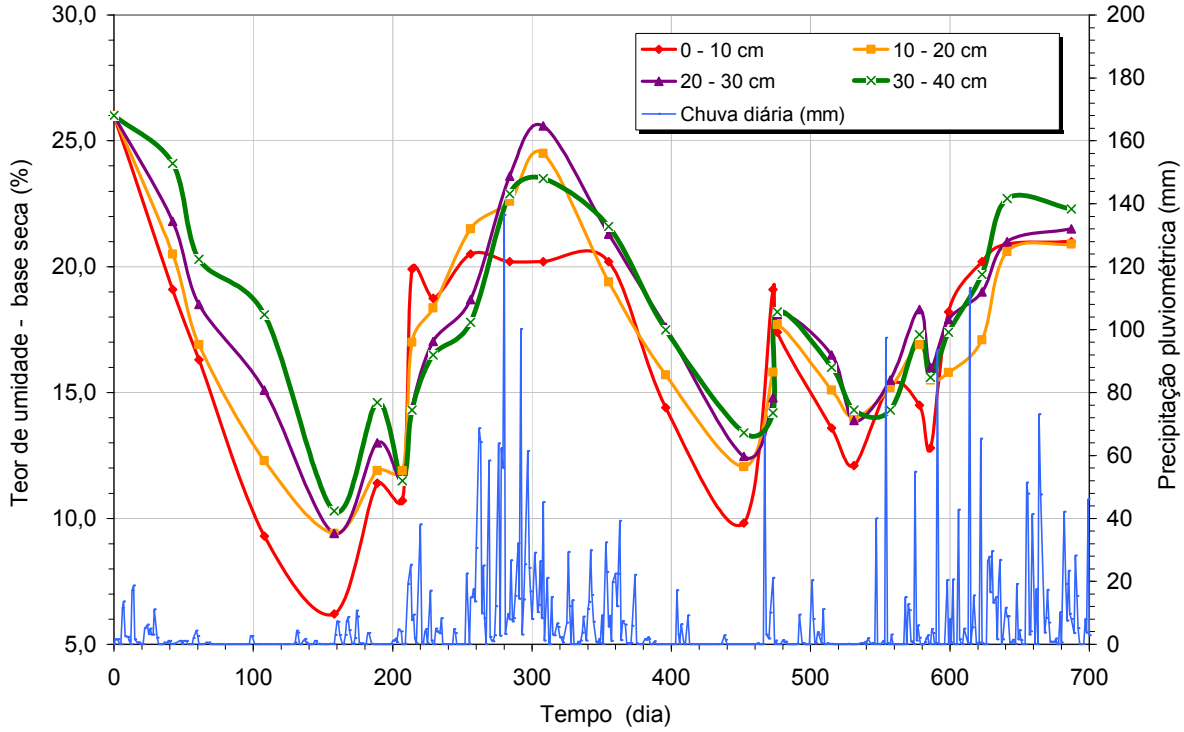


Figura 4.18 – Variação da umidade da camada de cobertura e da precipitação pluviométrica em função do tempo – Lisímetro 1.

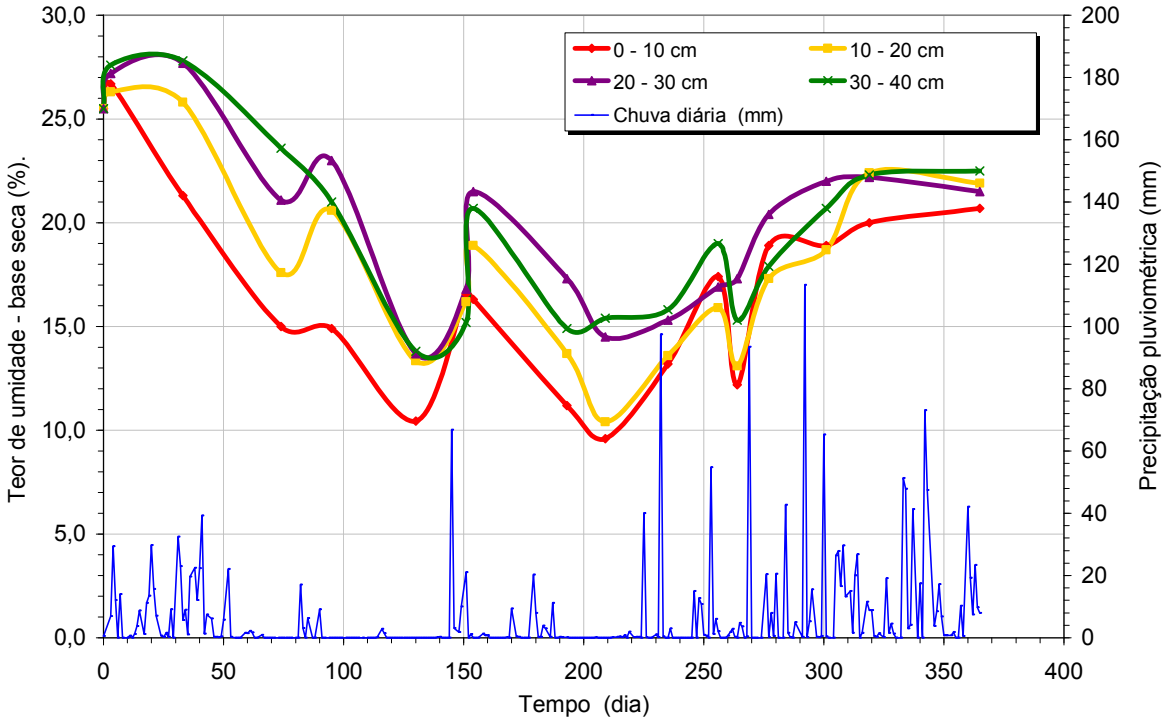


Figura 4.19 – Variação da umidade da camada de cobertura e da precipitação pluviométrica em função do tempo – Lisímetro 2.

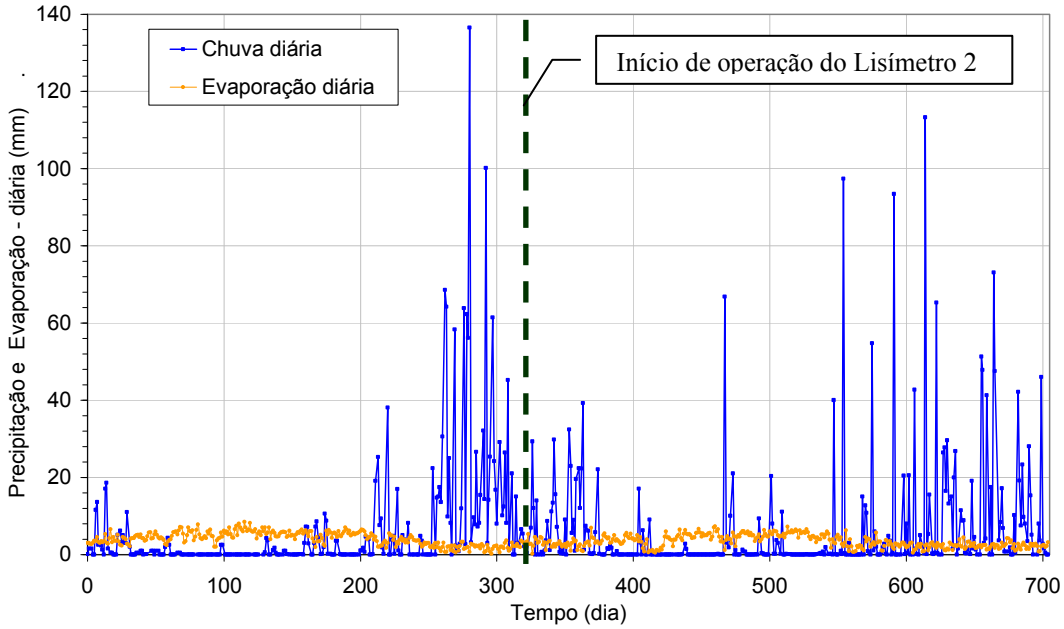


Figura 4.20 – Precipitação pluviométrica e evaporação durante o período de monitoramento dos lisímetros.

Embora a amplitude máxima do teor de umidade tenha sido bem maior no L1, as variações volumétricas seriam muito próximas, porque, para umidades em torno de 12 %, a curva de contração já estaria quase na fase de contração zero (Figura 4.5), na qual o solo perde umidade, embora o volume permaneça constante. Verifica-se, também, que a contração nas camadas de cobertura teria ocorrido, predominantemente, dentro da fase de contração residual, tendo em vista que na maioria do tempo de monitoramento, as umidades médias nos dois experimentos ficaram entre 11 % e 23 %, equivalendo aos pontos "**b**" e "**a**" na Figura 4.5.

Essa análise da contração foi feita supondo-se que cada camada de cobertura tenha o mesmo comportamento da amostra compactada em laboratório (Figura 4.5) e, ainda, considerando-se medidas pontuais de umidades, já que não se dispunha de equipamento para medição contínua desse parâmetro. Por outro lado, é importante lembrar também que o gráfico da Figura 4.5 foi obtido, apenas, na trajetória de secagem. Em solos compactados, de acordo com Pousada Presa (1982), citado por Jucá (1990), submetidos a ciclos de umedecimento e secagem, como no caso da camada de cobertura dos lisímetros analisados neste trabalho, no primeiro ciclo, ocorre uma expansão plástica, e o solo não retorna à forma original. Nos ciclos subseqüentes, entretanto, o comportamento é praticamente elástico e, no

segundo ciclo de secagem experimentado pelo solo de cobertura, haveria uma alteração na sua curva de contração.

Os efeitos da contração/expansão do solo na cobertura dos lisímetros podem ser vistos nas Figuras 4.21 e 4.22. Devido à evaporação e/ou drenagem e a conseqüente contração do solo, surgem as trincas, que são fenômenos importantes em solos coesivos, como aquele utilizado na cobertura dos lisímetros. A morfologia dessas descontinuidades pode depender da mineralogia do solo e das condições climáticas. As trincas primárias formadas inicialmente têm orientação paralela, surgindo, depois, as trincas secundárias (Figura 4.21 A e B), que, por sua vez, são aproximadamente normais às primárias. O L1 que apresentou uma maior redução do teor de umidade, atingindo um valor de apenas 6,8 % (Figura 4.18 - dia 158) na profundidade de 0 a 10 cm, foram observadas fissuras bem maiores e mais profundas.

Além das trincas, a redução volumétrica do solo provocava, também, nos períodos de estiagem mais prolongada, a formação de um espaço vazio entre o solo e a parede do lisímetro (Figura 4.21 C e D). Já nos períodos de maior umidade, a expansão do solo provocava a deformação e, às vezes, o desnivelamento da calha de drenagem de água superficial (Figura 4.22). Essas alterações observadas nas camadas de cobertura eram freqüentemente corrigidas.

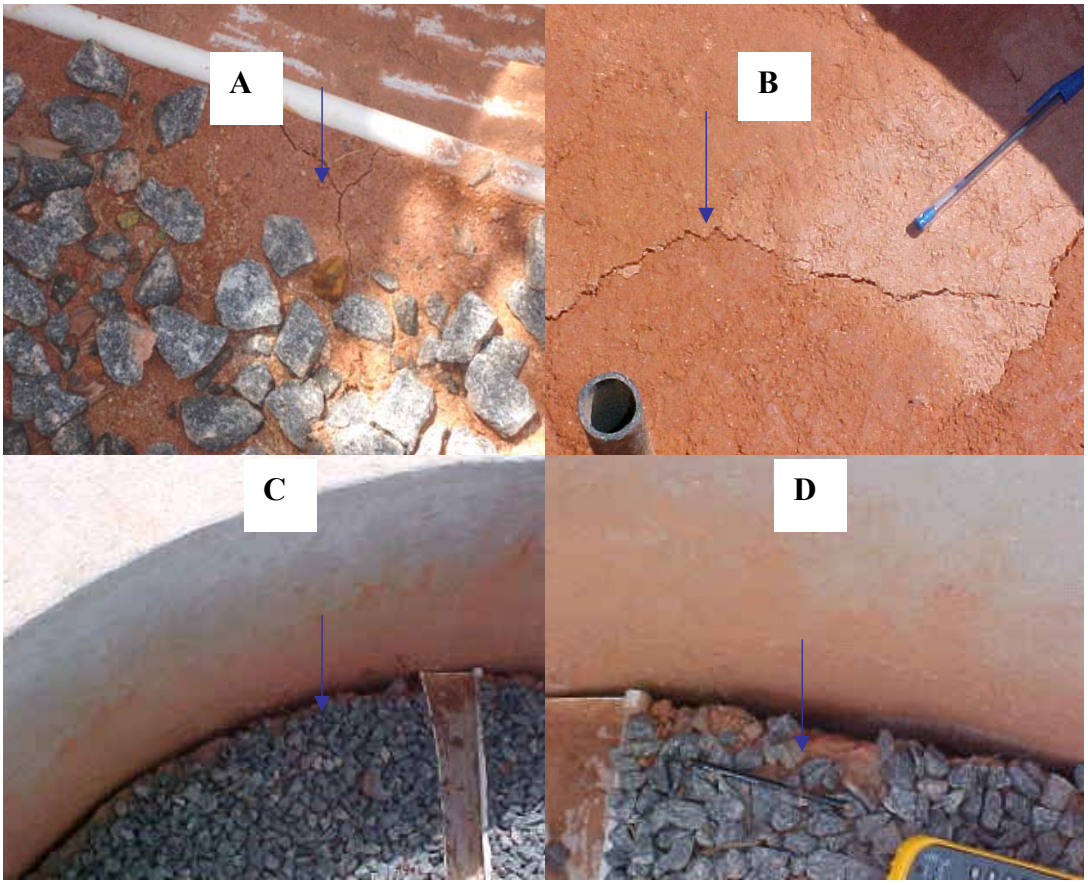


Figura 4.21 - Efeitos da contração do solo na camada de cobertura dos lisímetros.

Figura 4.22 - Deformação da calha de drenagem superficial em decorrência da expansão do solo.

Em relação à permeabilidade ao ar e de acordo com a Figura 4.8, pode-se afirmar que a cobertura do L1 apresentou os maiores valores de coeficientes de permeabilidade (k_{ar}), uma vez que atingiu os menores teores de umidade. No L2, a umidade na profundidade de 30-40 cm manteve-se durante quase todo o tempo de monitoramento próximo ou acima de 15 %, o que seria compatível com coeficientes (k_{ar}) da ordem de 4 x 10^{-9} m/s ou inferiores (Figura 4.8 – umidade de compactação de 25,5 %). No L1, no dia 153, mesmo na profundidade de 30 – 40cm, o teor de umidade atingiu um valor em torno de 10 %.

Levando-se em conta novamente as umidades médias mínima e máxima das camadas de cobertura (8,8 % e 25,5 % - L1 e 12,8 % e 25,6 % - L2) e de acordo com os gráficos da Figura 4.10, estima-se que a sucção matricial do solo de cobertura variou na faixa de 700 - 6500 kPa no L1 e de 700 – 4500 no L2, desconsiderando-se o fenômeno de histerese, tendo em vista que os gráficos da Figura 4.5 foram obtidos, seguindo-se, apenas, a trajetória de secagem.

4.2.2 Resíduos aterrados

Neste item, serão discutidos os resultados das análises feitas a partir de amostras de sólidos e de medições *in situ*. Para facilitar a comparação entre os resultados de amostras sólidas com aqueles obtidos em amostras de líquidos referentes ao mesmo parâmetro, serão apresentados simultaneamente os dados do monitoramento de pH, Eh e da concentração de microrganismos relativos às amostras de lixiviado.

Por outro lado, visando facilitar comparações entre os resultados dos dois experimentos (Lisímetro 1 – L1 e Lisímetro 2 – L2), muitos dos gráficos foram plotados

numa mesma escala de tempo, entretanto é bom relembrar que, intencionalmente, os experimentos não foram construídos na mesma época. A operação do Lisímetro 1 teve início em 27/09/04 e a do Lisímetro 2 em 15/07/05, ou seja 322 dias depois.

As análises nos resíduos sólidos, em cada uma das coletas, foram realizadas em duas amostras: uma obtida da porção superior dos lisímetros na altura dos pontos P1 e P2 (Figura 3.26), e a outra, na parte inferior, nas alturas P3, P4 e P5 (Figura 3.26) que serão denominadas, respectivamente, Amostra A e Amostra B. No período de monitoramento considerado neste trabalho, incluindo a caracterização inicial, foram analisadas um total de 21 amostras no L1 e 15 amostras no L2.

4.2.2.1 Parâmetros físico-químicos

4.2.2.1.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH é um indicativo da acidez ou alcalinidade dos resíduos e está relacionado com as fases de degradação da matéria orgânica nos sistemas anaeróbios. A quantificação dos valores de pH em processos de tratamento biológico, como aterros de RSU, permite avaliar preliminarmente o desempenho do processo de digestão anaeróbia, pois a variação desse parâmetro na massa de resíduos aterrados ou no lixiviado gerado está associada às etapas de degradação em aterros sanitários. Admitindo-se que a degradação de RSU aterrados ocorre em cinco fases (Figuras 14 e 15), os valores mais baixos de pH são característicos das fases 2 e 3 que no aterro correspondem à transição de condições aeróbias para anaeróbias e à fase ácida. Isso ocorre em virtude do acúmulo de ácidos orgânicos, como o ácido acético, e de elevadas concentrações de CO_2 no interior da massa de resíduos, devido à intensa atividade dos microrganismos hidrolíticos-fermentativos e baixa atividade das metanogênicas. Em condições normais, conforme Bitton (1999), essa redução do pH é amortecida pelo bicarbonato produzido pelas metanogênicas. Na fase seguinte, denominada metanogênica, verifica-se uma maior atividade dos microrganismos produtores de metano, que convertem grandes quantidades de ácidos e de hidrogênio em CH_4 e, de acordo com Tchobanoglous *et al*. (1993), ocorre uma redução na velocidade de formação de ácidos, resultando na elevação do pH.

Os valores de pH medidos nas amostras de resíduos sólidos (Figura 4.23) indicam que no momento inicial (t=0) eles apresentavam características ácidas a ligeiramente ácidas com pH de 6,1 no L1 e de 5,5 no L2. Isso sugere que o tempo decorrido entre a deposição dos

resíduos nas lixeiras, a coleta e o transporte até o aterro já poderia ser suficiente para o estabelecimento do início da fase ácida.

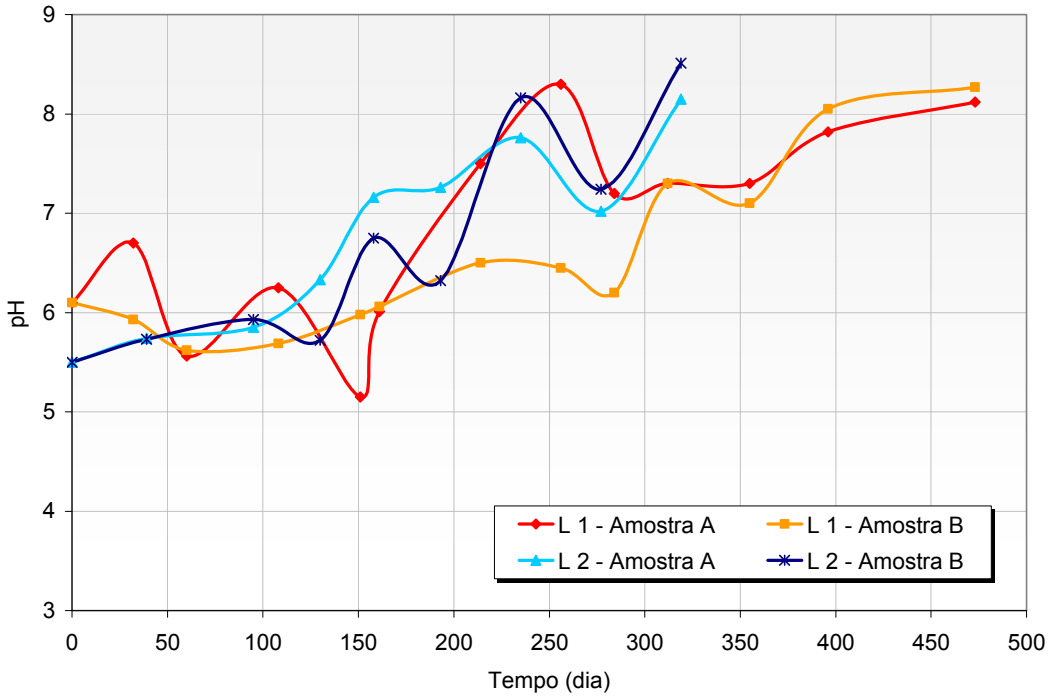


Figura 4.23 - Evolução do potencial hidrogeniônico dos resíduos sólidos nos dois lisímetros.

Nos primeiros 161 dias de monitoramento, o pH do L1 variou de 6,7 a 5,1, considerando-se os valores medidos nas amostras A e B e de 6,3 a 5,6 em média (Figura 4.23). Após os 161 dias, apesar das oscilações nas medidas, o que pode ser considerado normal, em se tratando de material bastante heterogêneo, os valores médios do pH cresceram de forma consistente atingindo 8,2 na análise do dia 473. Entre os dias 256 e 355, percebe-se uma boa aproximação dos valores medidos nos sólidos em relação àqueles medidos no lixiviado (Figura 4.24).

No período anterior aos 256 dias, conforme citado anteriormente, não havia sido gerado lixiviado em quantidade suficiente para sua coleta no sistema de drenagem do L1. Portanto, como é possível notar na Figura 4.24, o pH só começou a ser medido nas amostras líquidas, a partir do dia 256, quando já haviam sido estabelecidas condições favoráveis ao surgimento da fase metanogênica com valores de pH próximos à neutralidade. Durante todo o período analisado, o pH do lixiviado variou numa estreita faixa de 6,8 a 7,5, sendo que, a partir do dia 312 até a última leitura registrada neste trabalho, os valores permaneceram praticamente constantes, em torno de 7,4.

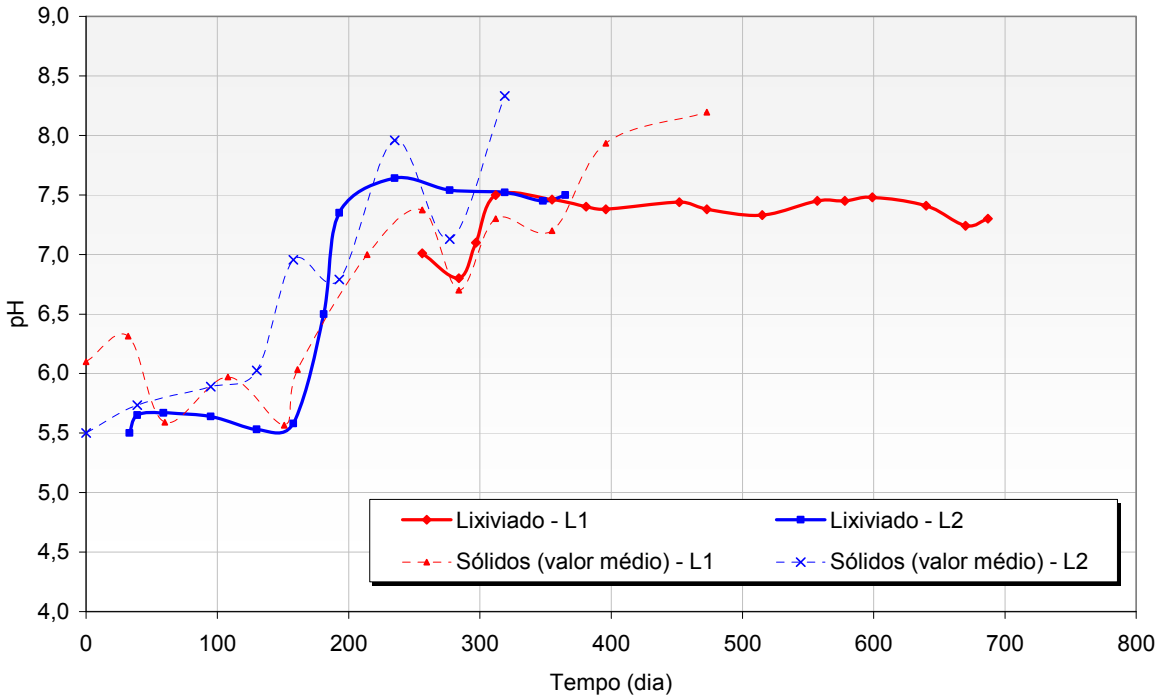


Figura 4.24 - Evolução do potencial hidrogeniônico médio das amostras sólidas e do lixiviado nos dois lisímetros.

No L2, o pH do lixo (valores médios – Figura 4.24) se manteve na faixa de 5,5 a 6,0 até o 131° dia de operação do experimento. A partir daí, verifica-se uma elevação praticamente constante, até atingir valor máximo de 8,3 no 319° dia de monitoramento. Nas amostras de lixiviado, observaram-se medidas bem mais uniformes com poucas oscilações. Nos primeiros 151 dias, o pH permaneceu em torno de 5,6, caracterizando bem o estabelecimento da fase ácida de degradação de RSU aterrados. Em seguida, verifica-se uma rápida elevação dos valores, até atingir 7,3 no 193° dia. A partir daí, manteve-se praticamente estável em torno de 7,5 até a última medição considerada. Esse comportamento também foi observado no Lisímetro 1, indicando que, após o pH do lixiviado atingir valores próximos à neutralidade, parece sofrer pouca influência de parâmetros intrínsecos ao processo de degradação e menos ainda de alterações das condições ambientais do entorno do processo. Nesse período, a capacidade tampão do sistema, que é representada pela alcalinidade, conseguiu estabilizar o pH em níveis favoráveis à digestão anaeróbia. 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. Entretanto, para outras alterações no decorrer do processo de degradação, a medida desse parâmetro parece ser pouco eficiente e de pouca utilidade prática. É bom

lembrar que o pH é uma função logarítmica, e a mudança de uma unidade representa uma alteração de dez vezes na concentração de hidrogênio. Nesse sentido, o monitoramento da alcalinidade poderia ser mais eficaz, visto que esse parâmetro é representado em escala linear e, portanto, uma pequena diminuição do pH representaria um grande consumo de alcalinidade.

Os resultados mostram discrepâncias entre os valores medidos nas amostras de sólidos e nas de líquidos. Essas discrepâncias estão associadas à amostragem dos resíduos sólidos e são decorrentes, provavelmente, da acidez ou basicidade de certos materiais que compõem a amostra. Por exemplo, na Amostra A do L1, referente ao dia 151, verificou-se a presença de restos de frutas cítricas (laranja e limão), o que deve ter influenciado consideravelmente o valor do pH. Apesar disso, de modo geral, os valores medidos nos dois meios (sólido e líquido) apresentam um comportamento semelhante em função do tempo de aterramento dos resíduos.

Com base no pH dos resíduos (valor médio) e do lixiviado (no caso do L2), verifica-se que a fase ácida (caracterizada pelo aumento na atividade microbiana com produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e conseqüente redução do pH - TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993) teria se desenvolvido até por volta do 180° dia, tanto no L1 como no L2. Barlaz *et al*. (1990) referem-se ao pH do lixo na fase ácida anaeróbia, numa faixa de 5,7 a 6,2.

Valores de pH na faixa de 6,8 a 8,0, compatíveis com a fase metanogênica (TCHOBANOGLOUS, *et al*., 1993), foram verificados, inicialmente, por volta do dia 190 no L2 e do dia 214, no L1.

Assim, apesar da diferença na composição dos resíduos aterrados e das distintas condições climáticas a que foram submetidos os experimentos, durante os primeiros 322 dias, o padrão de comportamento do pH foi muito semelhante nos dois lisímetros. Praticamente todos os resultados ficaram compreendidos entre 5,5 e 8, e a ação catalítica de reações enzimáticas para a maioria das enzimas tem um pH ótimo situado entre 4,5 e 8,0 (BOBBIO & BOBBIO, 2001). Portanto, pode-se dizer genericamente que, nesse aspecto, a faixa de variação do pH nos dois lisímetros favoreceu a atividade microbiana, e, após a fase ácida, os valores medidos no lixiviado variaram de 6,8 a 7,6 que representa, praticamente, o intervalo considerado ótimo para a digestão anaeróbia (McCARTY, 1964).

Em determinados ambientes anaeróbios, como no rúmen de bovinos, a proporção entre microrganismos celulolíticos e amilolíticos, pode estar relacionada com o pH. A faixa de 5,4 a 6,0 seria ideal para os amilolíticos, na qual eles produzem uma quantidade maior de ácido

propiônico. Valores próximos à neutralidade e alcalinos são mais propícios aos celulolíticos (KAUFMANN, 1976; CHENOST & KAYOULI, 1997). De fato, durante a fase ácida, verifica-se, nas amostras sólidas, um aumento considerável de amilolíticos (item 4.2.2.3.2 - Figura 4.52). Entretanto, eles continuaram crescendo, mesmo com o pH acima de 7, ocorrendo, nas amostras de lixiviado (item 4.2.2.3.2 - Figura 4.54), em alguns casos, uma redução na concentração dos amilolíticos durante a fase ácida e aumento para valores do pH em torno de 7,0. Por outro lado, no período correspondente à fase ácida (item 4.2.2.3.2 - Figura 4.47), verifica-se, também, um crescimento considerável de celulolíticos e uma certa estabilização para valores (de pH) mais neutros. Desse modo, os resultados apresentados neste trabalho não indicaram influência significativa do pH na proporção relativa entre esses grupos microbianos.

A fase ácida nos lisímetros foi relativamente curta e, especialmente no L2, verificando-se uma transição brusca de pH ácido, para pH em torno da neutralidade. No caso de células de aterro em fase de operação na qual, diariamente, ocorre o aporte de lixo novo, essa fase 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.

As medidas de pH obtidas neste trabalho são compatíveis com os valores estimados para as fases 2 (ácida) e 3 (metanogênica) do processo de degradação de RSU em aterros, situando-se na faixa de variação geralmente encontrada na literatura. Normalmente o pH do lixiviado de aterros encontra-se em uma faixa que varia de 4,5 a 9, como atestam os trabalhos de Ehrig (1989), Pohland & Harper (1985), Chian & DeWalle (1977) e Qasim & Chiang (1994). Valores entre 5 e 8 são citados por Suflita *et al*. (1992).

4.2.2.1.2. Potencial de oxirredução (Eh)

O potencial de oxirredução ou potencial redox fornece uma indicação acerca da característica oxidante ou redutora do ambiente de um sistema. Assim, a medida desse parâmetro é importante para o monitoramento de processos de tratamento biológico, como no caso de aterros sanitários onde o material orgânico é convertido pela ação bioquímica de microrganismos, sob condições anaeróbias. Na presença de elevadas concentrações de oxigênio molecular, os valores do potencial redox são elevados, enquanto que, na ausência ou em baixas concentrações de O_2, são medidos baixos valores de Eh, e os processos redutivos, como a respiração anaeróbia de bactérias, são dominantes.

O Eh juntamente com o pH fornecem ainda informações importantes sobre a possibilidade de solubilização ou complexação de metais, podendo ser útil para avaliar a

solubilização de metais pesados em aterros de RSU. Neste trabalho, conforme citado anteriormente, o potencial redox foi medido no lixiviado e, também, nos resíduos sólidos de acordo com a metodologia indicada no item 3.3.2.2.2.

A Figura 4.25 mostra o comportamento do potencial redox medido nas amostras sólidas coletadas na porção superior (A) e na porção inferior (B) dos dois lisímetros. Verifica-se que as medidas de Eh, tanto no L1 quanto no L2, apresentaram, na maioria dos casos, valores relativamente próximos e comportamentos semelhantes. De um modo geral, percebe-se uma redução do Eh em função do tempo de monitoramento.

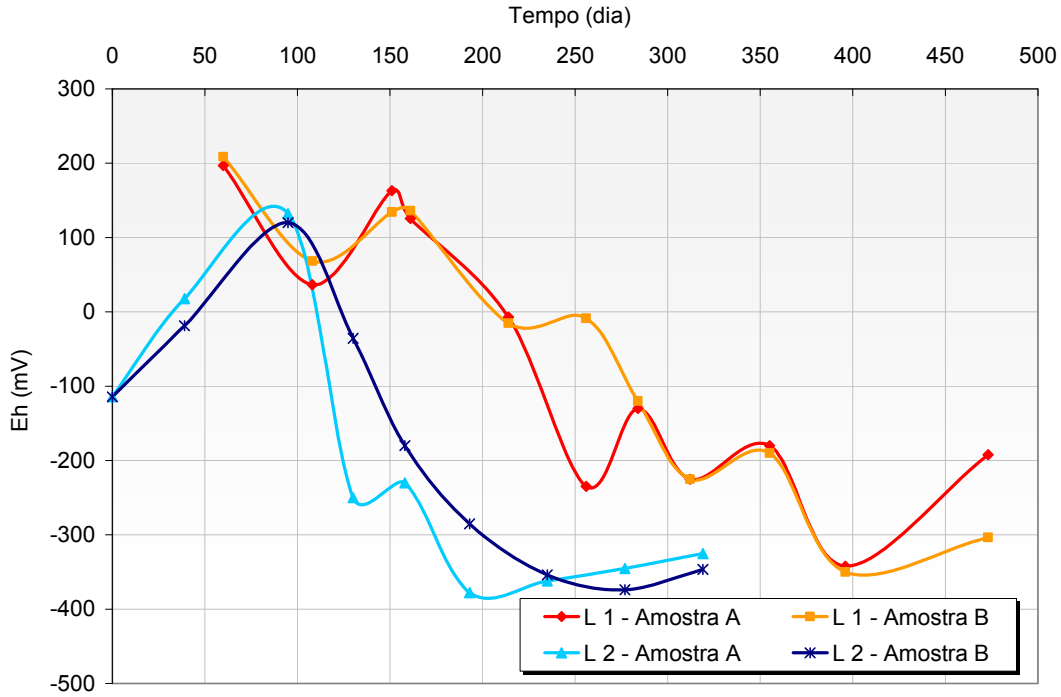


Figura 4.25 - Evolução do potencial redox dos resíduos sólidos nos dois lisímetros.

No L1, os valores iniciais foram bastante elevados, indicando um ambiente oxidante, e, somente a partir do dia 214, passou a exibir valores negativos, enquanto no L2, o potencial medido inicialmente já indicava uma condição redutora, embora, no 95º dia, tenha sido verificada a elevação do Eh até valores maiores que 100 mV. Essa elevação pode ser explicada, provavelmente, pela utilização de água com muito oxigênio dissolvido para a preparação da amostra, ou mesmo, por uma falha de leitura, tendo em vista que não foi registrado nenhum evento significativo que justificasse o aumento do Eh.

Os valores médios das Amostras sólidas (A e B) plotados na Figura 4.26 indicam, em muitos casos, uma boa aproximação com aqueles medidos nas amostras de lixiviado do L2, mas no L1, os valores foram mais discrepantes. Apesar da proximidade de alguns resultados,

a metodologia utilizada para as amostras sólidas pode não ser representativa do valor real do potencial redox do sistema devido à exposição da amostra ao ar e à falta de controle do teor de oxigênio dissolvido na água utilizada para diluição da amostra. Portanto esses resultados devem ser vistos com cautela.

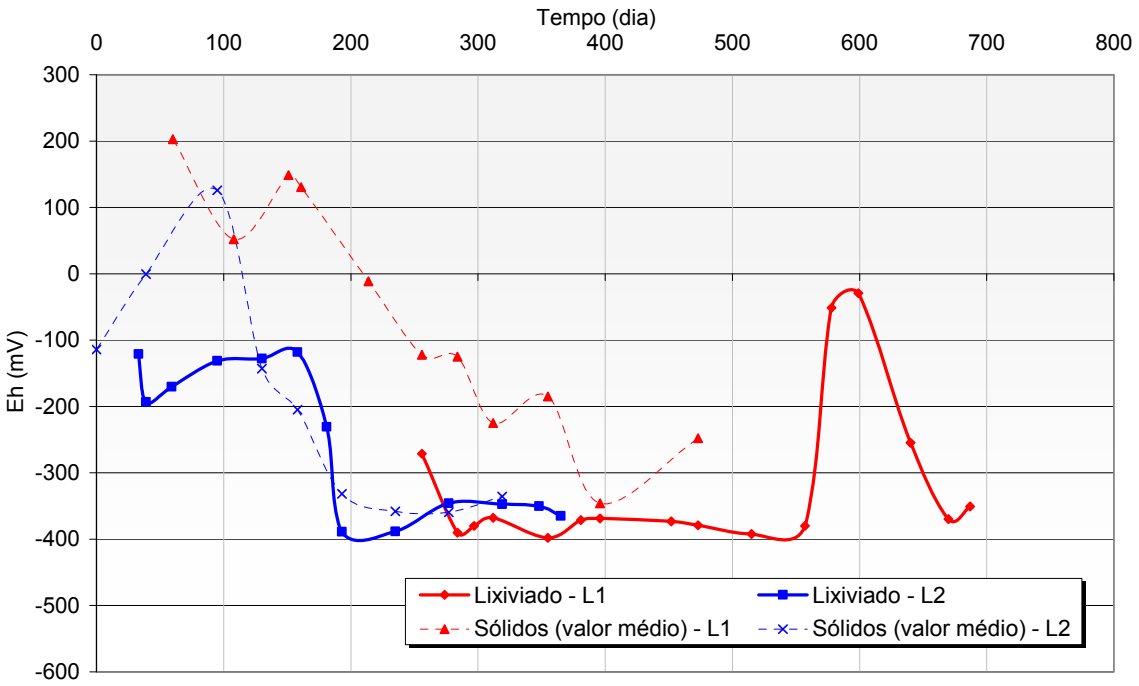


Figura 4.26 - Evolução do potencial redox das amostras sólidas (valor médio) e do lixiviado nos dois lisímetros.

No lixiviado do L2, a medida do potencial redox indicou, durante todo o período de monitoramento, um ambiente fortemente redutor. Nos 150 dias iniciais, o Eh variou numa faixa de -200 mV a -100 mV que coincidiu com a estabilização do pH entre 5,5 e 5,6. Entre os dias 151 e 193, há uma redução considerável no Eh, seguido de uma certa estabilização num patamar na faixa de -400 mV a -340 mV. No mesmo período, registrou-se uma elevação brusca do pH, seguida de uma estabilização em torno de 7,5. Nota-se, portanto, uma correspondência mútua entre os dois parâmetros (Figura 4.27).

No L1, o potencial redox do lixiviado só começou a ser medido a partir do dia 256, portanto, após o final da fase ácida. Considerando-se as medidas até o dia 557, os valores oscilaram entre -400 mV e -271 mV. No mesmo período, o pH se manteve, na maior parte do tempo, praticamente estável, em torno de 7,4. Nota-se, entre os dias 557 e 640, uma elevação considerável no potencial redox que pode ser explicado por problemas no sistema de drenagem. No dia 570 ocorreu a ruptura do tubo flexível que conduzia a água da chuva coletada na calha superficial (Figura 3.22) para um recipiente fora do Lisímetro 1. Isso deve

ter permitido a entrada de maior quantidade de água pluvial de forma concentrada, em um único ponto da massa de resíduos, alterando as características do lixiviado. Além disso, parte da camada de cobertura precisou ser removida para instalação de outro tubo, expondo a camada superficial do lixo ao oxigênio do ar.

Devido à pequena variação do pH e do Eh, medidos no lixiviado do L1, pois não foram feitas medidas na fase ácida, não foi possível se estabelecer uma correlação entre esses parâmetros no meio líquido. Entretanto, tomando-se os valores médios das amostras sólidas (A e B), foi possível estabelecer uma correlação linear, como ilustra a Figura 4.27. Portanto, os resultados experimentais indicaram que a medida do potencial de oxirredução é fortemente influenciada pelo pH, o que, aliás, teoricamente, já era esperado.

A depender dos valores de Eh e pH, a água poderia sofrer oxidação ou redução, conforme as seguintes reações (VOET & VOET, 2004):

$$2H_2O \longrightarrow O_2 + 4H^+ + 4e^-$$

$$2H^+ + 2e^- \longrightarrow H_2$$

Aplicando a equação de Nerst, que define o potencial de um sistema (EWING, 1975), às reações supracitadas, para uma temperatura de 25 °C que é utilizada normalmente como padrão para a medida de Eh, pressão de uma atmosfera, potencial padrão (Eh^0), a pH = 0, de 1230 mV e 0 mV, respectivamente, para o oxigênio e hidrogênio, a água só existiria para valores de Eh limitados pelas equações:

$$Eh = 1230 - 59\ pH$$
$$Eh = -59\ pH$$

Para valores superiores, toda água estaria oxidada, e para valores inferiores, todo o hidrogênio estaria reduzido a sua forma elementar e haveria, portanto, apenas 0_2 ou H_2. Considerando que a água é essencial à vida, teoricamente, os valores de Eh, fora dessa faixa, medidos em sistemas de tratamento biológico, como os aterros sanitários, seriam desprovidos de sentido. Por outro lado, como o citosol das células encontra-se sempre muito próximo à neutralidade (MADIGAN *et al*., 2002), em bioquímica, é comum utilizar os valores do potencial padrão ($Eh^{0'}$) corrigidos para um pH = 7. Nesse caso, o potencial redox padrão das meias reações descritas acima seria bem menor.

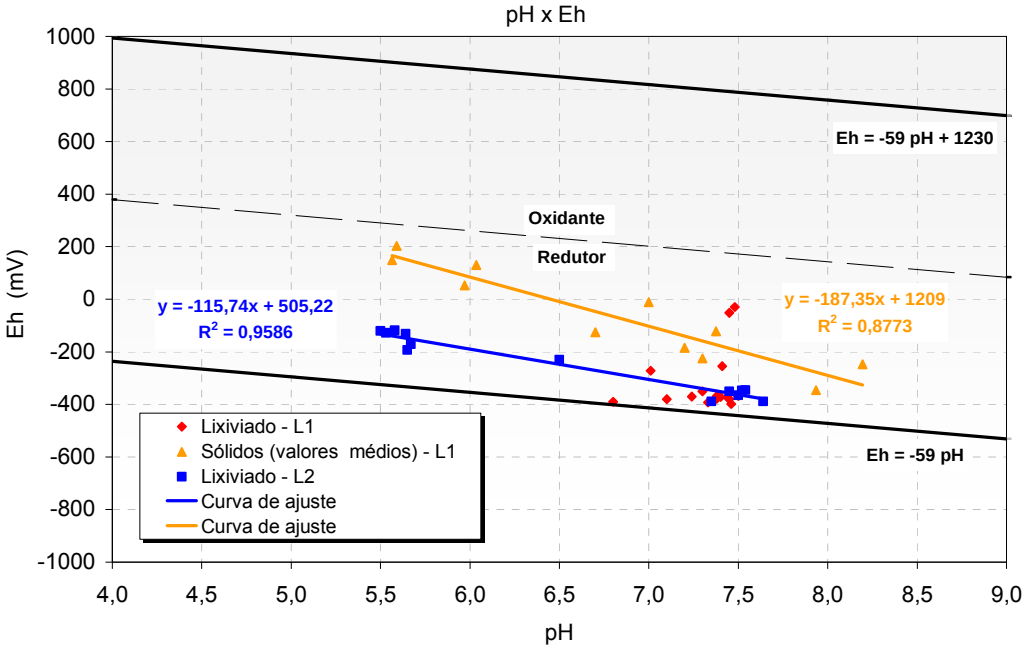


Figura 4.27 - Correlação entre o potencial redox e o potencial hidrogeniônico.

Na Figura 4.27, observa-se que todas as medições de Eh, feitas durante o período de monitoramento dos dois lisímetros, encontram-se dentro da faixa teórica estabelecida pela equação de Nerst. Verifica-se, também, que as curvas de ajuste, mesmo se considerando uma extrapolação dos dados para pH numa faixa de 4,0 a 9,0, que já estaria além dos limites mais prováveis para aterros de RSU, apresentam comportamentos compatíveis com a teoria. Ainda com relação à Figura 4.27, é possível perceber que a capacidade redutora do sistema aumenta com a redução do potencial hidrogeniônico. Em função desse parâmetro, um meio pode apresentar diferentes capacidades redutoras para um mesmo valor de Eh. Por exemplo, com Eh = 200 mV, o ambiente seria considerado oxidante para valores de pH superiores a 7,0, e para valores menores do que 7,0 o ambiente seria redutor. O fator crítico da redução dos sulfatos ($SO^{2}_{4}^{-}$) é o potencial redox do ambiente que, a depender do pH, requer valor igual ou inferior a 0 mV. Para um pH compreendido entre 6,5 e 8,5 e Eh inferior a -200 mV, o sulfato pode ser reduzido a sulfeto e volatilizar na forma de sulfeto de hidrogênio. Para um pH de 5,0, essa mesma reação poderia ocorrer com Eh inferior a -70 mV (GRANT & LONG, 1989).

A análise geral dos dados, considerando-se os valores medidos no lixiviado e nos resíduos sólidos (especialmente no caso do L1 no período em que não houve coleta de lixiviado), mostra que, no L2, estabeleceram-se condições fortemente redutoras logo no início do processo de degradação, enquanto que no L1, isso só ocorreu alguns meses depois. A primeira leitura do Eh feita no lixiviado do L2 (Figura 4.26) já indicava condições redutoras

suficientes para ocorrer a redução de nitrato e de sulfato que já ocorreria entre -50 a -100 mV (TCHOBANOGLOUS *et al.*,1993), e as duas leituras seguintes já apresentavam valores adequados à produção de metano que ocorreria na faixa de -150 a -300 mV (TCHOBANOGLOUS *et al.,* 1993; LIMA, 1988 *apud* BIDONE & POVINELLI, 1999, ZINDER, 1993). Entretanto, após o fim da fase ácida e da estabilização do pH acima de 7,0, os valores do potencial de oxirredução, nos dois lisímetros, foram muito semelhantes, indicando um ambiente redutor básico e, portanto, com características adequadas ao estabelecimento da fase metanogênica estável.

Os microrganismos produtores de metano são os mais sensíveis aos níveis de Eh, e uma elevação nos valores desse parâmetro sugere a inibição desse grupo microbiano, promovendo um desequilíbrio no consórcio de microrganismos (CHYNOWETH & PULLAMMANAPPALLIL, 1996) atuantes na digestão anaeróbia. Logo, os elevados valores de Eh medidos nos primeiros meses de monitoramento do L1 devem ter contribuído para retardar a geração de metano.

4.2.2.1.3 Umidade dos resíduos

O teor de umidade de RSU, antes ou após a disposição em aterros, pode variar consideravelmente em função da composição desses resíduos, das condições climáticas, dos procedimentos operacionais de coleta e transporte, do projeto e manejo do aterro e da evolução do processo de decomposição química e microbiológica, dentre outros fatores.

As formas de vida que se conhece estão baseadas na presença de água, logo todos os processos bioquímicos, a exemplo da digestão anaeróbia, podem ser afetados pela quantidade de água disponível no meio. Em aterros de RSU, a umidade é freqüentemente citada como uma das variáveis mais importantes para a evolução adequada dos processos fermentativos. Portanto, no presente trabalho, o acompanhamento do teor de umidade (w_w) dos resíduos também fez parte do monitoramento dos aterros simulados.

Na literatura, observa-se que nem sempre são indicados os procedimentos adotados para determinação do teor de umidade: se na base seca ou úmida, se para amostras obtidas durante a operação de coleta (amostra fresca de lixo) ou após a disposição no aterro. Ainda, muitas vezes, não é indicada a temperatura adotada para a secagem dos resíduos, o que dificulta a comparação de dados. Neste trabalho, o cálculo da umidade foi feito na base úmida, considerando-se a seguinte expressão:

$$w_w = \frac{M_w}{M_t} \times 100$$

Sendo:

w_w = teor de umidade na base úmida, porcentagem;

M_w = massa de água calculada pela diferença entre a amostra úmida e a amostra seca a 65 °C até constância de massa;

M_t = massa total da amostra úmida.

Conforme citado anteriormente, a umidade dos resíduos também tem sido calculada em relação à base seca (w_d), ou seja, em relação aos sólidos totais, conforme definição adotada para teor de umidade de solos na área geotécnica (NBR 6457 – ABNT, 1986a). Mas, como é fácil deduzir, os dois valores podem ser correlacionados através da seguinte equação:

$$w_d = \frac{w_w}{100 - w_w} \tag{4.1}$$

Semelhante aos outros parâmetros medidos nos sólidos, a umidade foi analisada em duas amostras distintas coletadas nas porções superior (A) e inferior (B) dos lisímetros cujos resultados são apresentados na Figura 4.28.

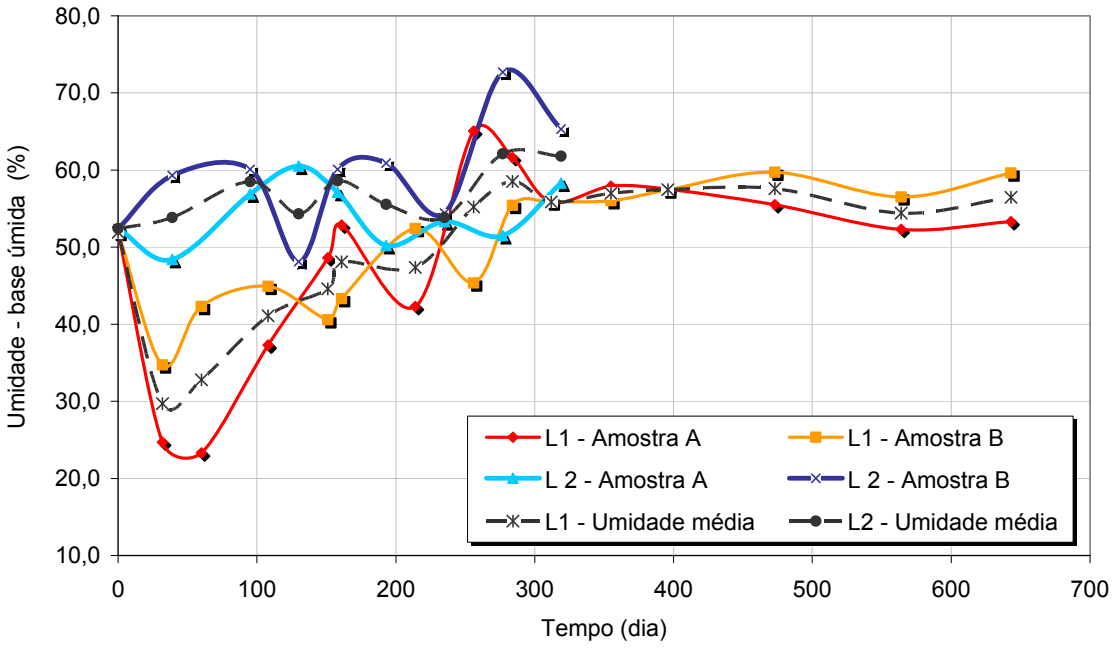


Figura 4.28 - Evolução do teor de umidade dos resíduos nos dois lisímetros.

De um modo geral, era de se esperar que as amostras B apresentassem teores de umidade relativamente maiores, devido à tendência de acúmulo de líquidos na parte inferior das células experimentais e devido à maior perda d'água por evaporação da porção superior, especialmente nos primeiros 50 cm. De fato, isso é observado nos resultados do L2, em que apenas uma das análises apresentou valor mais elevado na amostra A. Entretanto, no L1, não foi observada essa tendência, e em 50 % das análises, a umidade da amostra coletada na porção superior do lisímetro foi relativamente maior. As oscilações entre os valores medidos nas amostras A e B podem ocorrer em função da proporção que os materiais com maior ou menor capacidade de retenção de líquidos apareçam nas amostras. Outro fator relevante seria a ocorrência de chuvas nos dias anteriores à coleta. Nesse caso, haveria uma tendência da amostra superficial apresentar um teor de umidade maior.

Como é possível perceber nos resultados (Figura 4.28), as umidades no tempo inicial (t=0) que se referem aos resíduos no estado fresco foram praticamente iguais e da ordem de 52 % nos dois lisímetros, valor, aliás, dentro da normalidade para as condições brasileiras em que esse parâmetro se situa na faixa de 40 % a 60% (BIDONE & POVINELLI, 1999; MONTEIRO *et al.*, 2001), diferentemente dos EUA onde normalmente varia de 15 a 40 % (TCHOBANOGLOUS *et al.,*1993) em virtude da composição do lixo que, normalmente, apresenta menor quantidade de matéria orgânica.

No período compreendido entre o enchimento e o 100º dia de monitoramento do L1, ocorreu uma redução brusca da umidade, especialmente na porção superior da massa de resíduos, mais suscetível à perda de água por evaporação, em que, no 60° dia, foi medido um teor de umidade de apenas 23%. Daí em diante, verificou-se um aumento consistente na medida desse parâmetro, mas, em média, até o dia 214, os valores ficaram abaixo da umidade medida inicialmente. Essa redução do teor de umidade ocorreu, certamente, devido à perda de água por evaporação. O enchimento do L1 foi concluído em 27/08/04, e os meses seguintes foram marcados por elevados valores de insolação, temperatura, evaporação e baixas precipitações pluviométricas, resultando num balanço hídrico negativo, como pode ser observado no item 4.2.2.5 (Figura 4.73).

Como se sabe, uma parcela da água contida na massa de resíduos é perdida através dos sistemas de drenagem na forma de lixiviado e na forma de vapor d'água, e uma outra fração é consumida na formação de gás. De acordo com Tchobanoglous *et al*. (1993), é consumido cerca de 0,165 kg de H_2O por cada kg de sólidos voláteis (secos) degradados, e 0,035 kg é perdido na forma de vapor d'água, por cada metro cúbico de gás emitido. Dessa forma, não

havendo aporte de água suficiente, ocorrerá uma redução considerável do teor de umidade, podendo comprometer a evolução do processo de degradação.

Com o retorno do período chuvoso (Figura 4.20), a umidade média no L1 passa a variar numa faixa de 50 a 60 % e verifica-se um aumento na geração de lixiviado (item 4.2.2.5.1, Figura 4.71) e intensificação da atividade microbiana, especialmente de Archaea metanogênicas, que pode ser notada pelo aumento das concentrações de metano (item 4.2.2.4, Figura 4.68).

No Lisímetro 2, o comportamento da umidade foi bem diferente do observado no L1, e as medidas oscilaram, na maior parte do tempo, praticamente, numa faixa de 48 – 60 %, sendo que, em média, os valores permaneceram sempre acima da umidade medida inicialmente. Conforme citado anteriormente, o L2 foi concluído em 15/07/05, e, nos trinta dias seguintes, registraram-se condições climáticas mais amenas com menor insolação, menores temperaturas médias, menor evaporação e precipitações pluviométricas bem maiores (Figura 4.20) em relação ao período, imediatamente, após a conclusão do L1. Verificou-se portanto, uma forte interferência das condições climáticas no comportamento da umidade da massa de resíduos aterrados e uma influência relativamente pequena da composição dos resíduos e do estágio de degradação na variação desse parâmetro. Apesar das diferenças na composição dos resíduos e das diferenças entre os estágios de degradação, quando os dois lisímetros foram submetidos às mesmas condições climáticas (a partir do dia 322 para o L1), os valores médios do teor de umidade foram próximos.

A ausência de lixiviado e a medida das concentrações de gases (item 4.2.2.4, Figura 4.68) nos primeiros 151 dias de monitoramento do L1 sugerem que a umidade da massa de resíduos nesse período não foi adequada para garantir a evolução do processo de degradação, retardando o estabelecimento da fase metanogênica. A redução da umidade na massa de resíduos não só dificulta a hidrólise, o transporte de nutrientes e o de microrganismos como também facilita a entrada e o transporte de oxigênio através da massa de resíduos, contribuindo para a desestabilização de grupos microbianos anaeróbios estritos, como acetogênicos e metanogênicos. Entretanto, a umidade relativamente baixa, verificada nos primeiros 100 dias de monitoramento do L1, parece não ter influenciado muito no crescimento dos grupos microbianos hidrolíticos-fermentativos e anaeróbios totais, no mesmo período, como pode ser visto nos itens 4.2.2.3.2 e 4.2.2.3.3 (Figuras 4.47, 4.52, 4.56 e 4.64). Por exemplo, em relação à amostra A, as concentrações de amilolíticos, celulolíticos e proteolíticos aeróbios apresentaram uma grande redução na primeira coleta (tempo = 32) que coincide com a diminuição da umidade para 24,7 %. Entretanto, na coleta seguinte (tempo =

60), verificou-se um crescimento desses microrganismos em torno de 10^3 a 10^4 vezes, enquanto a umidade dos resíduos diminuiu ainda mais. Já os anaeróbios totais, nesse período, apresentaram crescimento até maior do que o observado no L2.

De um modo geral, conforme será verificado posteriormente, o crescimento desses grupos microbianos foi relativamente maior no L2, sugerindo, portanto, que isso se deve muito mais à composição dos resíduos, sobretudo, pela maior concentração de materiais facilmente degradáveis no L2 do que pela variação da umidade nos dois lisímetros. Em amostras de resíduos coletados em diversas profundidades de um aterro sanitário, observou-se um aumento nas concentrações de anaeróbios totais, celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos com a proximidade do nível de lixiviado, sugerindo que esse aumento tenha ocorrido pela influência da umidade (JONES *et al.*, 1983 *apud* WARITH, *et al.,* 2005). Entretanto, durante o processo de lixiviação promovido pela percolação de líquidos através da massa de resíduos, haveria uma tendência da deposição de maior quantidade de material orgânico particulado nas proximidades do nível de líquidos, o que poderia ter contribuído para o aumento da concentração dos grupos microbianos supracitados.

Os valores médios obtidos neste trabalho indicaram que a faixa de umidade mais adequada ao processo de degradação nos aterros simulados variou de 53 % a 58 %. Em lisímetros, com dimensões semelhantes, estudados por Kinnman *et al.* (1986), foram encontrados valores numa faixa de 44 a 65 %, sendo que os valores médios oscilaram entre 52 e 56 %. Vários autores referem-se ao crescimento exponencial da produção de metano com umidades na faixa de 25-60% (MATA-ALVAREZ & MARTINEZ-VITURTIA, 1986; WESTAKLE, 1995, WARITH & SHARMA, 1998). De acordo com Munasinghe (1997), a faixa ótima de umidade, a depender da composição dos resíduos e das condições ambientais, variaria de 40 % a 80 %. Vale ressaltar 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, é utilizada como substrato, apenas, a fração orgânica, bem mais homogênea, com granulometria reduzida, sendo ainda feita a recirculação e neutralização do lixiviado, o que facilitaria 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. Nas condições brasileiras, em aterros com cobertura de solos, muitas vezes mal compactados e, especialmente, nas camadas mais

superiores dos resíduos, que são mais suscetíveis à entrada de ar e ao ressecamento, provavelmente, umidades da ordem de 25-35 % ou inferiores não sejam adequadas.

4.2.2.1.4 Temperatura

Dentre os fatores abióticos que interferem na atividade microbiana durante a decomposição da fração orgânica de RSU em aterros, a temperatura é um dos mais relevantes, pois afeta diretamente o metabolismo dos microrganismos, alterando as taxas de conversão do substrato orgânico. De um modo geral, temperaturas mais elevadas proporcionam uma maior atividade e aceleram o processo de biodegradação. Entretanto, conforme citado anteriormente, nos sistemas de digestão anaeróbia, existem estreitas faixas de valores que são consideradas ótimas para a produção de metano, e temperaturas abaixo ou acima delas podem alterar, de forma negativa, a eficiência do processo.

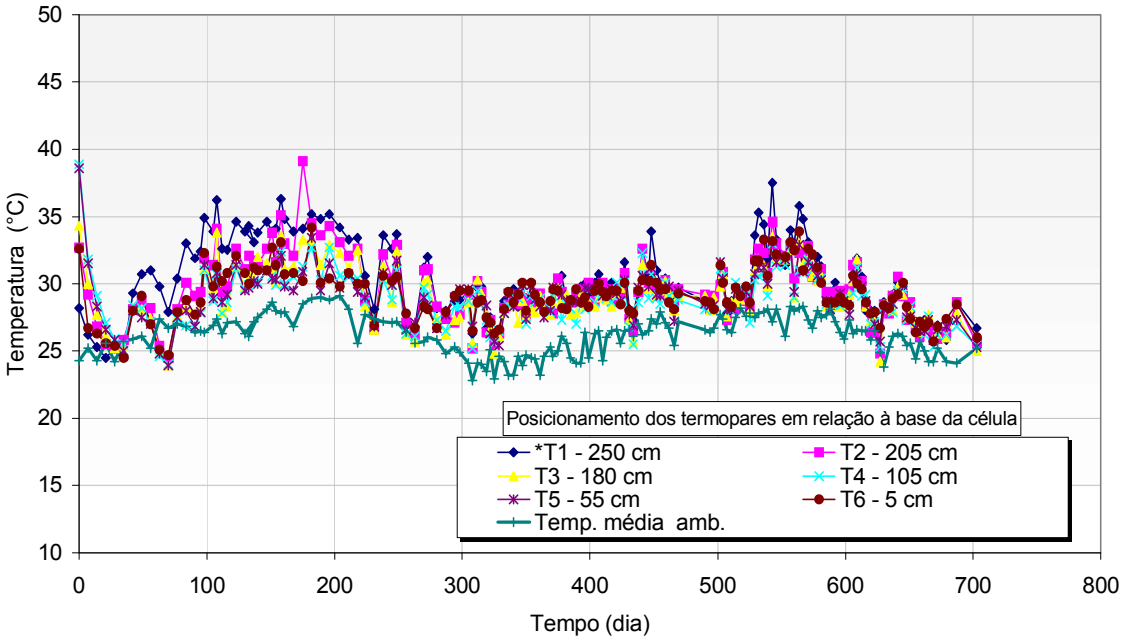
Com o objetivo de reduzir a interferência da temperatura ambiente no processo de degradação, os lisímetros foram construídos em alvenaria de tijolos cerâmicos, que se constituem em um material de baixa condutividade térmica e elevado calor específico e, portanto, contribuem para diminuir a troca de calor com o meio externo, evitando variações bruscas de temperatura. Por outro lado, a parte externa das paredes foi pintada de branco, para evitar seu aquecimento excessivo em função da insolação.

O monitoramento da temperatura nos aterros simulados foi feito através de seis termopares instalados e distribuídos praticamente a cada meio metro de altura da massa de lixo, com exceção do Termopar T3 do L1 que, devido a um erro na medida da extensão do fio, ficou acima da altura prevista, como pode ser observado na Figura 3.26.

Os resultados do monitoramento da temperatura nos dois lisímetros podem ser visualizados na Figura 4.29. Logo após a conclusão dos lisímetros, o termopar T1, no L1, ficou posicionado na interface do solo de cobertura com os resíduos, e no L2 ficou dez centímetros abaixo da cobertura (Figura 3.26). Entretanto, já nos primeiros dias de monitoramento, esses termopares ficaram posicionados no interior das camadas de cobertura, devido ao deslocamento destas em função do recalque da massa de resíduos. Portanto, nos dois lisímetros, 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.

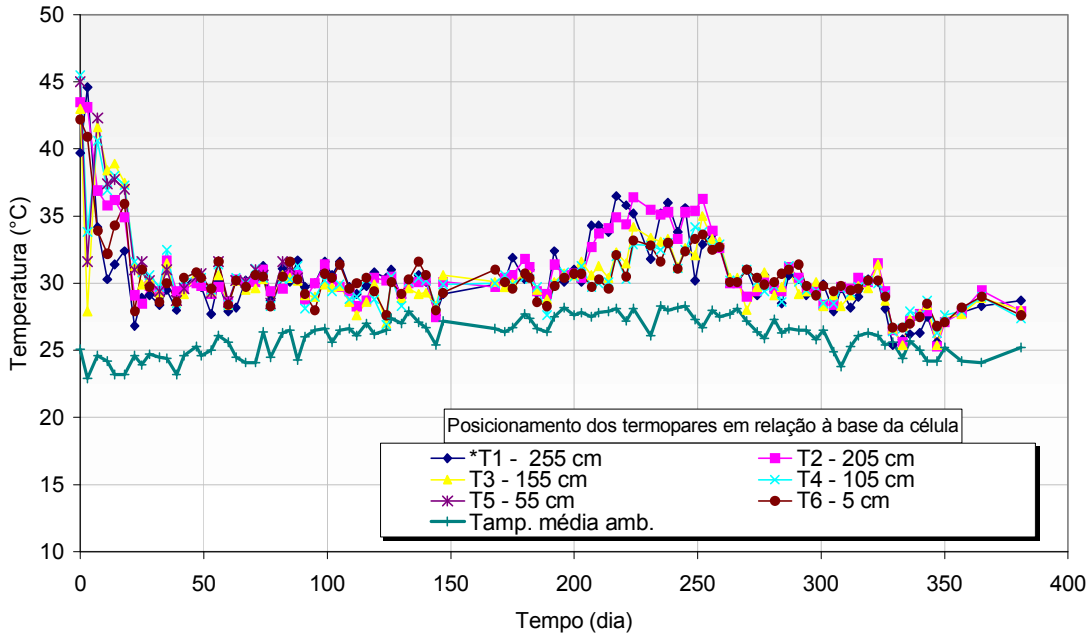
No L2, após 88 dias de monitoramento, o termopar T5, posicionado numa altura de 55 cm em relação à camada de base, foi danificado, e, a partir de então, não foram realizadas leituras na referida profundidade.

Lisímetro 1



(a)

Lisímetro 2



(b)

Figura 4.29 - Variação da temperatura na massa de resíduos e no solo de cobertura em função do tempo, nos Lisímetros 1 e 2.

No início do monitoramento, registraram-se temperaturas máximas em torno de 39 °C no L1 e de 45 °C no L2, sendo que, durante o enchimento dos lisímetros que durou três dias, foram observadas temperaturas ainda mais elevadas. Valores da ordem de 55 °C foram medidos no L1 e de 63 °C, no L2. Os resíduos, ao serem revolvidos e lançados no aterro, incorporam, em seus vazios, uma boa parcela do ar atmosférico, de modo que no primeiro instante após o aterramento, o processo de degradação é essencialmente aeróbio. Como se sabe, as transformações biológicas, sob condições aeróbias, são fortemente exotérmicas e liberam grandes quantidades de calor, o que explica essa elevação inicial de temperatura. Isso ocorre porque a diferença do potencial redox entre o O_2 e os doadores comuns de elétrons, como, por exemplo, a glicose, é superior à de outros receptores finais alternativos, o que faz a respiração aeróbia ser termodinamicamente mais favorável do que a anaeróbia e, portanto, para um mesmo substrato, a energia liberada pela respiração aeróbia será sempre superior (MADIGAN *et al.,* 2002; PELCZAR *et al*., 1996).

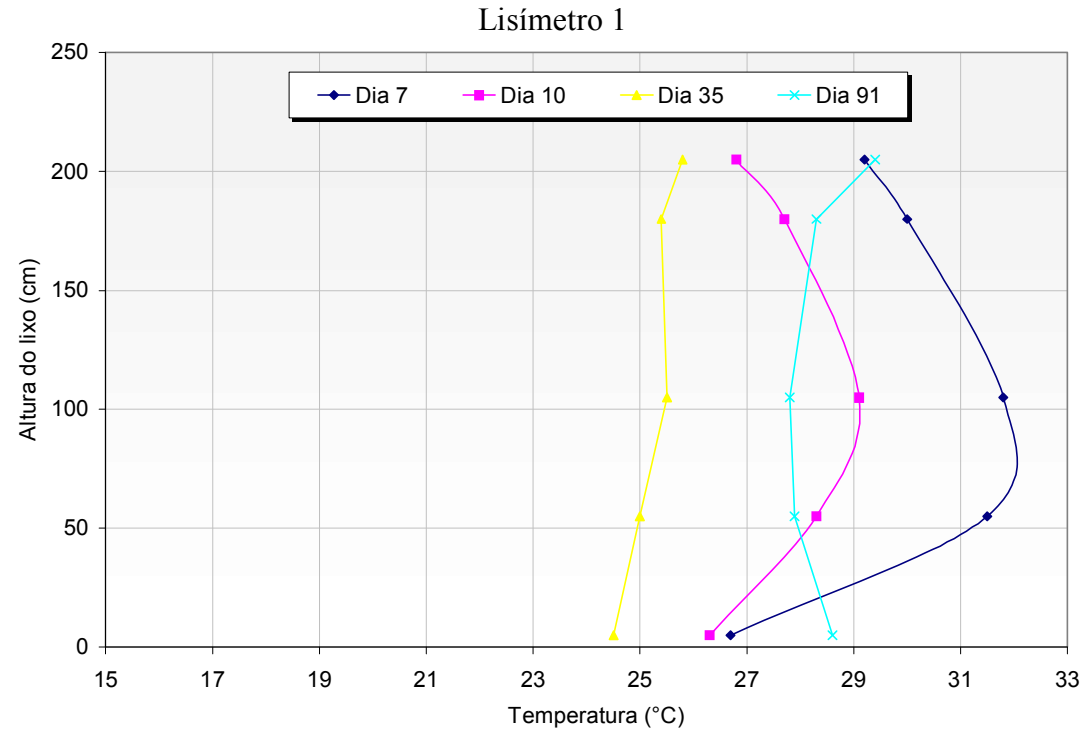
Essa fase exotérmica, característica da degradação inicial em aterros, durou praticamente 4 dias no L1 e cerca de 10 dias no L2, considerando-se o tempo gasto no enchimento dos lisímetros. Entretanto, a rigor, é provável que a concentração de oxigênio molecular seja reduzida a níveis muito baixos, em um tempo bem menor, mas as temperaturas continuariam ainda elevadas por um certo período devido ao tempo necessário à dissipação do calor gerado. Em aterros, a depender das condições de compactação, umidade e da existência ou não de cobertura diária, é provável que essa fase possa durar vários dias ou semanas, pois os resíduos são distribuídos numa extensa área, e a velocidade de elevação das células ocorre, geralmente, de forma muito gradual. Mesmo assim, de acordo com Augenstein & Pacey (1991), esse estágio duraria de horas a uma semana.

Ainda durante a fase aeróbia inicial, ou logo após, é possível perceber um comportamento diferenciado da temperatura com a profundidade, como ilustra a Figura 4.30. Nessa figura, observa-se que, nos dias 7, 10 e 11, os valores medidos foram maiores na altura intermediária. Isso se deve, provavelmente, à dinâmica de dissipação do calor gerado nessa fase. Assim, os valores são menores na base onde os resíduos foram colocados primeiro e no topo onde a troca de calor com o meio externo ocorre mais facilmente. Nas fases seguintes, de um modo geral, percebe-se pouca variação da temperatura com a profundidade, apresentando comportamento semelhante ao observado no L1, nos dias 35 e 91, e nos dias 32 e 88, no L2, sendo que, em alguns casos, percebeu-se a elevação da temperatura com a proximidade da camada de cobertura.

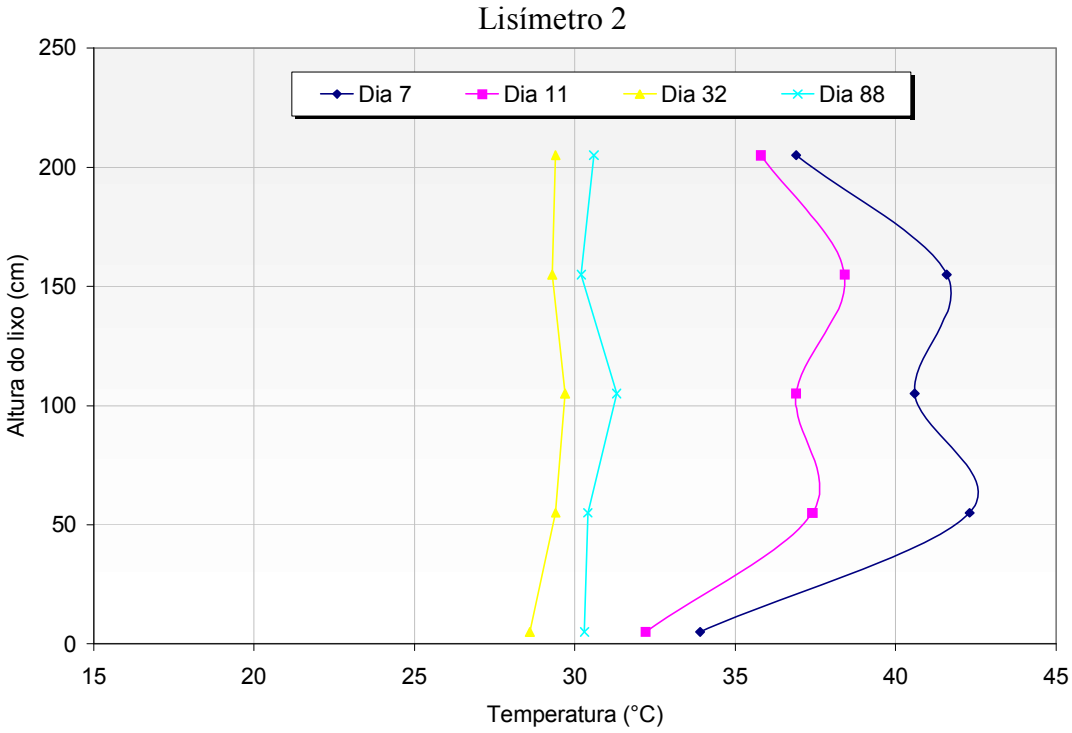
A temperatura na fase aeróbia mostrou-se substancialmente mais elevada no L2, o que pode ser explicado pelo maior conteúdo de matéria orgânica facilmente degradável, resultando conseqüentemente numa maior atividade microbiana, como pode ser visto através da contagem inicial de microrganismos aeróbios celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos (item 4.2.2.3.3 - Figuras 4.47, 4.52 e 4.56).

Após a fase aeróbia inicial, no L1, verificou-se que, em poucos dias, houve uma redução muito rápida da temperatura, até atingir, por volta do 35° dia, valores em torno de 25°C, mantendo até um certo equilíbrio à temperatura média ambiental (Figura 4.29a). Nesse período, com a redução das concentrações de oxigênio molecular, ocorre a denominada fase de transição, na qual começam a se desenvolver condições anaeróbias no interior da massa de resíduos. Essa redução da temperatura deve estar associada à diminuição da atividade microbiana em virtude da necessidade de adaptação dos microrganismos às novas condições do meio, para, só então, começarem a duplicar-se. De fato, na amostra coletada no 32° dia, verificou-se uma redução da concentração de microrganismos aeróbios celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos (item 4.2.2.3.2 - Figuras 4.47, 4.52 e 4.56). Entre os dias 35 e 100, as temperaturas oscilaram na faixa de 25-30 °C, passando por valores acima e abaixo da temperatura média ambiental, embora sempre com uma tendência de elevação. Do 100° dia em diante, a temperatura dos resíduos permaneceu, na maioria dos casos, acima dos 28 °C e bem acima da temperatura média ambiental, embora seja possível perceber na Figura 4.29a que o comportamento geral da temperatura nos resíduos segue a tendência da temperatura média do ambiente.

No Lisímetro 2, após a fase aeróbia, as temperaturas estabilizaram predominantemente numa faixa de 30 ± 2 °C e permaneceram assim durante a maior parte do tempo de monitoramento. Ao contrário do observado no L1, os valores não desceram a níveis tão baixos, sugerindo que as melhores condições de umidade no L2 bem como o maior teor de matéria orgânica tenham concorrido para isso. As maiores alterações ocorreram entre os dias 200 e 260 com elevação dos valores para uma faixa de 30-35 °C e após o dia 326, com uma redução considerável da temperatura, atingindo valores próximos a 25 °C. Essas alterações atingem mais as leituras nos termopares T2 e T3 mais próximos à camada de cobertura e estão associadas possivelmente ao aquecimento e resfriamento dessa camada. No L1, isso é verificado entre os dias 100-249 e 522-582 em que o aquecimento do solo de cobertura induz à elevação das temperaturas, especialmente na altura dos termopares T2 e T3. Isso sugere que a troca de calor com o meio externo deve ter ocorrido muito mais pela camada de



(a)



(b)

Figura 4.30 - Variação da temperatura de acordo com a profundidade dos resíduos.

cobertura do que pelas paredes laterais. Em aterros com camadas de cobertura de solos, como as dos lisímetros, é possível que na faixa mais superficial de até três ou quatro metros de profundidade também haja uma influência significativa do aquecimento ou resfriamento dessa camada na temperatura dos resíduos.

De um modo geral, verificou-se que, no L2, a temperatura do lixo permaneceu mais estável, o que é desejável, pois variações bruscas podem afetar negativamente a taxa de degradação. Os valores foram também maiores em relação à temperatura média do ambiente que parece ter exercido uma menor influência na temperatura interna desse lisímetro, como sugerem os gráficos da Figura 4.29b. As melhores condições de umidade, a maior concentração de matéria orgânica e o maior crescimento microbiano nesse lisímetro, possivelmente, contribuíram de modo significativo para isso.

Leituras realizadas no mesmo dia e em horários diferentes (6:30, 11:30 e 15:30) mostraram que não houve uma relação direta entre a variação da temperatura diária e a temperatura da massa de resíduos, como é possível perceber nas Tabelas 4.8 e 4.9. Surpreendentemente, em alguns casos, a temperatura às 6:30 da manhã foi bem maior do que próximo ao meio-dia, considerando-se que todos os dias indicados nas referidas tabelas apresentaram, no mínimo, oito horas de insolação. Por outro lado, também não foi possível estabelecer nenhuma correlação significativa entre a temperatura média ambiental diária e as temperaturas medidas nas diversas profundidades da massa de resíduos. Mesmo para as temperaturas ambientais de até três dias anteriores, não foram obtidas correlações significativas. Isso mostra que não houve uma influência imediata das condições climáticas na temperatura dos resíduos. Essa influência ocorreu, como sugerem os dados da Figura 4.29a, mas, certamente, de forma gradativa e somente quando as condições climáticas se alteraram por um período mais prolongado.

Tabela 4.8 - Temperaturas na massa de resíduos medidas em horários diferentes – Lisímetro 1.

Altura em rel. à base (cm)	**Dia**											
	378			**686**			**755**			**756**		
	T. ambiente °C			**T. ambiente °C**			**T. ambiente °C**			**T. ambiente °C**		
	Mín 23,3		Máx. 28,7	Mín 20,3		Máx. 28,2	Mín. 22,3		Máx 28,5	Mín. 22,9		Máx. 28,5
205	30,0	29,4	29,9	28,6	28,6	29,5	30,2	27,3	29,8	29,4	26,7	29,5
180	29,1	28,8	28,5	27,9	27,9	28,0	30,1	27,0	29,1	29,6	26,0	29,1
105	28,0	27,3	28,2	27,0	26,8	26,9	30,0	27,5	29,2	29,8	26,4	29,2
55	29,0	29,2	29,2	27,9	27,3	28,3	31,1	27,2	29,2	30,2	27,2	29,7
5	29,9	28,2	29,6	28,8	28,8	29,6	30,5	27,9	30,6	30,9	27,3	30,6
Hora	**06:30**	**11:30**	**15:30**	**06:30**	**11:30**	**15:30**	**06:30**	**11:30**	**15:30**	**06:30**	**11:30**	**15:30**

Tabela 4.9 - Temperaturas na massa de resíduos medidas em horários diferentes – Lisímetro 2.

Altura em rel. à base (cm)	**Dia**											
	56			**364**			**433**			**434**		
	T. ambiente °C			**T. ambiente °C**			**T. ambiente °C**			**T. ambiente °C**		
	Mín 23,3		Máx. 28,7	Mín 20,3		Máx. 28,2	Mín. 22,3		Máx 28,5	Mín. 22,9		Máx. 28,5
205	29,9	29,7	29,7	29,5	29,2	28,8	32,1	29,2	29,9	30,8	28,6	31,5
155	30,9	30,6	30,8	28,5	28,9	28,9	30	28,7	28,3	30,5	27,7	30,7
105	31,4	31,4	31,7	30,0	29,0	29,0	31,6	28,1	28,7	30,0	27,0	30,6
55	31,9	31,6	31,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	32,1	31,6	31,9	30,2	29,1	29,5	31,6	28	28,8	28,8	26,5	30,5
Hora	**06:30**	**11:30**	**15:30**	**06:30**	**11:30**	**15:30**	**06:30**	**11:30**	**15:30**	**06:30**	**11:30**	**15:30**

Normalmente se admite que a temperatura ambiente não é um fator condicionante da temperatura interna do aterro. Neste sentido, Coumoulos *et al.* (1995) mediram temperaturas em aterros em diferentes épocas do ano e concluíram que não existe relação com as oscilações da temperatura ambiente. No referido trabalho, embora os valores de temperatura medidos tenham sido relativamente altos, também foram anotados valores na faixa de 5 a 15 ºC. Considerando-se que é muito improvável que em locais de clima quente, como nas regiões Norte e Nordeste do Brasil, sejam medidas temperaturas tão baixas em aterros, essa afirmação seria, de certa forma, contraditória.

As temperaturas observadas nos lisímetros, excetuando-se as leituras feitas durante o enchimento, ficaram todas dentro da faixa mesofílica. Na Figura 4.31, está indicada a faixa de temperatura predominante nos lisímetros, desconsiderando-se a fase aeróbia inicial. Em outros experimentos com lisímetros, foram observados valores iniciais de 68 °C, diminuindo vagarosamente para 60 °C, seguido de um rápido declínio para 29 °C (BIDONE & POVINELLI, 1999). Em duas células experimentais com secção de formato trapezoidal e dimensões de 12 m, 4 m, 5 m, 2 m - base maior, base menor, largura, altura – (JUNQUEIRA, 2000), monitoradas por mais de 22 meses, foram medidas temperaturas na mesma faixa de valores observados nos lisímetros. Em uma delas, as temperaturas predominantes foram até inferiores àquelas observadas nos lisímetros.

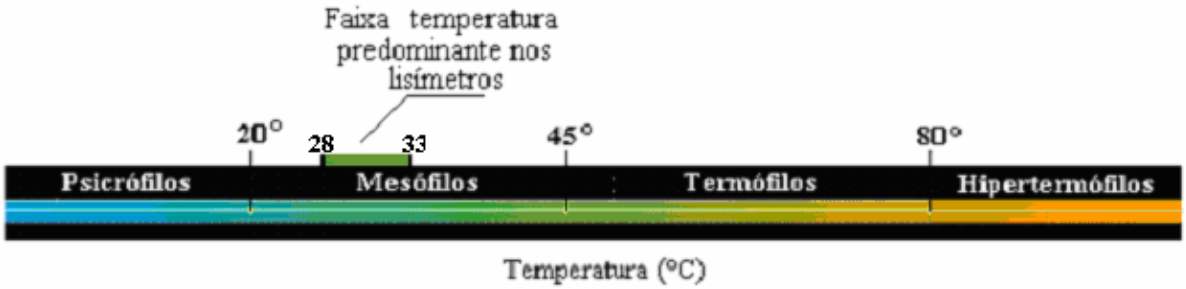


Figura 4.31 - Indicação da faixa de temperatura predominante nos lisímetros.

Dados da literatura indicam temperaturas em aterros bem mais elevadas do que o observado nos lisímetros, principalmente em aterros de grande altura. A massa de resíduos em um aterro pode atingir temperaturas de 40-60 °C para profundidades de 10 a 30 m, diminuindo, geralmente, próximo à superfície e em maiores profundidades onde os processos de decomposição seriam mais lentos (SHIMIZU, 1996 *apud* LOPES & GOMES, 2000) ou porque os resíduos das camadas inferiores eram, necessariamente, mais velhos e poderiam apresentar menor atividade microbiana. No entanto, é importante frisar que muitos aterros controlados sem sistemas adequados de cobertura e drenagem superficial permitem a infiltração de grandes quantidades de água de chuva com apreciáveis concentrações de oxigênio dissolvido e uma vez utilizado na respiração de microrganismos facultativos, pode contribuir para a elevação da temperatura nesses aterros.

Pesquisas em aterros sanitários nas cidades de Caxias do Sul (RS) e Campinas (SP) indicaram, inicialmente, temperaturas elevadas, da ordem de 45 °C, com redução e estabilização dos valores em torno de 28 °C nos estágios mais avançados (BIDONE & COTRIM, 1988; LIMA, 1988 *apud* JUNQUEIRA, 2000). Leituras de temperaturas em um furo de sondagem da Célula 8 do aterro da Muribeca (PE), em profundidades de até 5m e observadas no período de dez/04 a mar/05 registraram valores de 31 °C a 35 °C. Já em outro furo, na mesma Célula e no mesmo período de observação, se bem que para profundidades de até 10,2 m, foram lidos valores de 34 °C a 46 °C (JUCÁ *et al.*, 2005). Embora em outras sondagens tenham sido registradas temperaturas bem elevadas nos primeiros metros abaixo da cobertura, normalmente na camada mais superficial, de até 1,0 metro de profundidade, os valores não têm sido muito superiores a 34 ºC aproximando-se, portanto, das temperaturas observadas nos lisímetros. Entretanto a referida Célula contém resíduos com idades de 01 a 15 anos.

4.2.2.1.5 Sólidos voláteis dos resíduos

O processo de bioestabilização de RSU, que compreende a utilização de material orgânico pelos microrganismos, inicia-se basicamente pela hidrólise dos sólidos voláteis (SV), produzindo material solúvel que pode ser metabolizado. Neste sentido foi feito o monitoramento do teor de sólidos voláteis dos resíduos sólidos aterrados nos dois lisímetros cujos resultados são ilustrados na Figura 4.32. Portanto, o teor de SV, expresso como uma porcentagem dos sólidos totais, é utilizado normalmente como uma medida indireta de biodegradabilidade da fração orgânica de RSU. Entretanto, como se sabe, o uso desse parâmetro pode conduzir a erros de interpretação, tendo em vista que alguns materiais

orgânicos altamente voláteis, a exemplo de papéis de periódicos e tecidos vegetais, podem apresentar baixa biodegradabilidade.

Conforme citado anteriormente, em cada coleta de sólidos, foram formadas duas amostras, sendo cada uma proveniente da porção superior ou da porção inferior dos lisímetros. Os resultados indicados (Figura 4.32) referem-se aos valores médios de SV obtidos para essas amostras. Optou-se por utilizar o valor médio devido às oscilações observadas nos valores desse parâmetro. Essas oscilações ocorreram, certamente, em virtude da heterogeneidade dos resíduos, que dificulta a obtenção de uma amostra mais representativa, principalmente, no caso dos lisímetros, em que as amostras coletadas eram relativamente pequenas.

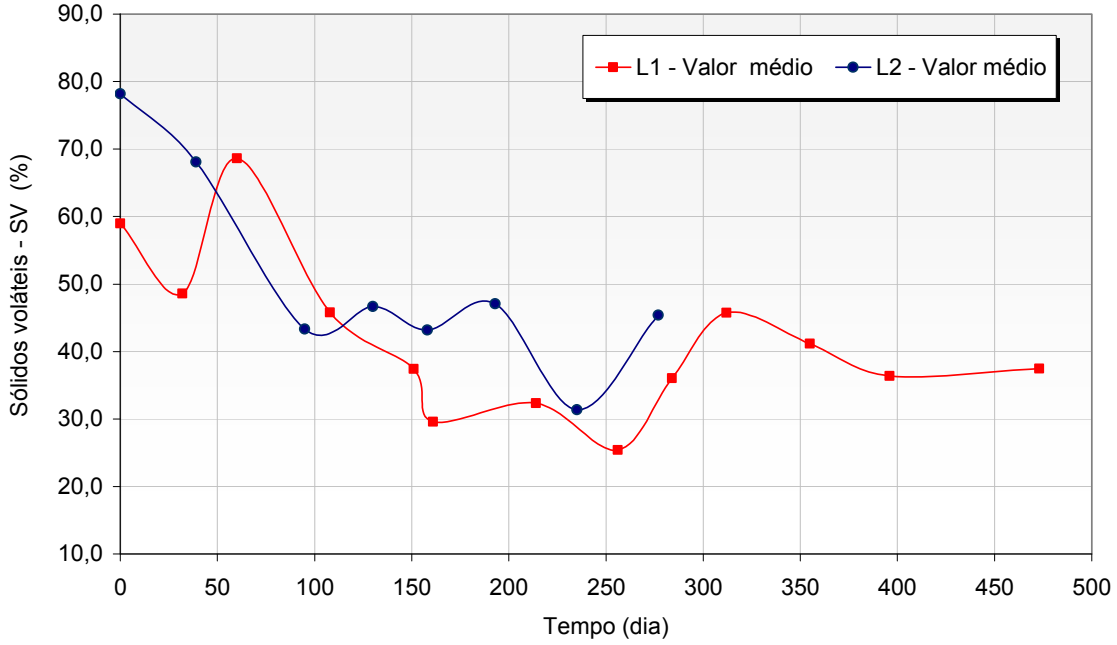


Figura 4.32 - Variação dos teores médios de SV dos resíduos em função do tempo de aterramento.

De um modo geral, os resultados médios indicam que tanto no L1 como no L2 houve uma redução considerável dos SV com o tempo de aterramento. Na comparação dos resultados entre os dois lisímetros, considerando-se o tempo total de monitoramento do L2, percebe-se que, em termos absolutos, os valores finais de SV nesse lisímetro foram maiores do que o observado no L1. Entretanto, tomando-se como base o valor inicial da caracterização dos resíduos utilizados em cada lisímetro, que corresponde ao primeiro ponto marcado no gráfico, percebe-se que, no L2, houve uma redução relativamente maior do percentual de SV durante o tempo analisado, sugerindo que, no referido experimento, o processo de degradação teria sido mais eficiente.

4.2.2.2 Recalques

4.2.2.2.1 Evolução dos recalques no tempo

No presente trabalho, conforme citado no Capítulo 3, os recalques superficiais foram medidos em cada um dos lisímetros, utilizando-se placas apoiadas no topo da camada de resíduos e através de um disco magnético. Já os recalques em profundidade foram medidos apenas com o auxílio de um disco magnético apoiado inicialmente na altura média da camada de lixo e que, após a conclusão de cada um dos aterros simulados, ficou posicionado a 1,2 m de altura em relação à base (Figura 3.26).

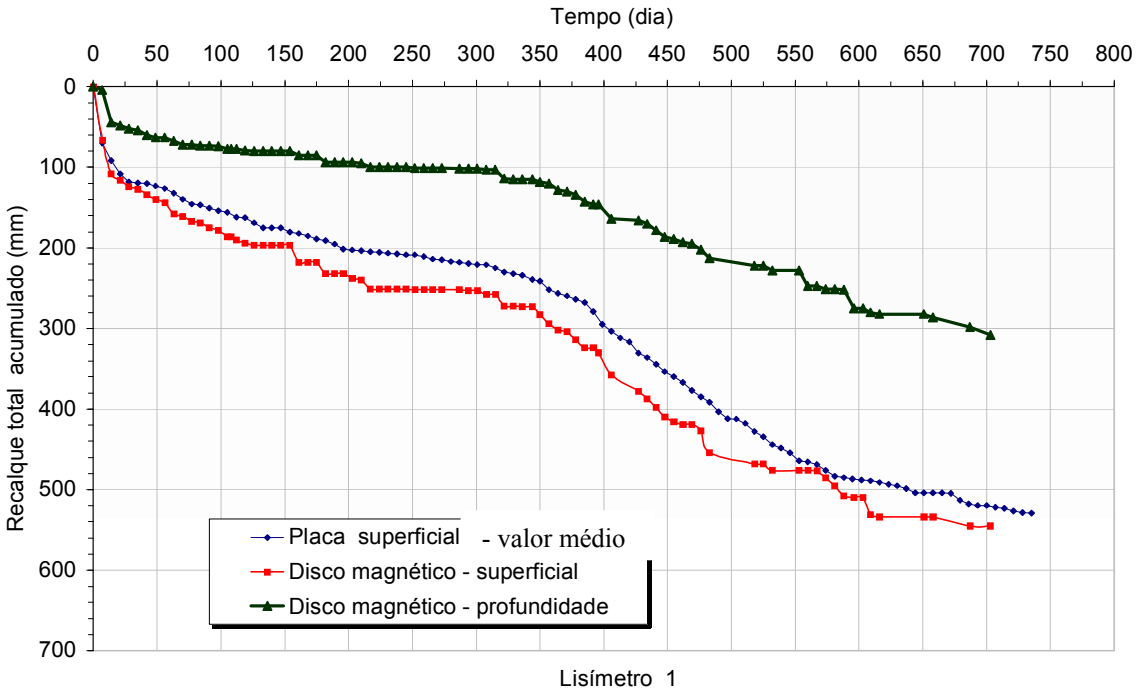
Os resultados dos recalques acumulados durante o período de monitoramento considerado neste trabalho, cujos resultados podem ser vistos na Figura 4.33, referem-se àqueles medidos a partir da conclusão da camada de cobertura. Entretanto, a variação volumétrica dos resíduos durante a compactação do lixo e a execução da cobertura final, merecem alguns comentários que serão feitos nos dois parágrafos seguintes.

No L1, os resíduos foram compactados até uma altura de 2,81 m (Figura 3.26a), quando foi feita a regularização da superfície com uma camada de solo de 2,5 cm de espessura, sobre a qual foram instalados um disco magnético e duas placas de recalques. A partir desse momento, iniciou-se a compactação da camada de cobertura que, em virtude do acréscimo de pressão, provocou um recalque total de 310 mm (Figura 3.26b) dos quais 260 mm foram resultantes da compressão da porção superior dos resíduos até uma profundidade de 1,56 m, uma vez que o disco magnético, instalado na altura de 1,25 m, em relação à base, sofreu um deslocamento de apenas 50 mm, representando 16,1 % do recalque total. Isso ocorreu certamente, porque a porção inferior dos resíduos já estaria com uma densidade mais elevada, devido à sobrecarga do lixo sobrejacente. A sobrecarga imposta pela camada de cobertura, conforme os dados da Tabela 4.1, foi da ordem de 8,46 kN/m^2, enquanto a porção inferior do lisímetro, a partir do ponto de localização do disco magnético (D2), de acordo com os dados da Tabela 4.5, já estaria submetida a uma sobrecarga de 10,31 kN/m^2, somente devido à camada de lixo sobrejacente. Isso, em ambos os casos, desconsiderando o esforço empregado na compactação e o atrito entre o solo ou lixo e a parede do lisímetro.

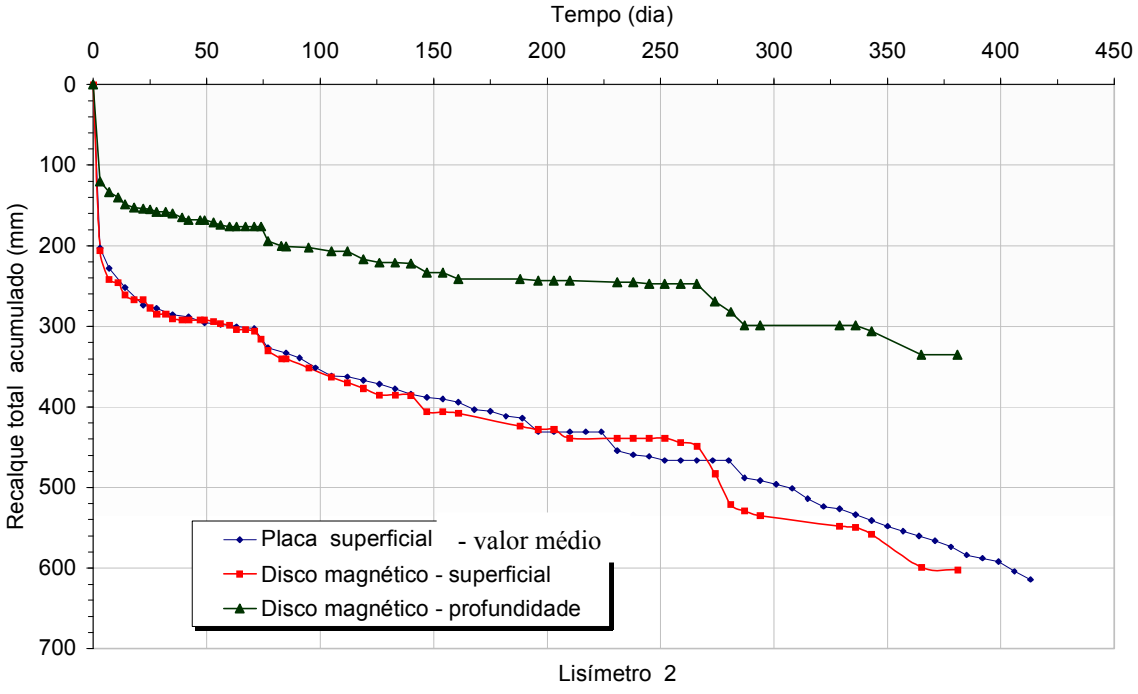
No L2, o acréscimo de pressão devido à camada de cobertura foi de 8,48 kN/m^2, enquanto o da massa de lixo sobrejacente ao disco (D2) chegou a 11,32 kN/m^2. O deslocamento vertical total observado durante a execução da cobertura foi de 170 mm (Figura 3.26d), sendo que somente 30 mm foi devido o recalque do resíduo subjacente ao D2

(Figura 3.26c), representando 17,6 % do recalque total. Nota-se, portanto, que as relações entre os recalques nas porções superiores e inferiores dos dois lisímetros foram equivalentes. Entretanto, a deformação total no L1 foi bem maior, mesmo tendo sido submetido a uma sobrecarga equivalente. Isso, provavelmente, ocorreu porque, antes do início da camada de cobertura, a massa específica aparente dos resíduos no L1 (588 kg/m^3) era menor do que no L2 (691 kg/m^3) e, possivelmente, essa diferença pode ser explicada pela composição dos resíduos. O maior teor de plásticos no Lisímetro 1 seria suficiente para conferir a massa de resíduos características mais elásticas, tornando menos eficiente o processo de compactação empregado. Por outro lado, o maior teor de matéria orgânica e, conseqüentemente, um maior percentual de partículas menores no L2 (Figura 4.14) permitiu um melhor entrosamento dos diversos componentes dos resíduos durante as operações de espalhamento e compactação, contribuindo para a redução dos vazios e, conseqüentemente, para o aumento da massa específica aparente.

Os resultados apresentados na Figura 4.33 mostram a evolução dos recalques nos dois lisímetros, em função do deslocamento das placas superficiais (valores médios) e dos discos magnéticos instalados na superfície e em profundidade. De um modo geral, observou-se tanto no L1 quanto no L2 que as duas metodologias (placas e disco) apresentaram resultados bastante próximos. As diferenças entre os resultados medidos com o disco em relação àqueles obtidos com as placas justificam-se em função do tamanho do disco que, por ser bem menor, está mais sujeito à interferência de deformações localizadas. Outro aspecto que ainda pode ser ressaltado é que o tubo de acesso é muito flexível e pode facilmente sair de prumo em função das deformações na massa de resíduos, o que pode dificultar, em alguns momentos, o deslocamento vertical do disco. Isso também pode ocorrer pela entrada de resíduos na folga deixada entre o tubo e o disco, impedindo-o de deslocar-se na mesma velocidade em que ocorrem as deformações verticais. Isso poderia explicar alguns trechos dos gráficos que mostram recalques praticamente nulos, quando medidos com os discos magnéticos, enquanto as medições nas placas indicam um deslocamento mais contínuo. Considerando a maior representatividade das placas em função da área que elas ocupam, na análise dos recalques superficiais, serão utilizados, preferencialmente, os valores medidos pelas placas de recalque. Portanto, em todo o texto, a expressão “recalque superficial” se refere àquele medido pelo deslocamento médio das placas que representa o recalque total medido em toda a massa de resíduos.



(a)



(b)

Figura 4.33 - Evolução temporal dos recalques da massa de resíduos medidos na superfície e em profundidade.

Na Figura 4.33 nota-se que as curvas de recalques apresentam diferentes inclinações que sugerem fases distintas de compressão, em função do tempo de aterramento. Em relação ao recalque superficial pode se observar, tanto em relação ao L1 como em relação ao L2, que o período anterior ao 28° dia de monitoramento foi marcado por elevados valores de recalques, a partir do qual se verifica uma modificação mais pronunciada no comportamento das curvas.

Considerando-se o recalque superficial médio medido pelas placas nos primeiros 28 dias, verificou-se, no L1, uma velocidade média de 4,2 mm/dia, para um recalque total de 118 mm e, no L2, velocidade de 9,9 mm/dia para um recalque de, aproximadamente, 277 mm. Esse recalque ocorrido até o 28 º dia pode ser associado a duas fases distintas: i) Fase 1 - Compressão imediata ou instantânea - redução abrupta dos vazios devido ao incremento de carga, nesse caso, provocada pela execução da camada de cobertura; ii) Fase 2 - Compressão remanescente - que se inicia logo após a deformação imediata, devido a mecanismos de reorientação e compressão de materiais muito deformáveis que mantêm os recalques inda elevados, mesmo sem acréscimo de pressão. Conforme Morris & Woods (1990) e Wall & Zeiss (1995), esses recalques também seriam devido à dissipação de pressões intersticiais de água e gases. No caso específico do L1, como os resíduos apresentaram uma umidade muito baixa no primeiro mês e considerando a existência de dreno de gás e a elevada permeabilidade dos resíduos, é pouco provável que tenha se desenvolvido poropressão significativa nessa fase. Entretanto, no L2 no qual as umidades permaneceram bastante elevadas desde o início do monitoramento e foram medidas concentrações de CO_2 maiores que 90 % nos primeiros dias, é provável que possa ter havido o desenvolvimento de poropressão devido a presença dos gases resultantes do processo de degradação, o que poderia, em parte, justificar o recalque relativamente menor, observado no L2 (Figura 3.26), durante a execução da camada de cobertura.

Se considerarmos a deformação total da massa de lixo, incluindo aquela observada durante a compactação da cobertura, ao final da Fase 2 (28 dias), já teria ocorrido uma deformação específica de 15,2 % no L1 e 15,9 % no L2, valores estes bastante expressivos, se considerarmos, por exemplo, que a deformação específica devida exclusivamente à biodegradação, segundo El-fadel & Khoury (2000), seria, em média, de 15%. Esses recalques imediatos e remanescentes (Fases 1 e 2) geralmente não são medidos em aterros, pois normalmente o período de elevação de uma célula demora alguns meses, quando somente são instalados os marcos e as placas superficiais. Portanto, essas informações podem ser úteis do ponto de vista prático, para a previsão do tempo de elevação das células de um aterro. Para a

obtenção de dados de deformação em aterros nessas fases iniciais, seria recomendável a utilização de discos magnéticos desde o início de operação da célula, que poderiam ser distribuídos a cada um ou dois metros de elevação do aterro. Essa metodologia é interessante, pois a instalação dos discos e a realização das leituras podem ser feitas, rapidamente, com custos relativamente baixos.

As mesmas considerações sobre as Fases 1 e 2, feitas em relação ao recalque total, também são válidas para os recalques medidos em profundidade que apresentaram, de um modo geral, o mesmo comportamento. Entretanto, como é possível perceber nos gráficos de recalques medidos em profundidade (Figura 4.33), essas fases ocorreram num menor intervalo de tempo, em torno de 21 e 18 dias no L1 e L2, respectivamente. Isso pode ser explicado pelo maior tempo de aterramento dos resíduos localizados na parte inferior dos lisímetros e por estarem submetidos a uma maior sobrecarga, conforme citado anteriormente.

A partir dos 28 dias, verifica-se uma mudança acentuada na inclinação das curvas de recalque superficial (placas), que pode estar associada ao início da Fase 3 em que os recalques devidos a degradação da matéria orgânica começam a ser mais significativos. Se os resíduos fossem constituídos de materiais inertes e considerando-se que as poropressões já teriam sido dissipadas, o recalque nessa fase poderia ser, exclusivamente, devido ao creep ou à deformação lenta dos materiais com incrementos que inicialmente poderiam ser significativos, mas que, ao longo do tempo, tenderiam a valores mínimos, o que representaria um percentual muito pequeno do recalque total. Entretanto, como um elevado percentual da massa de RSU pode ser facilmente degradada por processos físico-químicos e biológicos, a compressão na Fase 3 ocorre certamente por uma combinação de vários fatores e, como pode ser observado na Figura 4.33, representou a maior parcela dos recalques observados. Nessa fase, podem ser evidenciados trechos com inclinações bem diferentes, principalmente no gráfico referente ao L1, indicando que o comportamento da curva de compressão pode variar bastante em função do tempo, devido, provavelmente, a alterações na evolução do processo de degradação, o que poderia acentuar, mais ou menos, o efeito da biodegradação no recalque. Nesse sentido, sugere-se que a Fase 3 seja subdividida em duas etapas que serão discutidas posteriormente.

Em cada um dos trechos da curva de recalque superficial médio do L1 (Figura 4.33a), em que se é possível perceber, visualmente, uma inclinação distinta, foram calculadas as velocidades médias das deformações. O mesmo foi feito em relação ao L2, considerando-se intervalos semelhantes, cujos resultados são apresentados na Figura 4.34. Nessa figura, percebe-se que as velocidades médias iniciais são muito elevadas e vão diminuindo,

inicialmente, de forma muito rápida e depois, mais lenta, até se manterem mais uniformes e numa faixa de 0,2 - 1,2 mm/dia. Comportamento semelhante foi observado por Mariano (1999) na Célula 1 do aterro de Muribeca – PE, após a colocação de uma camada de cobertura sobre o lixo com idades de 4,5 a 14 anos e espessura em torno de 23 m. No referido estudo, em nove placas de recalques, as velocidades entre 60 e 270 dias, após o início das leituras, variaram num intervalo de 0,2-1,1 mm/dia e, em uma placa localizada sobre uma camada de lixo mais recente utilizada na regularização da célula, variou de 1,7-2,0 mm/dia.

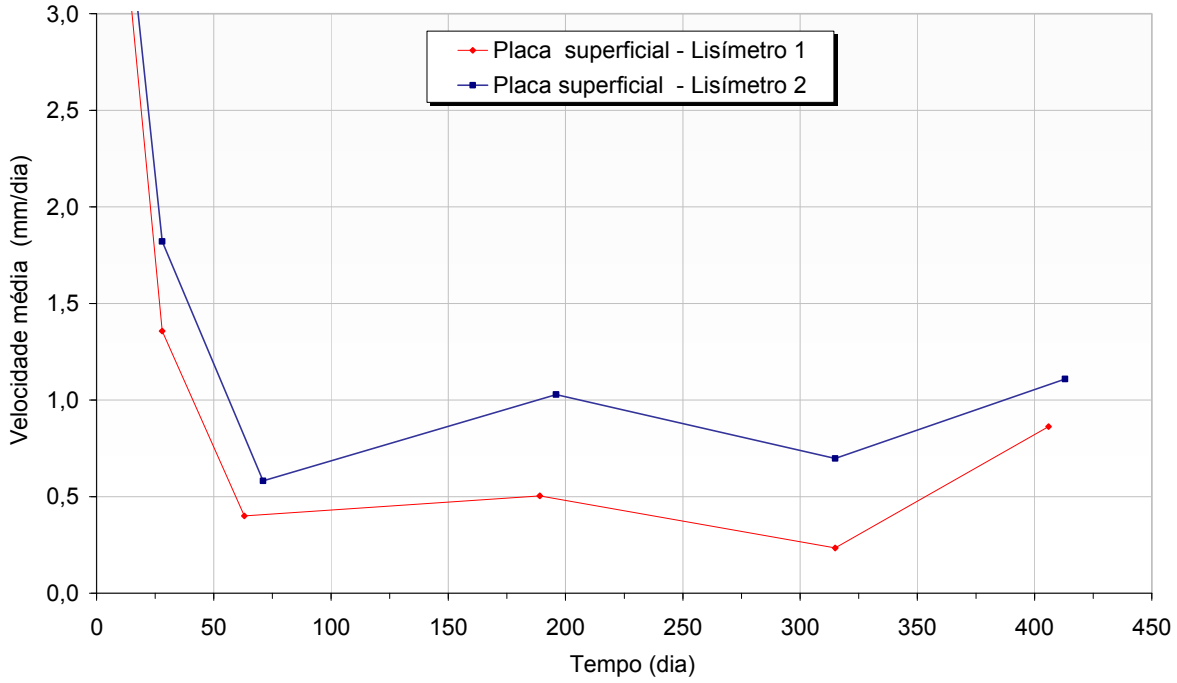


Figura 4.34 - Evolução temporal da velocidade média de recalques superficiais medidos nos Lisímetros 1 e 2.

Os gráficos de velocidade média de recalque superficial (Figura 4.34) apresentaram comportamentos muito semelhantes. Entretanto, considerando-se intervalos de tempo aproximadamente iguais na Fase 3, na qual devem predominar os recalques devido à biodegradação, as velocidades no L2 foram bem maiores, o que sugere uma maior taxa de degradação dos resíduos em relação ao L1. Considerando-se a medida dos recalques superficiais (placas) num intervalo de 385 dias, contados a partir do início da Fase 3 (28 dias), verificou-se uma deformação específica de 14,2 % no L2 e de apenas 8,1 % no L1, conforme dados indicados na Tabela 4.10.

Tabela 4.10 - Parâmetros para o cálculo da deformação específica na Fase 3.

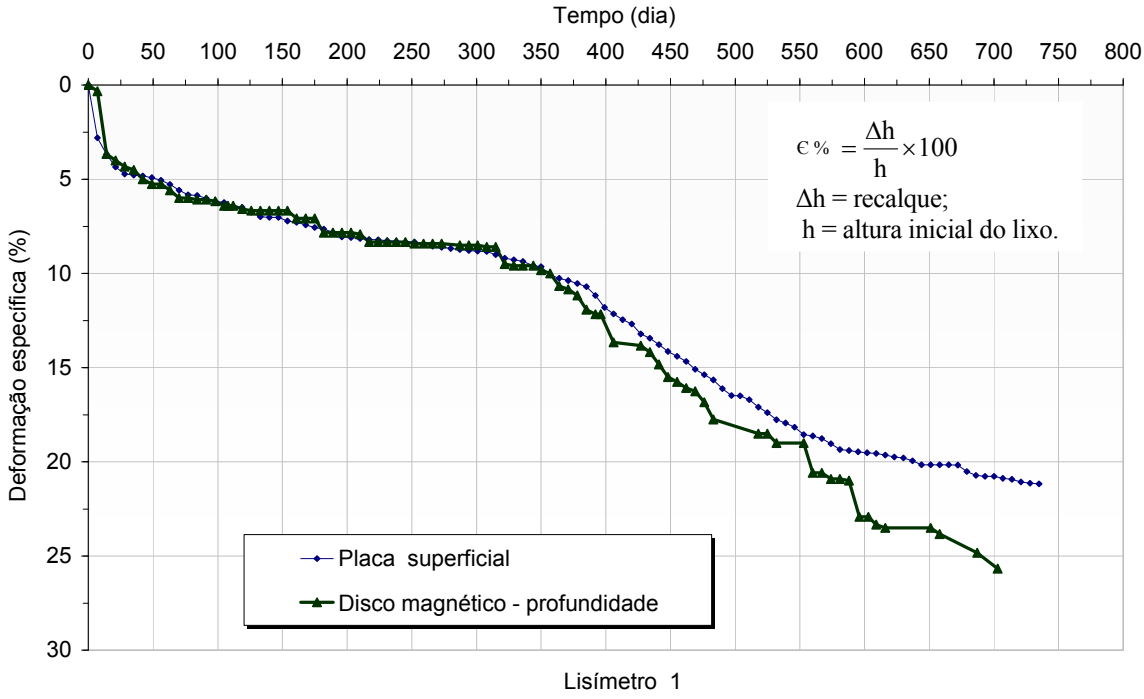
Parâmetro	L2	L1
t_i - tempo inicial considerado (dia)	28	28
t_f - tempo final (dia)	413	413
H_0 – altura inicial do lixo (cm)	237,2	238,2
ΔH – variação de altura (cm)	33,6	19,4
Є - deformação específica (%)	14,2	8,1

Para se ter uma idéia do que representa na prática a diferença entre as deformações específicas observadas nos dois lisímetros, consideremos uma célula de um aterro com área média de 1,0 ha e com altura de 30 m. Uma deformação específica adicional de 6,1 % (14,2 % – 8,1 %) representaria uma redução volumétrica de 18300 m^3 que seria suficiente para comportar todo o lixo gerado em uma cidade de 100 mil habitantes, durante 7 meses. Isso se considerando uma geração per capita de 0,7 kg/hab/dia e uma massa específica no aterro de 0,8 ton/m^3.

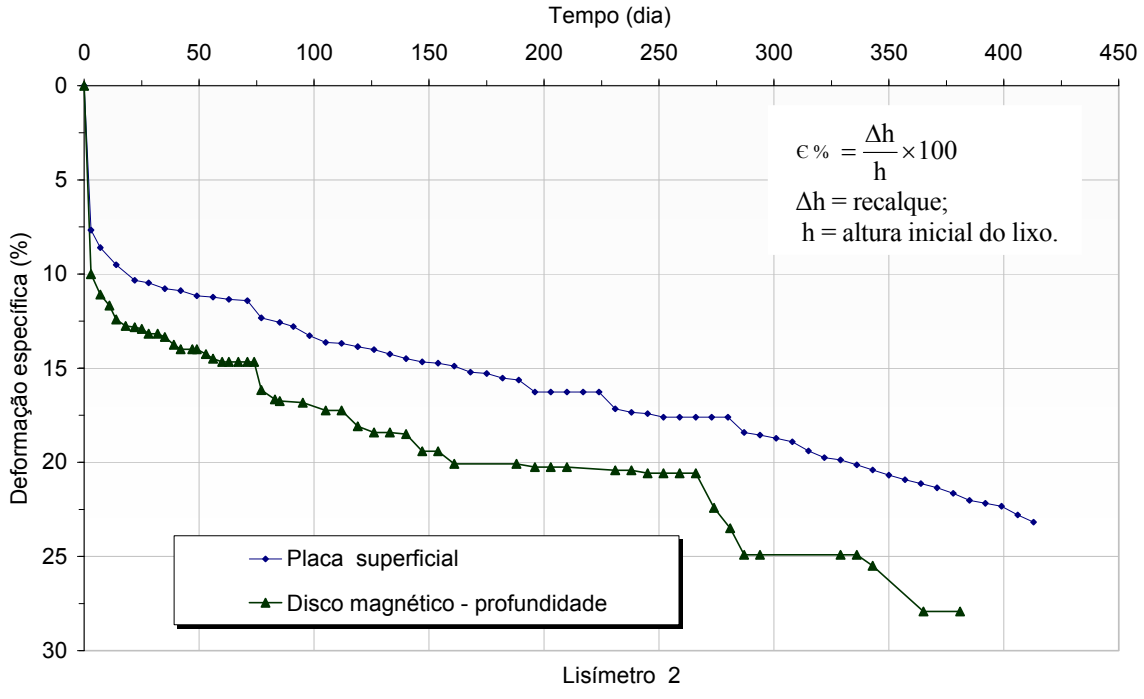
Levando-se em conta o recalque total medido na superfície (placas), durante todo o tempo de monitoramento considerado nesse trabalho, a deformação específica observada (Figura 4.35) no L1, após 735 dias foi de 21,8 % contra 23,2 % no L2, em apenas 413 dias.

Com relação ao recalque medido em profundidade (Figura 4.33), observa-se que, em números absolutos, ele foi sempre bem menor do que aquele medido na superfície, como era de se esperar. Entretanto, em termos relativos, a compressão da camada inferior foi maior. Ao final do monitoramento de cada um dos lisímetros, a deformação específica (Є) total medida em profundidade foi de 25,7 % no L1, para 703 dias e de 26,8 % no L2, para 381 dias de monitoramento (Figura 4.35). Esse acréscimo nos valores de Є, em relação à deformação específica da espessura total de lixo, pode ser justificado, certamente, em função da maior sobrecarga. Outro aspecto que também pode ser levado em consideração é o acúmulo de lixiviado na parte inferior dos lisímetros que pode contribuir para um maior amolecimento e dissolução de materiais sólidos, influenciando a magnitude dos recalques.

Na Figura 4.36a, podem ser vistos os gráficos dos recalques superficiais em função do tempo na escala logarítmica, nos quais podem ser evidenciados trechos bem distintos. O comportamento geral das curvas se assemelha ao da curva típica de compressão de RSU, conforme ilustrado na Figura 4.36b. O primeiro trecho (A) refere-se às Fases 1 e 2, incluindo os recalques imediatos e remanescentes, conforme discutido anteriormente. Entretanto, a Fase 3 pode ser subdividida em dois trechos (B e C). No trecho inicial, os recalques predominantes seriam ainda devido a processos mecânicos, incluindo a deformação lenta, e, no trecho



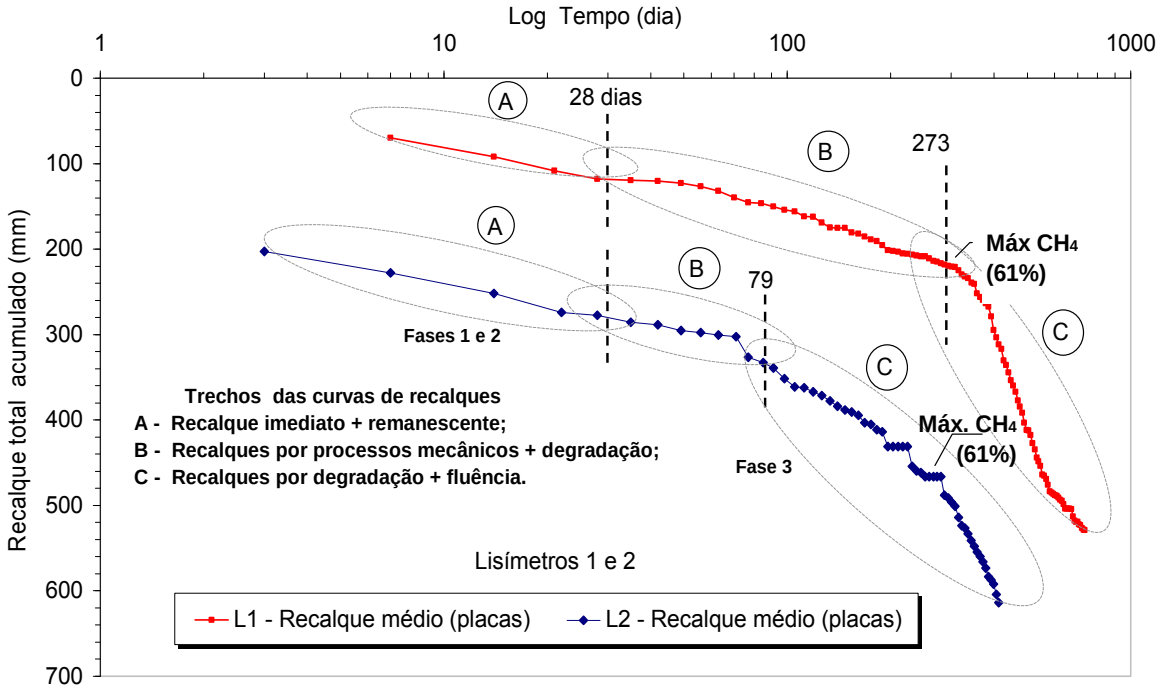
(a)



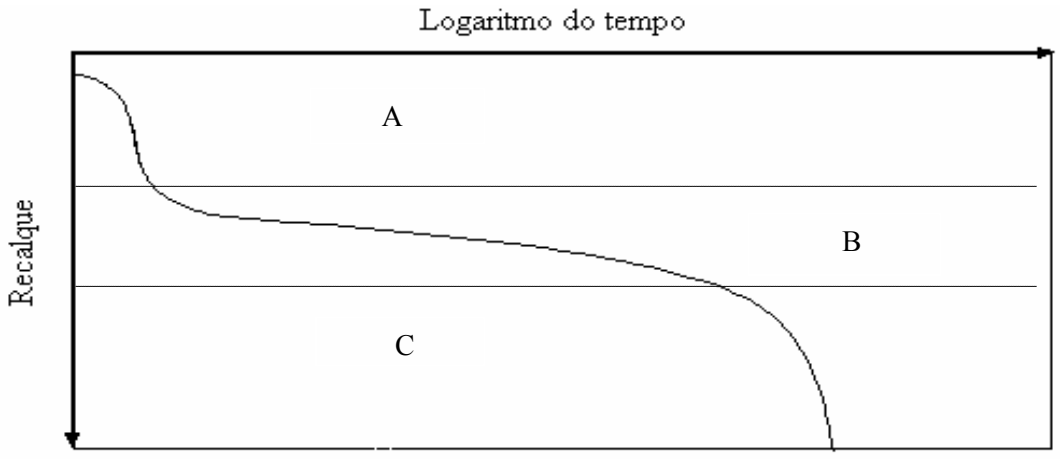
(b)

Figura 4.35 - Evolução temporal da deformação específica da massa de resíduos, medida na superfície e em profundidade.

seguinte (C), seriam devido aos processos físico-químicos e bioquímicos de degradação dos resíduos, com perda de massa na forma de efluentes líquidos e gasosos, e devido à fluência. Portanto, o comportamento da curva difere daquele sugerido por Sowers (1973), que considera que, nesse estágio, o recalque apresenta um comportamento aproximadamente linear com o logaritmo do tempo.



(a) - Variação do recalque superficial com o logaritmo do tempo – Lisímetros 1 e 2.



(b) - Curva típica de recalque, conforme Bjarngard & Edgers (1990).

Figura 4.36 - Curvas de variação do recalque com o logaritmo do tempo.

Os limites entre cada um dos trechos típicos das curvas de recalques foram estabelecidos em função das mudanças de inclinação das curvas, observadas visualmente. Como a evolução do processo de deformação é contínua, a passagem de um trecho para outro não deve ocorrer de forma tão abrupta. Assim, para o estabelecimento dos limites entre eles foram considerados os pontos médios de uma suposta faixa de transição entre o final de um trecho e o início do outro, como ilustra a Figura 4.36a.

De fato, os referidos trechos observados na Figura 4.36a são compatíveis com a evolução do processo de degradação, observado nos dois aterros simulados. No L1, o Trecho B desenvolveu-se no intervalo de 28 a 273 dias. Na maior parte desse período (28-200 dias), observaram-se baixas concentrações de biogás (item 4.2.2.4 - Figura 4.68a), o que sugere baixa taxa de decomposição. Por volta do dia 230, que marcaria o início da transição entre os Trechos B e C, verificou-se, também, o início do aumento mais acentuado das concentrações de CH_4, que atingiu um máximo no 300° dia, sendo que, por volta do dia 322, se iniciou a fase mais acentuada de recalques. Essa associação entre a evolução das concentrações de CH_4 e o comportamento da curva "log tempo x recalques" também pode ser observada no L2. Como no L2, a geração de gás começou logo após o aterramento dos resíduos (item 4.2.2.4 - Figura 4.68b) o Trecho B (Figura 4.36a) foi bem mais curto, ou seja, os efeitos mais pronunciados da degradação na taxa de recalque foram percebidos mais rapidamente.

Edgers & Noble (1992), citados por Hossain (2002), sugerem uma equação, para a estimativa dos recalques, baseada na biodegradação que seria utilizada a partir de um tempo crítico relativo ao início mais intenso das deformações devido à atividade biológica. Esse tempo provavelmente poderia ser representado pelo início do Trecho C.

A mudança de inclinação na parte final do Trecho C, observada na curva referente ao L1 (Figura 4.36a), já sugere o início de uma quarta fase da curva de recalque, identificada por Grisolia & Napoleoni (1996) como relativa ao final da decomposição dos resíduos e que seria seguida de uma fase de deformação residual.

É importante lembrar que, embora tenhamos identificado fases distintas de recalques em função do tempo de aterramento, na prática, numa célula de lixo em construção e já com vários metros de altura, todas essas fases podem ocorrer simultaneamente. Isso porque cada camada de lixo acrescentada ao aterro provoca, nas camadas subjacentes, novos assentamentos imediatos e incrementos de recalques remanescentes, enquanto os recalques devido a biodegradação continuam a ocorrer nas camadas mais inferiores.

A obtenção de curvas de compressão relativamente bem definidas assim como suas aparentes correlações com as concentrações de metano só foram possíveis, provavelmente,

porque o tempo de construção de cada um dos aterros simulados foi bem curto, não havendo acréscimo de resíduos ao longo do tempo, tendo sido os recalques medidos logo no início do processo. Nos aterros em escala real, provavelmente seja mais difícil identificar um comportamento semelhante, pois o tempo de conclusão de uma célula pode demorar vários meses, quando, somente, na maioria das vezes, serão iniciadas as medições dos recalques. Dessa forma, nas porções inferiores do aterro, as Fase 1 e 2 e o início da Fase 3 já teriam ocorrido, bem como já poderiam ser medidas concentrações de metano muito elevadas.

4.2.2.2.2 Verificação de modelos de compressibilidade

A aplicação de alguns modelos de compressibilidade foi feita basicamente para se determinarem os parâmetros de cada modelo analisado que possibilitassem um melhor ajuste aos dados experimentais obtidos durante o período de monitoramento dos aterros simulados. Por outro lado, na prática, a utilização principal de um modelo de compressibilidade é estimar os recalques antes que eles ocorram. Dessa forma, foi realizada, também, uma análise de previsão dos recalques baseada em parâmetros obtidos nas fases iniciais do monitoramento.

Todas as curvas de ajustes analisadas neste item foram obtidas com o auxílio do Software LAB Fit para Ajuste de Curvas (Regressão não-Linear e Tratamento de Dados), conforme Silva & Silva (2004).

Modelo Sowers (1973)

Inicialmente o coeficiente de compressão primária (C_c') do modelo proposto por Sowers (1973) foi calculado a partir da Equação 2.2, considerando-se os recalques medidos no intervalo de tempo referente às Fases 1 e 2, que para cada um dos lisímetros foi estimado em 28 dias. O coeficiente de compressibilidade secundária (Cα') foi determinado através do ajuste da mesma equação aos dados experimentais. Calculou-se, também, a partir da Equação 2.2, o coeficiente de compressão secundária (Cα'), considerando-se apenas o recalque medido até 196 dias. O resumo dos parâmetros utilizados em cada caso é apresentado na Tabela 4.11.

Na Figura 4.37, podem ser vistos os gráficos de recalques em função do tempo para os dados experimentais e as curvas de ajuste ao modelo. Na prática, a utilização principal de um modelo de compressibilidade é estimar os recalques, antes que eles ocorram. Assim, a título de exemplo, foi calculado o coeficiente de compressibilidade secundária (Cα'), considerando-se as medidas de recalques feitas até 196 dias e estimaram-se os recalques para 735 dias no L1 e 413 dias no L2 cujos resultados são apresentados, também, na Figura 4.37.

Tabela 4.11 - Parâmetros utilizados no cálculo de Cc' e Cα' para estimativa dos recalques via modelo de Sowers.

Lisímetro	ΔH (mm)	σ_{vo} (kN/m^2)	$\Delta\sigma_{vo}$ (kN/m^2)	H_o (mm)	t_1 (dia)	t_2 (dia)	H (mm)	C_c'	Cα'
L1	83,5	-	-	-	28	196	2382	-	0,041
L2	153,5	-	-	-	28	196	2372,5	-	0,076
L1	118	8,26	8,46	2500	-	-	-	0,154	
L2	277,5	9,74	8,48	2650	-	-	-	0,315	

Foi observado que, em ambos os casos e, especialmente no L1, o comportamento da curva obtida a partir do modelo diverge bastante dos dados experimentais. Como já era esperado, o modelo poderia ser adequado apenas para a parte inicial do recalque secundário que teria um comportamento aproximadamente linear e similar à compressão secundária de solos.

Em relação às curvas de estimativa de recalques, feitas para um tempo superior a 196 dias, verificaram-se erros de 52 % e 24 %, respectivamente, para o L1 e L2. Isso se considerando apenas o valor do recalque final, referente aos 735 dias, para o L1 e aos 413 dias, para o L2. Nota-se, portanto, pelo exemplo, que a estimativa foge completamente do comportamento real observado e subestima os valores medidos experimentalmente.

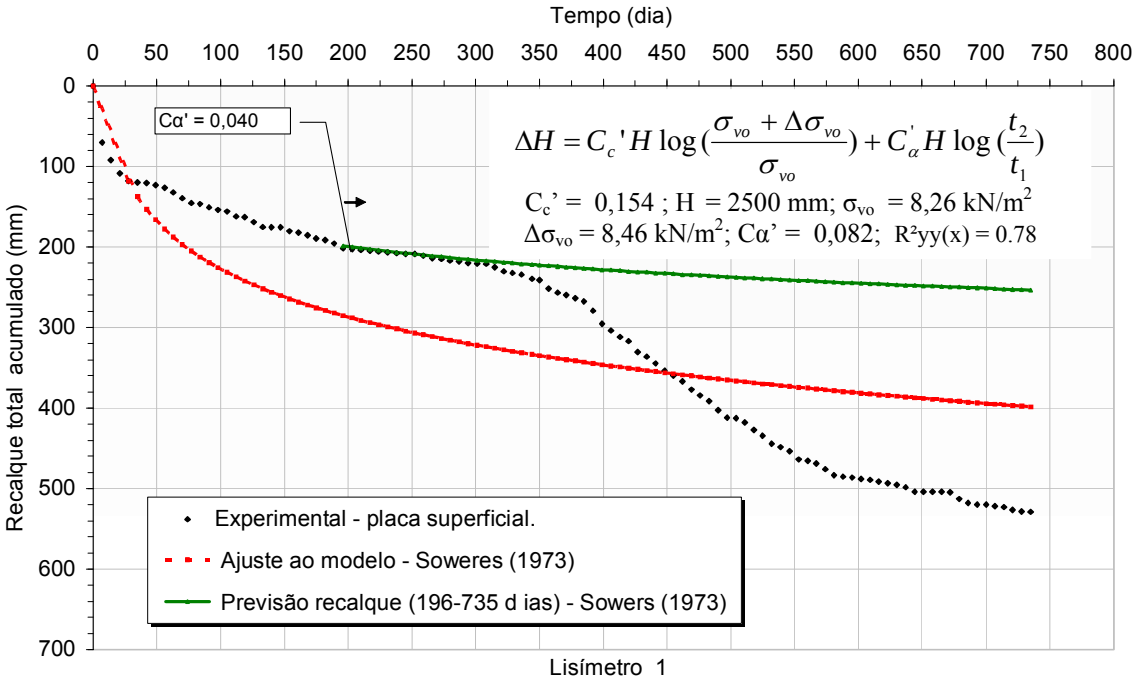
A Tabela 4.12 mostra o resumo dos parâmetros obtidos para o modelo de Sowers, na qual se observam valores de R^2 relativamente baixos e erro médio elevado, especialmente no L1.

Tabela 4.12 - Parâmetros de ajuste ao modelo Sowers (1973).

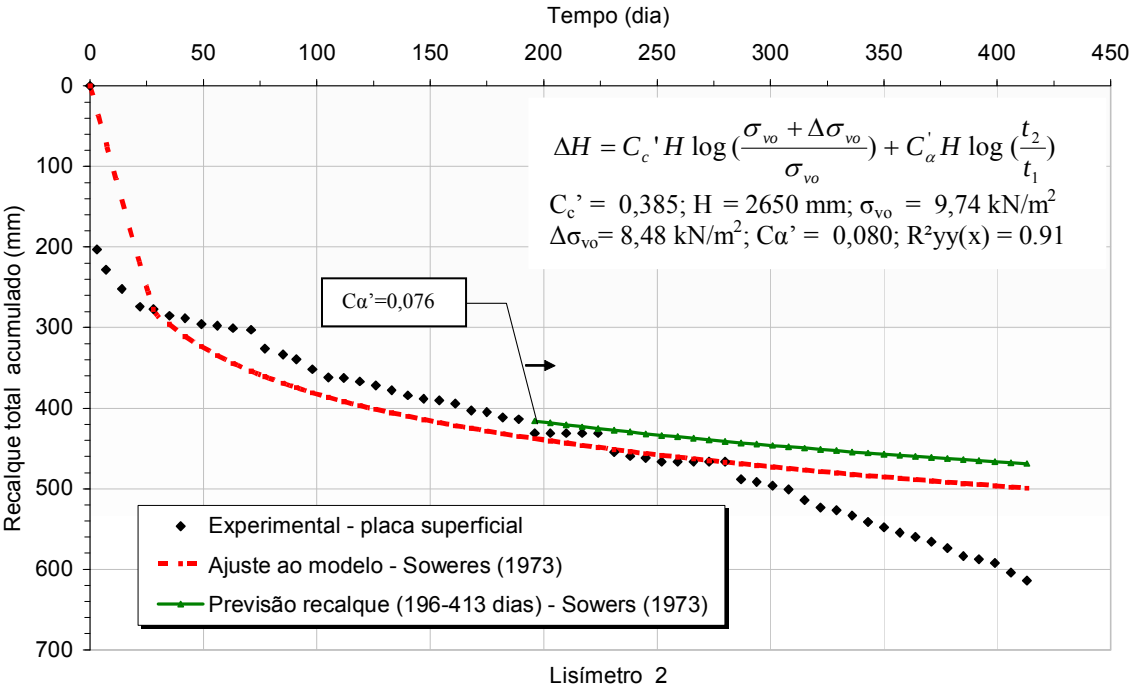
Parâmetro	L1 (0 a 735 dias)	L2 (0 a 413 dias)
	Cα'	Cα'
Média	0,083	0,080
Desvio	0,003	0,002
R^2	0,78	0,91
(1) Erro	0,121278	0,015813
(2) Erro (%)	29,7	13,0

(1) Determinado de acordo com o método dos mínimos quadrados - $\sum i\ (Y_e i - Y_c i)^2$ sendo: Y_e = recalque unitário experimental; Y_c = recalque unitário calculado.

(2) Erro médio percentual - $\sum i\ [(r_e i - r_c i)100/\ r_e i]/n$ sendo: r_e = recalque total experimental; r_c = recalque total calculado.



(a)



(b)

Figura 4.37 - Curvas de ajuste ao modelo Sowers e de estimativas de recalques.

Modelo de Bjarngard e Edgers (1990)

Na Figura 4.38, podem ser vistos os gráficos de recalques em função do tempo, considerando-se os dados experimentais e as curvas de ajuste ao modelo proposto por Bjarngard e Edgers (1990). O ajuste foi feito considerando-se cada um dos trechos indicados na Figura 4.36a. Os valores dos coeficientes C_c', $C\alpha'_1$ e $C\alpha'_2$ foram determinados para os intervalos de tempo considerados nos Trechos A, B e C, respectivamente.

Os resultados apresentados nos gráficos da Figura 4.38 e as medidas dos parâmetros indicados na Tabela 4.13, mostram que o modelo de Bjarngard & Edgers (1990) ajusta-se bem melhor aos dados experimentais do que o modelo de Sowers, como era de se esperar. Entretanto, do ponto de vista prático, ou seja, no que diz respeito à estimativa de recalques, esse modelo torna-se limitado devido à dificuldade de estabelecer o tempo (t_2) que, conforme os autores marca o início da compressão secundária ao longo do tempo. Isso porque, a depender das condições climáticas e da composição dos resíduos, o tempo t_2 poderia variar bastante como pode ser observado na Figura 4.36a. No L2, o $\mathbf{t_2}$ foi estimado em 79 dias, enquanto, no L1, em 273 dias.

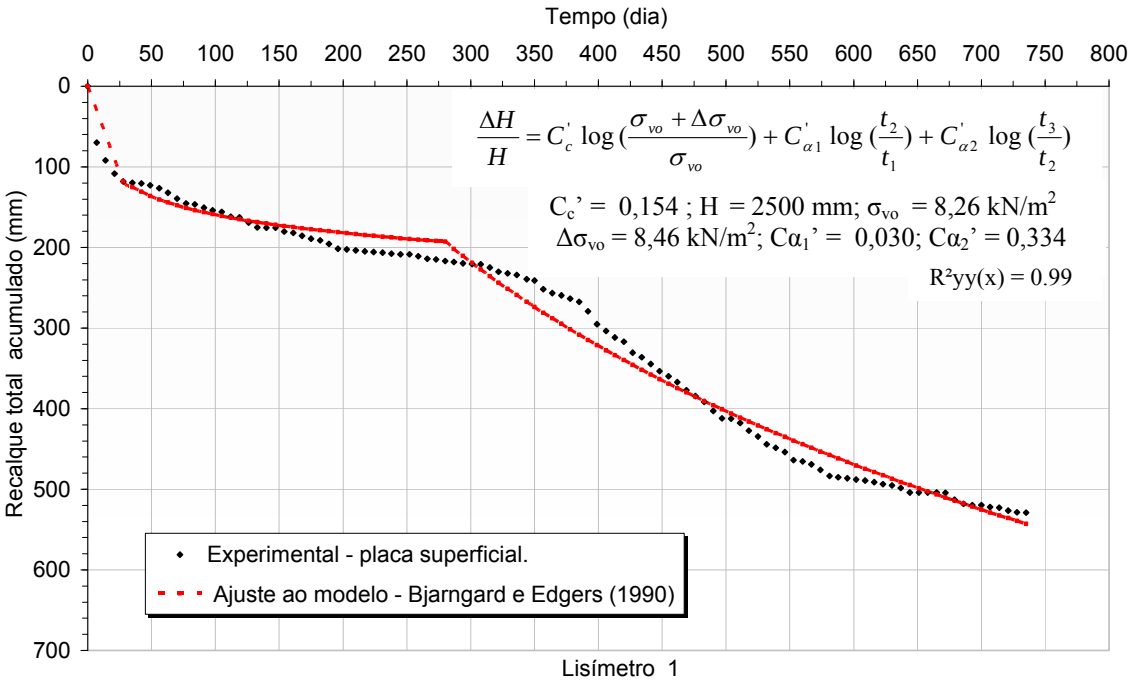
Tabela 4.13 Parâmetros de ajuste ao modelo Bjarngard & Edgers (1990).

	L1 (0 a 735 dias)		L2 (0 a 413 dias)	
Parâmetro	$C\alpha_1$'	$C\alpha_2$'	$C\alpha_1$'	$C\alpha_2$'
Média	0,030	0,334	0,013	0,140
Desvio	0,001	0,005	0,006	0,005
R^2	0,99		0,95	
(1) Erro	0,004539		0,003319	
(2) Erro (%)	5,3		3,9	

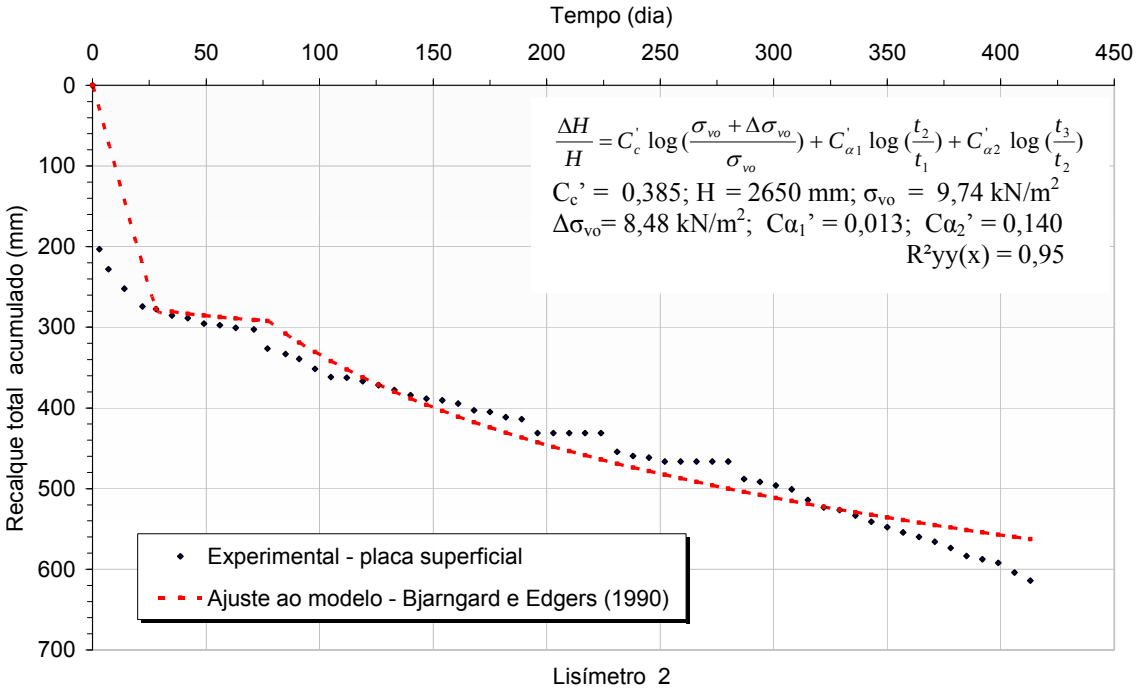
(1) Determinado de acordo com o método dos mínimos quadrados - $\sum i\ (Y_e i - Y_c i)^2$ sendo: Y_e = recalque unitário experimental; Y_c = recalque unitário calculado.

(2) Erro médio percentual - $\sum i\ [(r_e i - r_c i)100/\ r_e i]/n$ sendo: r_e = recalque total experimental; r_c = recalque total calculado.

Medidas de recalques no Aterro Bandeirantes (CARVALHO, 1999) indicaram valores de $C\alpha'_1$ da ordem de 0,01 e $C\alpha'_2$ de 0,08 e, portanto, muito próximos daqueles observados no L2 e relativamente menores do que os valores medidos no L1.



(a)



(b)

Figura 4.38 - Curvas de ajuste ao modelo proposto por Bjarngard & Edgers (1990).

Modelos biológicos

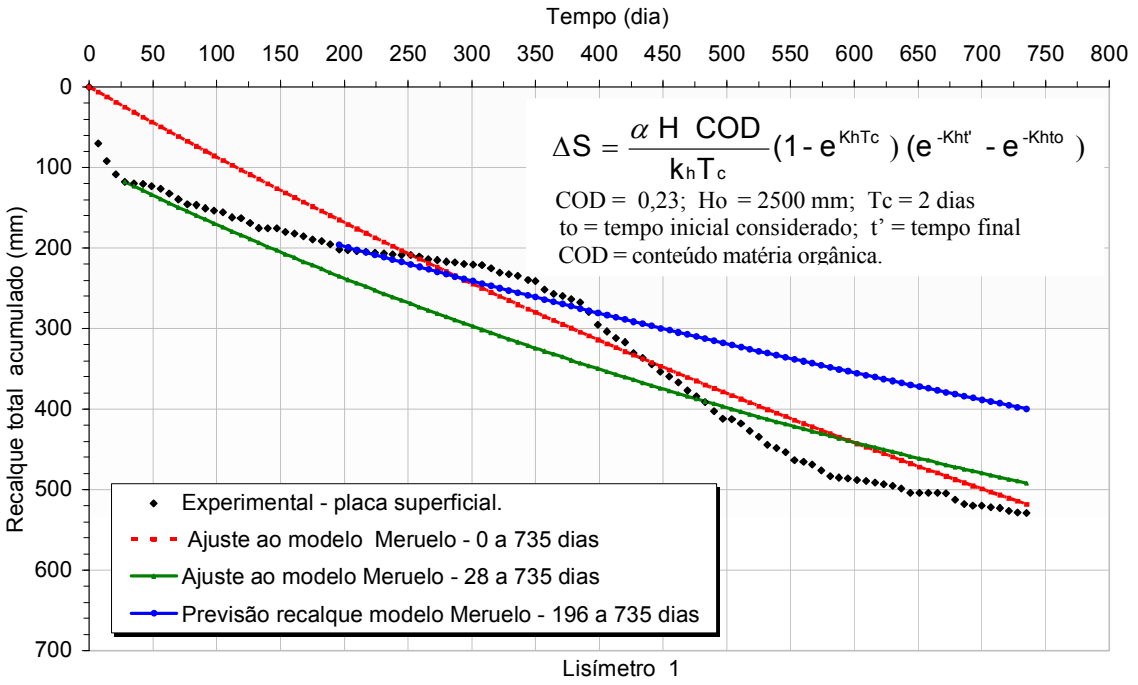
Além dos modelos convencionais de Sowers (1973) e Bjarngard & Edgers (1990), que são baseados na teoria de recalques da Mecânica dos Solos tradicional, foram realizados ajustes aos modelos Meruelo (ARIAS, 1994), Gandolla *et al*. (1992) e Edgers & Noble (1992), que são denominados modelos "biológicos", por levarem em consideração parâmetros relacionados à biodegradação dos resíduos.

Modelo Meruelo (ARIAS, 1994)

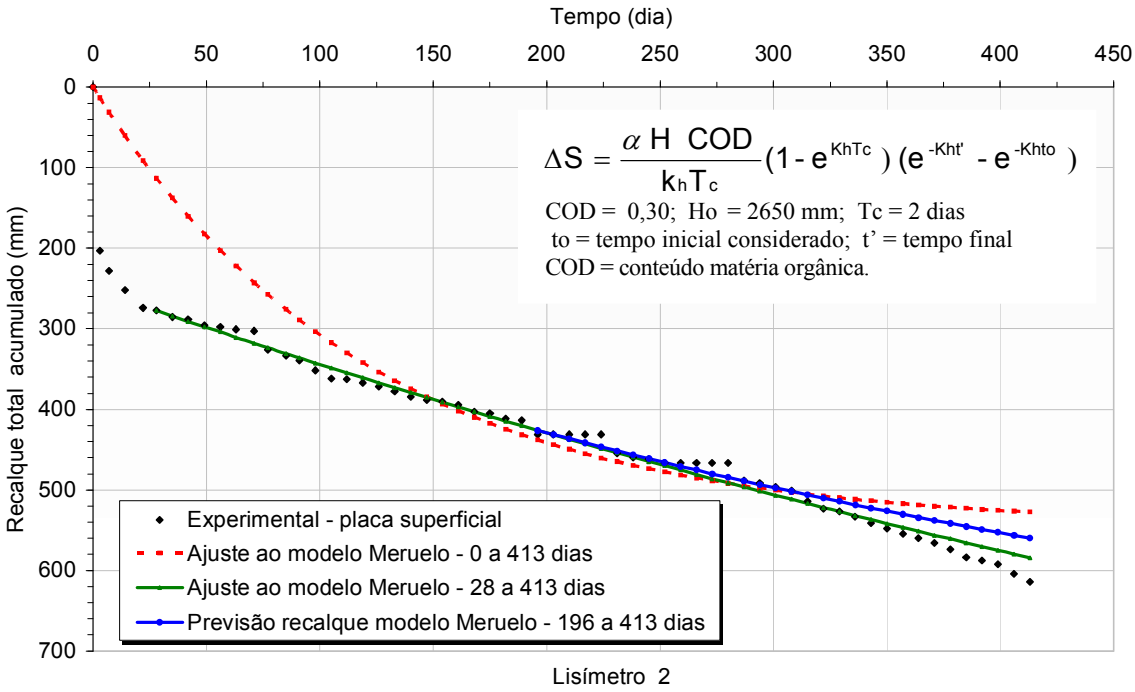
As curvas de ajuste do modelo Meruelo (Equação 2.8) aos valores medidos experimentalmente podem ser vistas na Figura 4.39. Na Tabela 4.14, estão indicados os valores dos parâmetros do referido modelo. Os ajustes foram feitos, observando-se todo o período de monitoramento, incluindo-se o recalque imediato e o recalque remanescente (Fases 1 e 2), e, também, a partir de 28 dias de operação de cada uma dos experimentos, ou seja, considerando-se, apenas, a Fase 3 de compressão. Como já era esperado, tendo em vista que o modelo só leva em conta os recalques induzidos pela biodegradação, as curvas de ajuste, considerando-se somente a compressão na Fase 3, apresentaram coeficientes de determinação maiores e erros menores.

Nas equações do modelo indicadas na Figura 4.39, o valor de COD foi determinado de acordo com o critério adotado por Palma (1995), e assim foram considerados COD = 0,23 para o L1 e COD = 0,30, para o L2 que correspondem aproximadamente a 50 % do teor de matéria orgânica facilmente degradável (Tabela 4.3) em cada um dos lisímetros. O tempo de construção (Tc) de cada um dos lisímetros, marcado a partir do início do aterramento dos resíduos (Figura 3.22) até a compactação da camada de cobertura final (Figura 3.23), quando cessou, então, o aporte de massa, foi de aproximadamente 48 horas. Portanto, foi adotado um "Tc" de 2 dias. Os valores do coeficiente de hidrólise (k_h) e do coeficiente de perda de massa que se transforma em recalques (α), indicados na Tabela 4.14, foram estimados em função do melhor ajuste aos valores experimentais, com exceção das curvas de 28 a 735 dias (L1) e de 28 a 413 dias (L2). Nessas curvas, adotaram-se $\alpha = 0,31$, que corresponde ao valor médio da faixa de valores (0,12 a 0,50), normalmente utilizada para esse parâmetro, conforme Boscov & Abreu (2000). Nesse caso, foram ajustados, apenas, os valores do coeficiente de hidrólise (k_h).

De um modo geral, as curvas de ajuste obtidas a partir do modelo Meruelo, especialmente aquelas que consideram somente os recalques medidos na Fase 3, apresentaram elevados valores de R^2, com erros relativamente baixos e se ajustaram bem melhor aos dados



(a)



(b)

Figura 4.39 - Curvas de ajuste e previsão de recalques referente ao modelo Meruelo.

experimentais do que as curvas obtidas pelo modelo de Sowers. Entretanto, como pode ser visto na Figura 4.39a, a trajetória das curvas de ajuste, em alguns trechos, distanciou-se progressivamente daquela descrita pela curva de recalques medidos experimentalmente. Portanto, semelhante ao observado por Bjarngard & Edgers (1990), que consideram necessária a definição de dois coeficientes para o trecho de "compressão secundária", seria necessário, também, ao modelo Meruelo, a utilização de dois coeficientes de hidrólise (k_h) para descrever melhor o comportamento da curva de recalques referente ao L1. Em relação ao Lisímetro 2, cujas condições climáticas e composição dos resíduos parecem ter favorecido o processo de biodegradação desde o início do aterramento e para o tempo de monitoramento considerado neste trabalho, pode-se dizer que a utilização de um coeficiente de hidrólise constante (que, aliás, é uma das hipóteses adotadas na definição do modelo), mostrou-se adequado. Tanto que para o período de 28 a 413 dias (Tabela 4.14), encontrou-se um R^2 de 0,99 e um erro médio de apenas 1,7 %, valores que indicam um ajuste melhor do que aquele observado para o modelo Bjarngard & Edgers (1990) – Tabela 4.13.

Tabela 4.14 - Parâmetros de ajuste ao modelo Meruelo.

Parâmetro	**L1 (0 a 735 dias)**		**L2 (0 a 413 dias)**	
	α	**k_h (dia^{-1})**	**α**	**k_h (dia^{-1})**
Média	0,56	0,0007	0,17	0,0083
Desvio	0,10	0,0002	0,0078	0,001
R^2	0,95		0,87	
Erro(1)	0,026257		0,018316	
Erro(2) (%)	15,4		9,1	
	L1 (28 a 196 dias)		**L2 (28 a 196 dias)**	
	α	**k_h (dia^{-1})**	**α**	**k_h (dia^{-1})**
Média	0,38	0,0006	0,20	0,0019
Desvio	0,40	0,0007	0,08	0,0009
R^2	0,99		0,98	
Erro(1)	0,000046		0,000124	
Erro(2) (%)	1,9		1,3	
	L1 (28 a 735 dias)		**L2 (28 a 413 dias)**	
	α	**k_h (dia^{-1})**	**α**	**k_h (dia^{-1})**
Média	0,31 (adotado)	0,0011	0,31 (adotado)	0,0012
Desvio	-	0,00003	-	0,00001
R^2	0,93		0,99	
Erro(1)	0,033657		0,000851	
Erro(2) (%)	14,7		1,7	

(1) Determinado de acordo com o método dos mínimos quadrados - $\sum i\ (Y_e i - Y_c i)^2$ sendo: Y_e = recalque unitário experimental; Y_c = recalque unitário calculado.

(2) Erro médio percentual - $\sum i\ [(r_e i - r_c i)100/\ r_e i]/n$ sendo: r_e = recalque total experimental; r_c = recalque total calculado.

A título de exemplo, determinaram-se, também, os coeficientes de hidrólise (k_h) e de perda de massa (α) que melhor se ajustaram às medidas de recalques feitas no intervalo de 28 a 196 dias, e, com base nesses valores, foram estimados os recalques para até 735 dias no L1 e 413 dias no L2 cujos resultados são apresentados também na Figura 4.39. Observa-se que, embora a estimativa tenha sido melhor do que aquela feita pelo modelo de Sowers para o mesmo período de tempo (Figura 4.37), os valores estimados foram ainda consideravelmente menores do que a medida real observada, principalmente no caso do L1. Para o L2, a estimativa pode ser considerada razoável, tendo em vista que a diferença máxima observada entre os valores calculados e medidos foi de aproximadamente 9,6 %, ocorrendo no dia 413.

Na comparação entre os lisímetros, percebe-se que, de um modo geral, o modelo em questão foi mais adequado ao comportamento dos recalques observados no L2. Entretanto, é bom lembrar que o tempo de monitoramento considerado para o L2 foi bem menor do que do L1 e, portanto, leituras posteriores poderão indicar uma discrepância maior em relação ao modelo analisado.

Outro aspecto importante que merece ser ressaltado refere-se ao coeficiente de hidrólise (k_h) que, para um mesmo intervalo de tempo (28 a 193 dias - Tabela 4.14), foi observado um valor maior no L2. Mesmo se fixando num mesmo valor do coeficiente de perda de massa (α) para os dois lisímetros, o k_h do L2 permaneceria maior, sugerindo, portanto, uma atividade microbiana mais intensa nesse lisímetro, no período considerado. Já para a análise global (28 a 735 dias - L1 e 28 a 413 dias- L2), quando fixamos um valor de α = 0,31 para ambos os lisímetros, os valores do coeficiente de hidrólise são praticamente iguais (Tabela 4.14), mas, para intervalos de tempos, bem diferentes.

No que se refere aos valores dos parâmetros k_h e α medidos nos dois experimentos, pode-se dizer que são compatíveis com alguns valores medidos em aterros. No Aterro Meruelo, foram estimados valores de α num intervalo de 0,12 – 0,50 para coeficiente de hidrólise (k_h), na faixa de 0,0003 – 0,0015 (PALMA, 1995). A análise de recalques medidos na Célula 4 do Aterro da Muribeca revelou valores de α entre 0,14 - 0,51 e k_h numa faixa de 0,0016 – 0,0033 (MELO, 2003).

Modelo Gandolla *et al.* (1992)

No modelo exponencial proposto por Gandolla *et al*. (1992), a constante "a", conforme citado anteriormente, corresponde ao recalque unitário final, e o parâmetro "k" rege o ritmo da degradação e decresce com o tempo, semelhante às leis que regem processos de reações químicas ou biológicas. Assim, para o ajuste das curvas (Figura 4.40), foi adotado k = 0,001 para os dois lisímetros, que é aproximadamente igual aos valores do coeficiente de hidrólise (k_h) do modelo Meruelo (Tabela 4.14), considerando-se os mesmos intervalos de tempo. Dessa forma, a constante "a" foi obtida, considerando-se o melhor ajuste da Equação 4.2 aos dados experimentais. Percebe-se que o parâmetro "a" (Tabela 4.15) foi consideravelmente maior para o L2, enquanto no modelo Meruelo, os valores de α foram, aproximadamente, iguais para os dois lisímetros. Essa diferença deve-se, principalmente, à utilização da constante COD, que assume valores distintos para cada um dos lisímetros.

$$\Delta H = Ha(e^{-kt_0} - e^{-kt}) \qquad (4.2)$$

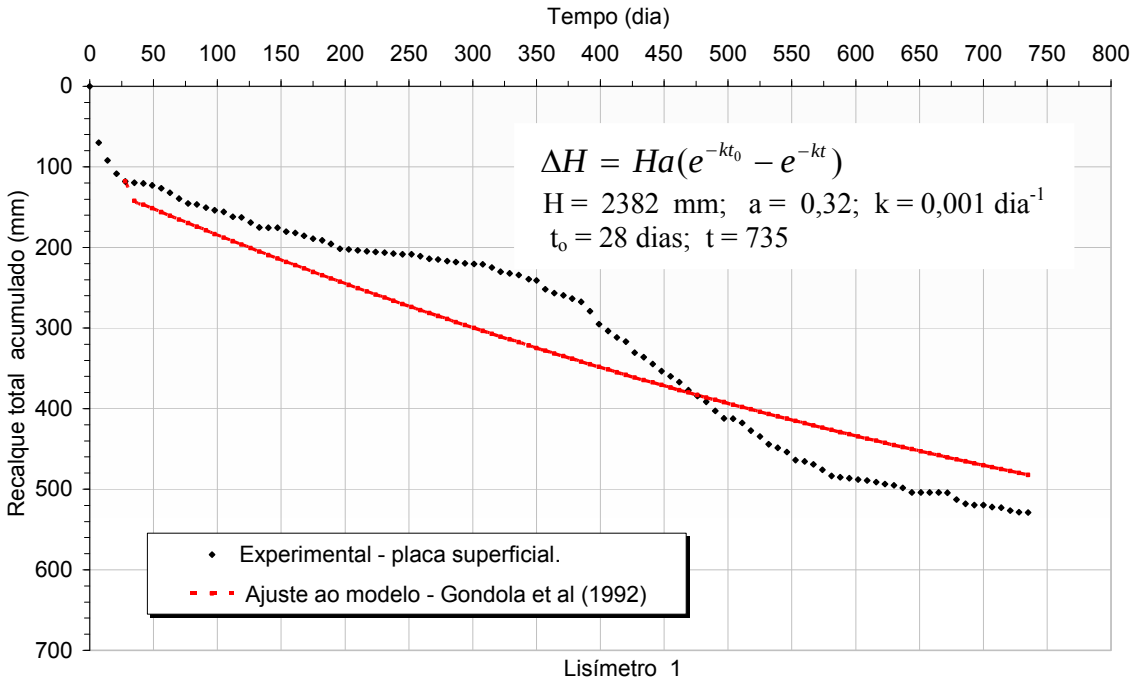
Ainda em relação ao parâmetro "a", pode-se afirmar que os valores obtidos neste trabalho são compatíveis com alguns valores observados por Mariano (1999) para as Células 1 e 2 do aterro de Muribeca. A referida autora, considerando um k = 0,0004, determinou valores de "a" numa faixa de 0,32 a 1,0. Fazendo-se o ajuste e considerando-se esse mesmo valor de k, encontrou-se a = 0,68 e R^2 = 0,95, para o L1 e a = 0,95 e R^2 = 0,99, para o L2.

Tabela 4.15. Parâmetros de ajuste ao modelo Gandolla *et al.* (1992).

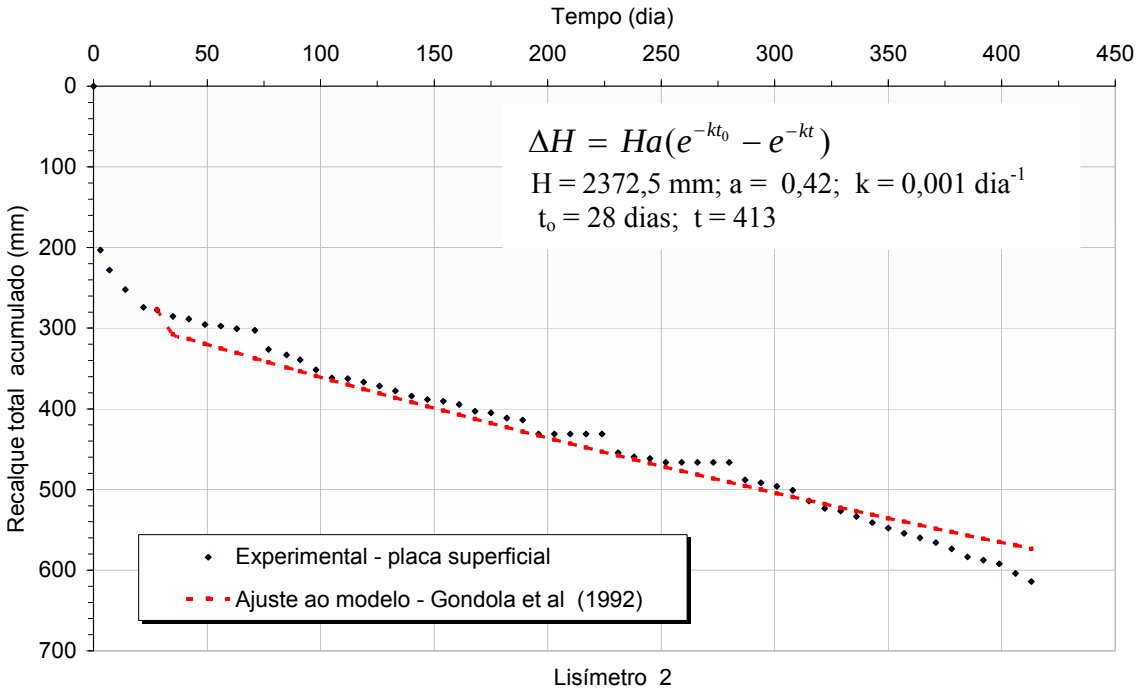
	L1 (28 a 735 dias)		**L2 (28 a 413 dias)**	
Parâmetro	**a**	**k (dia^{-1})**	**a**	**K (dia^{-1})**
Média	0,32	0,001(adotado)	0,42	0,001 (adotado)
Desvio	0,006	-	0,003	-
R^2	0,94		0,99	
Erro(1)	0,040932		0,002262	
Erro(2) (%)	17,6		3,4	

(1) Determinado de acordo com o método dos mínimos quadrados - $\sum i\ (Y_e i - Y_c i)^2$ sendo: Y_e = recalque unitário experimental; Y_c = recalque unitário calculado.

(2) Erro médio percentual - $\sum i\ [(r_e i - r_c i)100/\ r_e i]/n$ sendo: r_e = recalque total experimental; r_c = recalque total calculado.



(a)



(b)

Figura 4.40 - Curvas de ajuste referentes ao modelo Gandolla *et al.* (1992).

Finalmente, de um modo geral, de acordo com os dados da Tabela 4.15, verifica-se que o modelo exponencial, apesar de bem mais simples, ajustou-se tão bem aos recalques medidos quanto o modelo Meruelo. Conforme observado nos modelos analisados anteriormente, o ajuste feito para o L2 também foi mais aceitável.

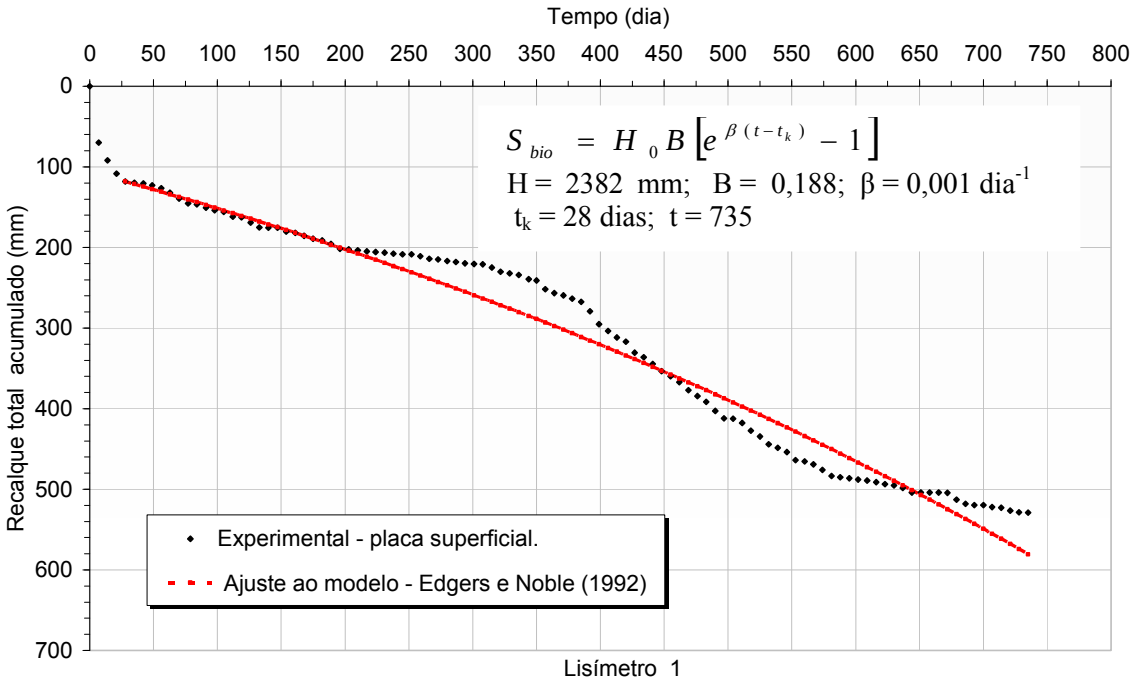
Modelo Edgers & Noble (1992)

O modelo sugerido por Edgers & Noble (1992), conforme citado anteriormente, considera um processo de creep até um determinado tempo crítico, baseado em equações de Singh & Mitchell (1968) para deformações do solo. A partir desse tempo crítico, o recalque devido à biodegradação é estimado com base no ciclo de crescimento da população microbiana de um aterro de lixo. Para o ajuste desse modelo, foi considerada, apenas, a parcela de recalque devido à biodegradação, conforme equação indicada na Figura 4.41.

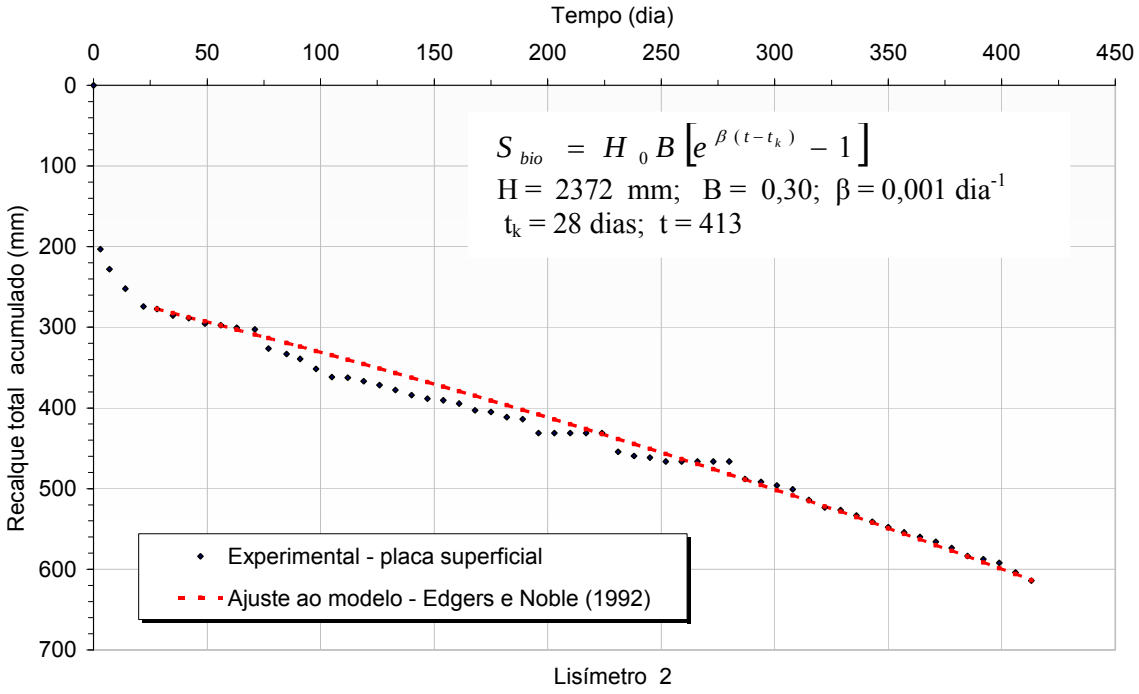
O grande problema deste modelo é que não há nenhum método preciso para se determinar o tempo crítico para incremento de deformação devido à atividade biológica (t_k). Por outro lado, o tempo (t) no qual se deseja determinar o recalque teria que ser limitado ao período no qual ocorreriam deformações devido à biodegradação. Caso contrário, os recalques cresceriam indefinidamente. Isso não ocorre nos modelos Meruelo e Gandolla *et al*. (1992), pois, quando o tempo tende a infinito ($t \rightarrow \infty$), o recalque tende para um valor constante $\alpha \cdot H \cdot COD$ e $H \cdot a$, respectivamente.

No presente estudo, com a finalidade de se compararem os resultados com os dois modelos anteriores, adotaram-se $t_k = 28$ dias que corresponde ao início da Fase 3, "t" igual ao tempo final de monitoramento considerado para cada um dos lisímetros e $\beta = 0{,}001$. Dessa forma, o parâmetro B, fator de escala, foi determinado pelo ajuste da curva aos dados experimentais.

Os dados da Tabela 4.16, indicam que os ajustes para esse modelo foram melhores do que aqueles referentes ao modelo Gandolla *et al*. (1992). Os valores finais estimados pelo modelo, praticamente, coincidem com as medidas reais obtidas no L2 (Figura 4.41b). Entretanto, percebe-se através dos gráficos da referida figura que, ao contrário dos modelos analisados anteriormente, os valores finais estimados para o Lisímetro 1 foram superiores aos recalques lidos, e a curva do modelo apresenta, no trecho final, uma tendência de crescimento bem maior do que a curva dos valores experimentais, que denotam uma certa estabilização nos recalques. Portanto, para valores de "t" maiores que 650 dias, o modelo tenderia a superestimar os recalques no Lisímetro 1.



(a)



(b)

Figura 4.41 - Curvas de ajuste referentes ao modelo Edgers & Noble (1992).

Tabela 4.16 - Parâmetros de ajuste ao modelo Edgers & Noble (1992).

	L1 (28 a 735 dias)		L2 (28 a 413 dias)	
Parâmetro	**B**	**β (dia^{-1})**	**B**	**β (dia^{-1})**
Média	0,188	0,001(adotado)	0,30	0,001 (adotado)
Desvio	0,002	-	0,003	-
R^2	0,97		0,99	
Erro[(1)]	0,00967		0,001161	
Erro[(2)] (%)	6,3		2,3	

[(1)] Determinado de acordo com o método dos mínimos quadrados - $\sum i\ (Y_e i - Y_c i)^2$ sendo:
Y_e = recalque unitário experimental; Y_c = recalque unitário calculado.

[(2)] Erro médio percentual - $\sum i\ [(r_e i - r_c i)100/\ r_e i]/n$ sendo: r_e = recalque total experimental;
r_c = recalque total calculado.

4.2.2.3 Microbiologia

O monitoramento microbiológico dos resíduos aterrados em cada um dos lisímetros, conforme relatado no Capítulo 3, foi feito a partir da coleta de duas amostras distintas, sendo uma proveniente da parte superior dos lisímetros (Amostra A), e a outra, da porção inferior (Amostra B). Foram analisados, ao longo do período de monitoramento, os mesmos grupos e espécie de microrganismos da caracterização microbiológica inicial (Tabela 4.7) que foram agrupados nas categorias: Microrganismos indicadores de poluição, microrganismos hidrolíticos-fermentativos, heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais.

4.2.2.3.1 Microrganismos indicadores de poluição

Neste trabalho, a espécie *P. aeruginosa* e os grupos Coliformes totais, Coliformes termotolerantes e Fungos foram considerados como indicadores do potencial de poluição ambiental dos RSU por microrganismos patogênicos, tanto na fase sólida como nos líquidos lixiviados.

A concentração de microrganismos nas amostras sólidas foi expressa em número mais provável (NMP) ou em unidade formadora de colônias (UFC) por grama dos sólidos totais (ST), para evitar a influência do teor de umidade nos resultados e para facilitar comparações com dados de outras pesquisas. De acordo com CONAMA (2005), a quantificação de microrganismos em lodo, por exemplo, deve ser expressa por massa de material seco. Nas amostras de lixiviados, as concentrações foram medidas em UFC/mL para os fungos, e, em NMP/100 mL, para coliformes e *P. aeruginosa*. Entretanto, para uniformizar a apresentação

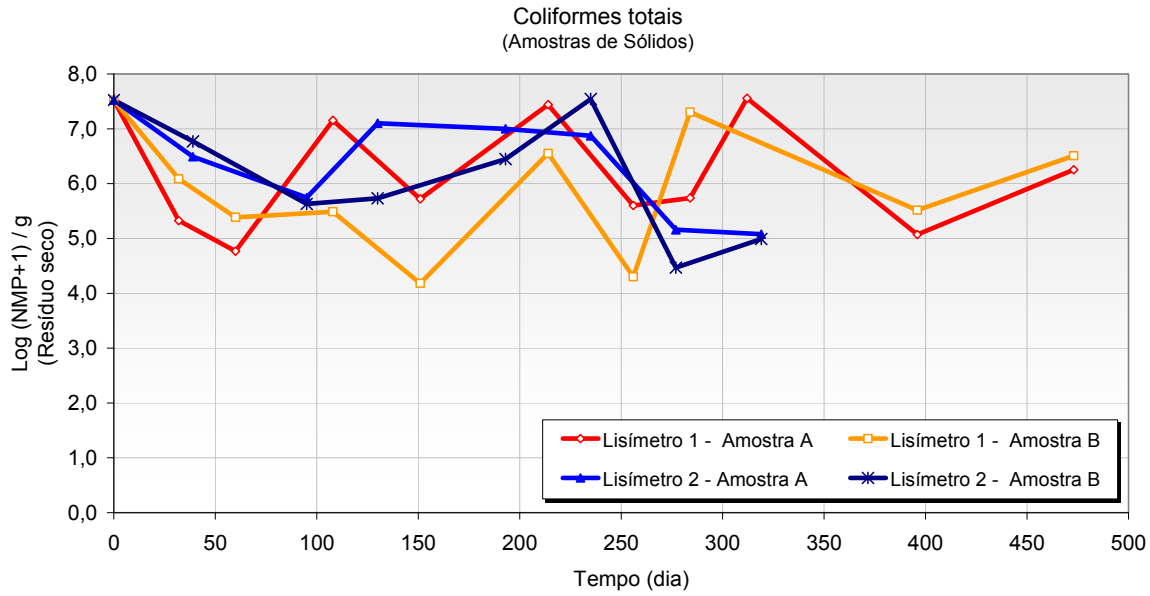
dos dados, todos os valores determinados em NMP/100 mL foram convertidos para NMP/mL.

Grupo coliforme

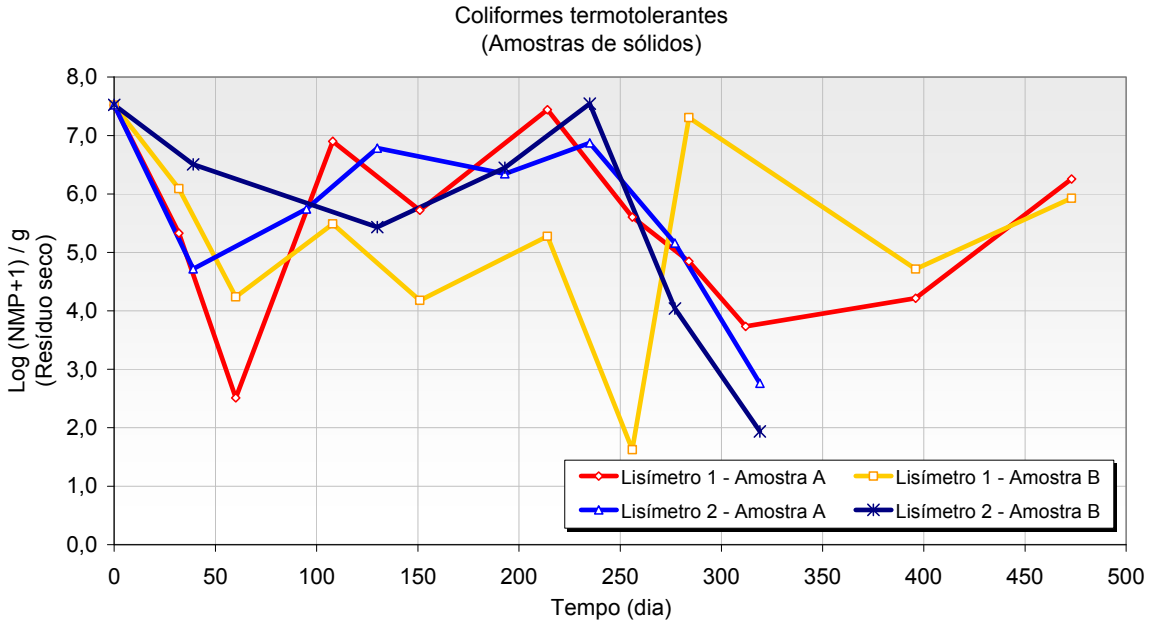
Os resultados do monitoramento da concentração de coliformes totais (CT) na massa de resíduos dos Lisímetros 1 e 2 são apresentados na Figura 4.42a, em que pode ser observado que a população de CT variou numa faixa entre $10^4 – 10^8$ NMP/g de ST.

No L1, durante os cem primeiros dias, houve uma redução considerável no valor do NMP que pode estar associado, principalmente, à redução do teor de umidade nesse período (Figura 4.28), tanto que, para a amostra coletada na porção superior do lisímetro (Amostra A), essa redução foi mais significativa, ocorrendo o mesmo com o teor de umidade. Entretanto, mesmo após esse período e com umidades mais elevadas, também foram medidas algumas concentrações relativamente baixas. De um modo geral, a partir do 100º dia, verificou-se uma variação quase periódica nos resultados, alternando valores maiores e menores, não indicando nenhuma tendência mais significativa.

No L2, também houve uma redução na população de CT nos três meses iniciais que, embora proporcionalmente menor, foi bastante significativa e, nesse período, a umidade se manteve bastante elevada, como mostra a Figura 4.28. Isso sugere a influência de outras variáveis, como o pH que, no período, se encontrava abaixo de 6 (Figura 4.24) e as espécies do grupo coliformes, a exemplo da *E. colli*, crescem melhor em ambientes com pH numa faixa de 6,5 a 7,0. Isso parece contraditório, se observarmos que a contagem inicial (tempo = 0) de CT, no L2, foi bem maior, quando o pH era de apenas 5,5. Entretanto, esse dado refere-se à caracterização inicial, quando havia, certamente, grande disponibilidade de oxigênio que possibilitaria um maior crescimento desses microrganismos. Também merece ser ressaltado que, após o aterramento dos resíduos e o consumo do O_2 disponível nos seus vazios, inicia-se a fase de transição, de condições aeróbias para anaeróbias, exigindo uma readaptação dos microrganismos às novas condições do meio. Isso também deve ter contribuído, significativamente, para uma redução na contagem de CT no L1 e no L2, nos primeiros 100 dias.



(a)



(b)

Figura 4.42 - Concentração de coliformes totais e termotolerantes em amostras de resíduos sólidos em função do tempo.

Na maioria das amostras coletadas na porção superior dos dois lisímetros, as concentrações de CT foram relativamente maiores, e isso se deve, possivelmente, a uma maior disponibilidade de oxigênio nessa região, o que possibilitaria melhores condições para o crescimento desse grupo microbiano.

Durante o período de monitoramento, é possível perceber que, na grande maioria das amostras analisadas, a contagem de CT nos resíduos aterrados foi, pelo menos, dez vezes

menor do que a concentração medida na caracterização inicial (tempo = 0), e, em apenas 11 % das análises, os valores medidos foram, aproximadamente, iguais àqueles determinados inicialmente. Dessa forma, de um modo geral, pode-se dizer que as condições iniciais dos resíduos, sem compactação e sob condições predominantemente aeróbias, foram mais propícias ao desenvolvimento dos coliformes do que após o aterramento e, portanto, sob condições predominantemente anaeróbias. Mesmo assim, durante o processo de biodegradação estabelecido no L1, a competição dos diversos grupos de microrganismos e a presença de metabólitos gerados durante a degradação dos resíduos não foram capazes de reduzir drasticamente o crescimento dos CT. Os resultados sugerem que reduções mais significativas que possam ocorrer no futuro sejam muito mais devido às limitações de substrato do que pela presença de agentes inibidores. Entretanto, no L2, a parir do dia 240, percebe-se uma redução considerável de CT. Estudos conduzidos por Kinman *et al*. (1986) revelaram uma redução na contagem de CT da ordem de 10^4, para resíduos com idade de dois anos aterrados em lisímetros e que apresentaram uma contagem inicial da ordem de 10^8 UFC/100g.

Comparando-se o comportamento das concentrações de CT durante os primeiros 320 dias de monitoramento de cada um dos experimentos, é possível perceber que no L2 a variabilidade dos resultados foi menor, indicando, possivelmente, uma certa influência da composição dos resíduos e das condições climáticas a que foram submetidos os dois lisímetros. Entretanto, em termos absolutos, pode-se dizer que, em média, os valores do NMP de CT ficaram muito próximos nos dois lisímetros.

Análises de amostras da Célula 8 do aterro da Muribeca com resíduos de até 15 anos, coletadas em profundidades de até 20 m através de sondagens do tipo SPT, resultaram na quantificação de CT da ordem de $10^1 – 10^4$ (NMP/g). Donnelli & Scarpino (1983), citados por Gerba (1996), apresentaram valores da ordem de $10^1 – 10^3$ (NMP/g), para aterro com idade de 9 anos. Os valores encontrados nos Lisímetros 1 e 2 foram bem mais elevados, o que pode ser considerado normal, por se tratar de resíduos com apenas um ou dois anos de idade.

As concentrações de CT encontradas no lixiviado (Figura 4.43), expressas em NMP/mL, foram consideravelmente menores do que aquelas observadas nas amostras sólidas, o que, aliás, é bastante coerente. Os valores variaram numa faixa de $10^0 – 10^4$ nos dois lisímetros. Para as amostras sólidas e líquidas, coletadas no mesmo dia, encontraram-se as seguintes relações:

$$CT_L = (0{,}22 \text{ a } 0{,}67)\, CT_{RS} \qquad (L1)$$

$$CT_L = (0{,}04 \text{ a } 0{,}43)\, CT_{RS} \qquad (L2)$$

Sendo:

CT_{RS} = Log NMP de coliformes totais por grama de resíduo seco (valor médio das amostras A e B);

CT_L = Log NMP de coliformes totais por mL de lixiviado.

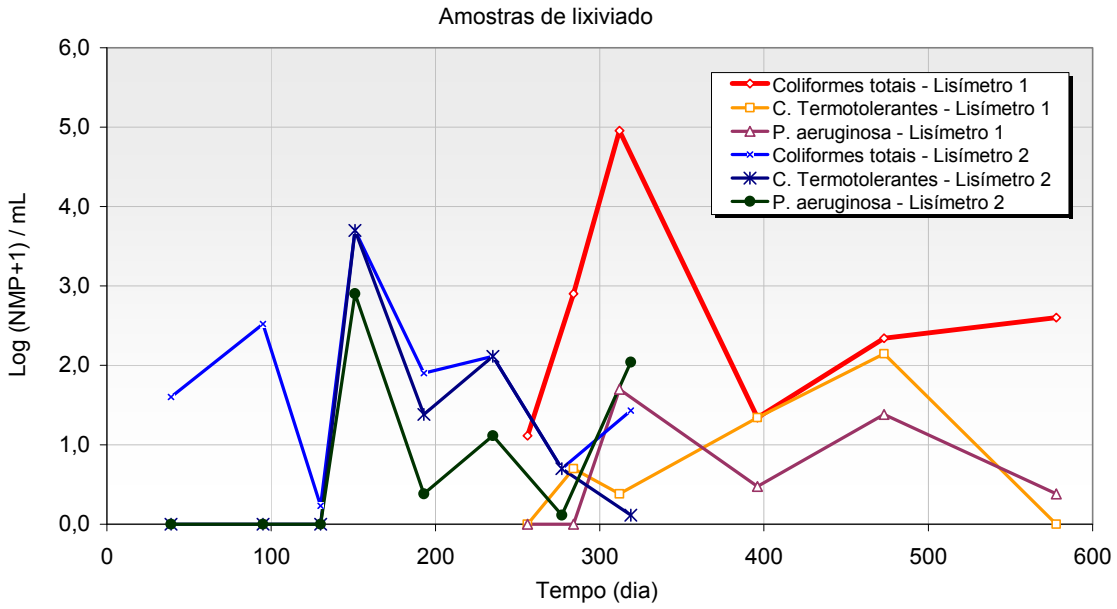


Figura 4.43 - Concentrações de coliformes e *P. aeruginosa* em amostras de lixiviado, em função do tempo.

Para o L1, foi possível, ainda, estabelecer uma correlação linear significativa, sugerindo a possibilidade de se estimar a concentração de CT nos resíduos sólidos, baseando-se nas análises do lixiviado (Figura 4.44).

Nos gráficos da Figura 4.43, observa-se que a quantificação de microrganismos no lixiviado do L1 só foi realizada após o 250° dia, isso porque, no período anterior compreendido entre 27/08/04 e 10/05/05 que foi marcado por baixa precipitação e elevada evaporação, não ocorreu geração de lixiviado nesse lisímetro em quantidade suficiente para a coleta, conforme citado anteriormente.

Ao contrário do que ocorreu com o resíduo sólido, a variabilidade nos resultados das análises do lixiviado foi bem maior para o L2, o que pode ser notado pela faixa de variação da relação CT_{RS}/CT_L.

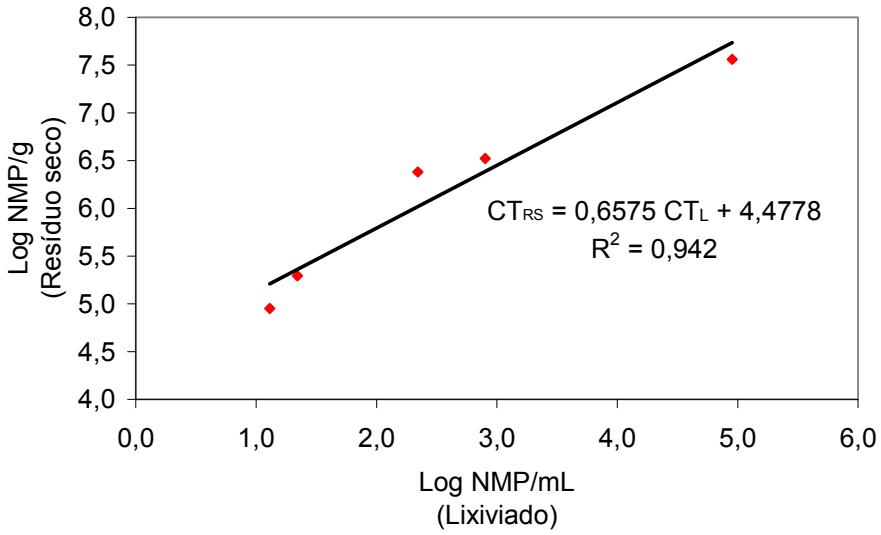


Figura 4.44 - Correlação entre as concentrações de coliformes totais no lixiviado e nos resíduos sólidos (média das amostras A e B) – Lisímetro 1.

Como o lixiviado, resultante dos processos físicos e bioquímicos que ocorrem em toda a massa de resíduos, é mais homogêneo e mais fácil de coletar, era de se esperar que os resultados da quantificação de microrganismos, nesse meio, fossem mais uniformes, se comparados com os resultados das amostras sólidas. A variabilidade observada pode estar associada a efeitos de diluição, devido à maior ou menor parcela de infiltração de água proveniente de precipitações pluviométricas, bem como a possibilidade de percolação dessa água por caminhos preferenciais.

Na Célula 8 do aterro da Muribeca, foram encontradas concentrações de CT numa faixa de 10^0 – 10^2 (NMP/mL). Gerba (1996), citando Donnelli & Scarpino (1983), apresentou concentração equivalente a 9,2 x 10 (NMP/mL) para lixiviado de aterro com 9 anos. À semelhança das amostras sólidas, os resultados encontrados nos lisímetros podem ser considerados coerentes.

A evolução da concentração de coliformes termotolerantes (CTT) na massa de resíduos pode ser vista na Figura 4.42b, na qual é possível perceber que os gráficos apresentam comportamentos semelhantes àqueles observados para os coliformes totais. Assim, de um modo geral, os comentários acerca do comportamento dos CT nos dois experimentos seriam válidos para os CTT.

A relação Log NMP CTT/ Log NMP CT, tanto no L1 como no L2, variou de 0,38 a 1, sendo que, em 52,4% e 43,7% das análises no L1 e L2, respectivamente, CTT /CT = 1 e, em média, a relação CTT/CT foi um pouco maior para o L1, sugerindo que as condições

nesse lisímetro e na massa de resíduos foram mais propícias à sobrevivência dos CTT. Já nas amostras de lixiviado (Figura 4.43b), a concentração de CTT atingiu um valor máximo mais elevado no L2, apesar de três das amostras não apresentarem crescimento algum contra apenas duas do L1.

Em média, nos dois lisímetros, a relação Log NMP CTT/ Log NMP CT foi bem menor para as amostras líquidas do que para as amostras sólidas. Isso sugere que, no lixiviado, a sobrevivência dos CTT seria mais difícil do que na fase sólida, o que é justificável, pois, na massa de resíduos, mesmo com a presença de agentes inibidores, os microrganismos podem encontrar microambientes mais adequados ao seu desenvolvimento, ao passo que, no meio líquido, esses microambientes podem não existir.

As relações entre as concentrações nas amostras sólidas e líquidas, excluindo-se os valores nulos e considerando os valores médios para os sólidos, foram semelhantes àquelas encontradas para CT, como mostram as expressões a seguir.

$$CTT_L = (0{,}25 \text{ a } 0{,}77)\, CTT_{RS} \qquad (L1)$$

$$CTT_L = (0{,}05 \text{ a } 0{,}29)\, CTT_{RS} \qquad (L2)$$

Sendo:

CTT_{RS} = Log NMP de coliformes termotolerantes por grama de resíduo seco (valor médio das amostras A e B);

CTT_L = Log NMP de coliformes termotolerantes por mL de lixiviado.

Na Célula 8 do aterro da Muribeca, foram encontradas concentrações de CTT numa faixa de $10^0 - 10^2$ NMP/mL e de $10^0 - 10^4$ NMP/g em amostras líquidas e sólidas, respectivamente. Esses valores podem ser considerados coerentes com aqueles encontrados nos dois lisímetros.

P. aeruginosa

A evolução temporal da concentração de *P. aeruginosa* nas amostras de resíduos sólidos é apresentada na Figura 4.45. No L2, o comportamento da densidade populacional dessa espécie foi muito semelhante ao observado para os coliformes totais. Houve um decréscimo inicial, seguido de uma retomada do crescimento, até atingir, por volta do 235° dia, valores aproximadamente iguais ao da caracterização inicial (t = 0), quando se iniciou uma nova tendência de redução. Os valores variaram numa faixa de $4{,}7 \times 10^3$ a $3{,}5 \times 10^7$

NMP/g de ST. Assim, no período analisado, as concentrações de *P. aeruginosa* foram aproximadamente iguais ou bem inferiores àquela observada inicialmente (tempo = 0), indicando, a semelhança do ocorrido para os CT e CTT, que os resíduos no estado fresco apresentaram condições mais favoráveis ao crescimento dessa espécie do que no interior do L2.

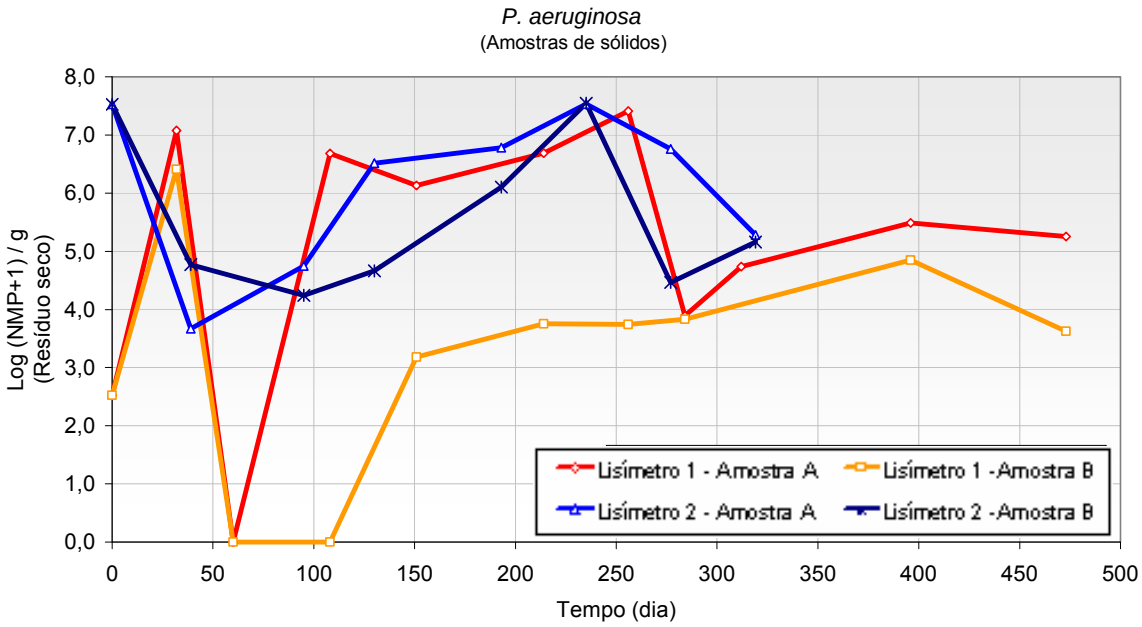


Figura 4.45 - Concentrações de *P. aeruginosa* em amostras de resíduos sólidos, em função do tempo.

Já para os resíduos utilizados no L1, a concentração inicial de *P. aeruginosa*, da ordem de 10^2 foi relativamente muito pequena, e, após o aterramento, observaram-se, na maioria dos casos, concentrações bem maiores, atingindo até 2,6 x 10^7 NMP/g de amostra seca, apesar de em três das amostras, não terem sido observados crescimentos de *P. aeruginosa*. Nota-se, portanto, que a evolução temporal das concentrações desses microrganismos foi bem diferente nos dois experimentos, indicando, possivelmente, uma influência das condições climáticas e/ou da composição dos resíduos nesse comportamento diferenciado. Apesar disso, nos dois lisímetros, foram observadas concentrações máximas da mesma ordem de grandeza.

Valores da ordem de 10^5 e 10^6, respectivamente, de *Pseudomonas sp*. e *P. aeruginosa* por grama de massa seca para RSU, confinados em lisímetros são reportados por Kinman *et al*. (1986). Em amostras de resíduos coletados na Célula 8 do Aterro da Muribeca (PE), foram encontradas concentrações de *P. aeruginosa* de até 3 x 10^4 (NMP/g).

As amostras coletadas na porção superior tanto do L1 quanto do L2 apresentaram populações relativamente maiores, devido, provavelmente, à maior disponibilidade de

oxigênio naquela região, favorecendo o crescimento desses microrganismos de metabolismo preferencialmente oxidativo, tanto que muitas vezes são classificados como aeróbios estritos. Entretanto, ao contrário do que ocorreu com os coliformes totais, uma análise geral da Figura 4.45 mostra que, especialmente, no L1 não existe similaridade no comportamento dos gráficos relativos às amostras coletadas na porção superior e na inferior, indicando que as condições para o crescimento dessa espécie, nas referidas porções, foram bem distintas. Em experimento semelhante, Kinman *et al*. (1986) observaram que, nas amostras coletadas na parte mais superficial de lisímetros, há uma predominância de bactérias aeróbias estritas.

No lixiviado (Figura 4.43), a concentração máxima de *P. aeruginosa* foi de 5×10^1, no L1 (NMP/mL) e de 8×10^2 (NMP/mL), no L2. Em nenhum dos casos, coincidiu com os valores máximos obtidos para as amostras sólidas. Esses valores podem ser considerados relativamente baixos. Concentrações de até $1{,}4 \times 10^2$ NMP/mL, foram encontradas em amostras de lixiviado da Célula 8 do Aterro da Muribeca (PE), com resíduos bem mais antigos.

Comparando-se os gráficos da Figura 4.43 com os da Figura 4.45 e, considerando-se as concentrações medidas nas amostras sólidas e líquidas coletadas no mesmo dia, à semelhança do que ocorreu com os coliformes termotolerantes, é possível perceber que não existe uma correlação entre elas. Sendo assim, foram estabelecidas, apenas, faixas de variação, considerando-se os valores médios para as amostras sólidas de cada um dos lisímetros, sem que os valores nulos fossem considerados.

$$Pae_L = (0{,}09 \text{ a } 0{,}36)\, Pae_{RS} \qquad (L1)$$

$$Pae_L = (0{,}02 \text{ a } 0{,}38)\, Pae_{RS} \qquad (L2)$$

Sendo:

Pae_{RS} = Log NMP de *P. aeruginosa* por grama de resíduo seco (valor médio);

Pae_L = Log NMP de *P. aeruginosa* por mL de lixiviado.

Fungos

A concentração inicial de fungos, nos dois experimentos, como pode ser vista na Figura 4.46 foi bastante elevada e, em relação aos microrganismos analisados anteriormente (Figura 4.45), estes apresentaram, ao longo do tempo, uma diminuição mais consistente das concentrações. Considerando-se os valores iniciais e finais médios, verifica-se que houve uma redução de, praticamente, duas ordens de grandeza para os dois lisímetros. Isso não

significa que, em análises posteriores, não possa haver uma retomada do crescimento desses microrganismos, à semelhança do que ocorreu nos dias 235 e 396 para o L2 e L1, respectivamente.

Desconsiderando-se os valores nulos, ou seja, aqueles das amostras que não apresentaram crescimento de fungos, os valores mínimos observados foram de 2,2 x 10^4 UFC/g no L1 e 7,7 x 10^3 UFC/g, no L2. Entretanto, é importante frisar que como o crescimento fúngico pode se dar a partir de esporos ou de um fragmento de micélio, torna-se difícil determinar efetivamente, no meio, o número desses organismos.

Embora se saiba da existência de fungos anaeróbios e de sua importância em aterros de RSU, devido à capacidade de degradar compostos lignocelulolíticos recalcitrantes, as concentrações relativamente altas encontradas no ambiente, predominantemente, anaeróbio dos lisímetros, não indicam, necessariamente, a presença de concentrações elevadas desses fungos. Isso porque os fungos, mesmo em condições muito adversas, podem sobreviver na forma de esporos que são capazes de germinar, quando as condições lhes são favoráveis. Alguns dados da literatura, reportados por Palmisano & Barlaz (1996), demonstram a dificuldade de se isolarem fungos anaeróbios em amostras de RSU: Barlaz *et al.* (1989) não conseguiram evidenciar a presença de fungos anaeróbios celulolíticos em inóculos formados a partir de lixo em decomposição, e Theodorou *et al.* (1989) analisaram várias amostras provenientes de três aterros, sem que, em nenhuma delas, tenha conseguido isolar fungos anaeróbios.

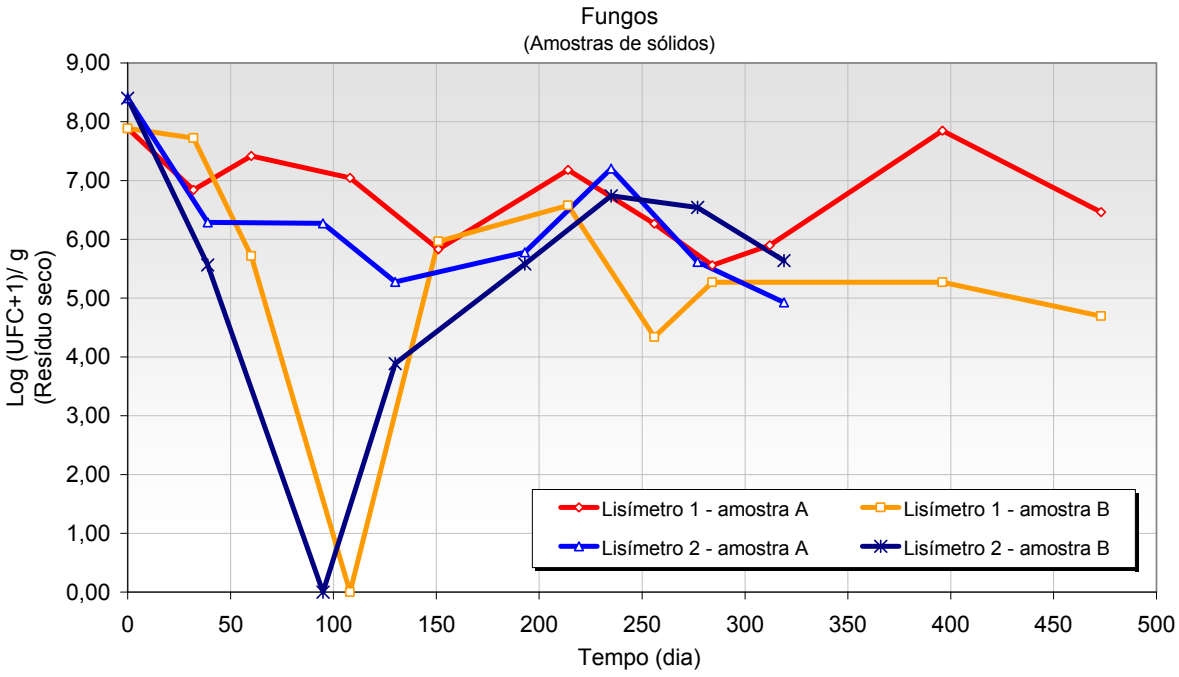


Figura 4.46 - Concentrações de fungos em amostras de resíduos sólidos em função do tempo.

Ainda na Figura 4.46, é possível perceber também que, nos dois lisímetros e mais pronunciadamente no L1, as concentrações de fungos foram predominantemente maiores nas amostras coletadas no nível mais superficial (Amostra A). Isso ocorreu certamente porque, nesse nível, haveria maior disponibilidade de oxigênio, possibilitando, assim, o crescimento de um maior número de espécies desses microrganismos que, na grande maioria, são aeróbios estritos. Kinman *et al*. (1986) observaram, em amostras de RSU coletadas em lisímetros, em três profundidades diferentes, que havia um maior número de espécies de fungos nas amostras superficiais. Em um dos experimentos, foram identificadas 9 espécies no nível mais superficial, 4, no nível intermediário, e apenas 2, nas amostras mais profundas. O mesmo acontece nos solos, em que nas proximidades da superfície prevalecem condições de aerobiose, aí ocorrendo uma maior abundância de espécies de fungos (PELCZAR *et al*., 1996).

Considerando-se o mesmo tempo de aterramento e as amostras coletadas nos mesmos níveis (Amostra A ou Amostra B), as concentrações de fungos foram predominantemente maiores no L1, mesmo nos meses inicias em que o teor de umidade atingiu valores relativamente baixos. A umidade baixa do lixo e o ressecamento da camada de cobertura, devido à baixa precipitação no período correspondente aos primeiros 100 dias de monitoramento do L1, permitiria uma maior disponibilidade de O_2 no meio, principalmente na porção superior, possibilitando um maior crescimento de fungos.

Concentrações da ordem de $10^2 – 10^6$ (UFC/g seca) são citadas por Kinman *et al*. (1986) para amostras de RSU dispostas em quatro lisímetros e coletadas em três profundidades diferentes. Portanto, excluindo-se os valores nulos, a amplitude dos valores foi praticamente a mesma dos resultados obtidos nessa pesquisa (Figura 4.46), sendo que, em termos absolutos, os valores apresentados por Kinman *et al*. (1986) foram relativamente menores.

De um total de 13 amostras coletadas, entre dez/04 e fev/05, na Célula 8 do Aterro da Muribeca (PE), apenas uma apresentou crescimento de fungos e, mesmo assim, foi apenas da ordem de 10^2 (UFC/g). Portanto, as concentrações de fungos dos aterros simulados foram expressivamente maiores.

Na Figura 4.43, não são apresentados gráficos da concentração de fungos no lixiviado, porque, na fração líquida dos lisímetros, somente em duas amostras, foi observado o crescimento desses microrganismos. Uma do L1, coletada no 396° dia, e a outra do L2, coletada no 95° dia. Estas amostras apresentaram concentrações da ordem de 4x10 e $6x10^2$

(UFC/mL), respectivamente. Os dados sugerem até que os valores positivos poderiam ser devido à contaminação da amostra durante a coleta ou durante os procedimentos de análises. Portanto, as análises indicam que o lixiviado dos resíduos aterrados, mostrou-se inadequado ao crescimento e, até mesmo, à sobrevivência de fungos. Nesse caso, os resultados são compatíveis com os obtidos em amostras de lixiviado da Célula 8 do Aterro de Muribeca/PE que, de quatro amostras coletadas em furos de sondagem diferentes, em nenhuma delas, houve crescimento de fungos.

De um modo geral, o monitoramento de CT, CTT, *P. aeruginosa* e de fungos mostrou, que, em decorrência da dinâmica do processo de degradação, que é influenciado por fatores químicos e físico-químicos, a quantificação desses microrganismos pode oscilar bastante, e, apesar das oscilações, é possível afirmar que houve uma tendência de redução das concentrações medidas inicialmente (tempo = 0) ou, pelo menos, de estabilização em patamares menores. Isso porque, durante todo o período analisado, as concentrações medidas foram, na grande maioria dos casos, muito menores e, no máximo, da mesma ordem de grandeza dos valores iniciais. A exceção fica por conta, apenas, da espécie *P. aeruginosa* no L1. Nos demais casos, os microrganismos em discussão conseguiram sobreviver na massa de RSU aterrados sob condições predominantemente anaeróbias, embora, em concentrações inferiores àquelas observadas nos resíduos frescos. Essa dificuldade de atingirem concentrações mais elevadas deve-se, possivelmente, a fatores, como: i) a dificuldade de adaptação de muitas espécies ao ambiente com reduzidas concentrações de oxigênio; ii) a provável escassez de nutrientes, para espécies desses grupos em decorrência da competição com outros microrganismos mais adaptáveis às condições do meio e, portanto, mais competitivos; iii) a inibição do crescimento em virtude de substâncias tóxicas geradas durante o processo de digestão anaeróbia.

4.2.2.3.2 Microrganismos hidrolíticos-fermentativos

O processo de digestão anaeróbia de substrato orgânico, que tem como etapa final a formação de metano, é didaticamente definido em etapas distintas, como o descrito no item 2.3.3. Os compostos orgânicos complexos, inclusive aqueles que fazem parte da composição de RSU, como celulose, proteínas e amido, não podem ser diretamente absorvidos e metabolizados pela microbiota. Para isso é preciso que sejam convertidos em substâncias mais simples. Esse processo ocorre inicialmente fora da célula microbiana, através da ação de exoenzimas, como celulases, proteases e amilases, e, em seguida, no interior da célula, quando os produtos da hidrólise enzimática são absorvidos e transformados durante a

fermentação ácida. Daí em diante, até a conversão em metano dos produtos gerados nessa fase inicial, várias rotas catabólicas, desde que sejam termodinamicamente viáveis, podem ser seguidas. Assim, a fase inicial de hidrólise e, portanto, os microrganismos que atuam nessa etapa podem ser limitantes da velocidade de conversão do substrato orgânico em metano. Portanto, o monitoramento da concentração de microrganismos hidrolíticos-fermentativos, como os grupos celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos, é de grande importância para compreender o processo global de biodegradação de RSU em sistemas anaeróbios. Até porque, apesar de avanços recentes, o conhecimento da diversidade microbiana em sistemas de tratamento anaeróbio, como os aterros sanitários, ainda é muito limitado.

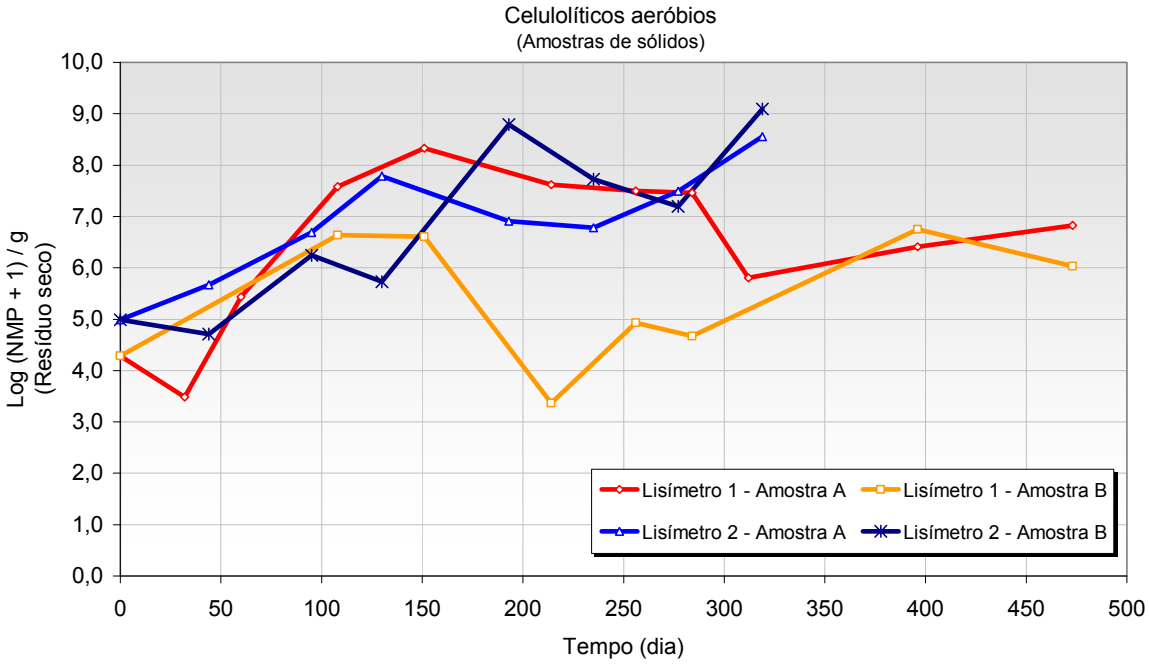
Neste trabalho, foi monitorada, em amostras de sólidos e de líquidos, a evolução temporal da população de grupos microbianos hidrolíticos-fermentativos cultivados em condições aeróbias e anaeróbias. Os microorganismos, de acordo com seu metabolismo, podem ser classificados em aeróbios, anaeróbios e facultativos. Os aeróbios estritos dependem da respiração aeróbia, sendo o oxigênio o receptor final de elétrons. Os anaeróbios apenas toleram o oxigênio, enquanto as espécies intermediárias, que podem crescer na presença ou ausência de oxigênio molecular, são denominadas anaeróbias facultativas. Monteville (1997) cita, ainda, os microaerofílicos, que são aeróbios que se adaptam melhor a ambientes com reduzida concentração de oxigênio. Portanto, neste trabalho, exceto quando especificado de outra forma, a denominação genérica de microrganismos aeróbios e anaeróbios se refere, exclusivamente, às condições de cultivo.

É importante frisar que no L1, na caracterização inicial (t=0) e nos dias 32 e 60 nas amostras coletadas, no nível superior (A), só foram feitas determinações de aeróbios, e, nos mesmos dias, nas amostras coletadas no nível inferior (B), foram quantificados apenas os anaeróbios.

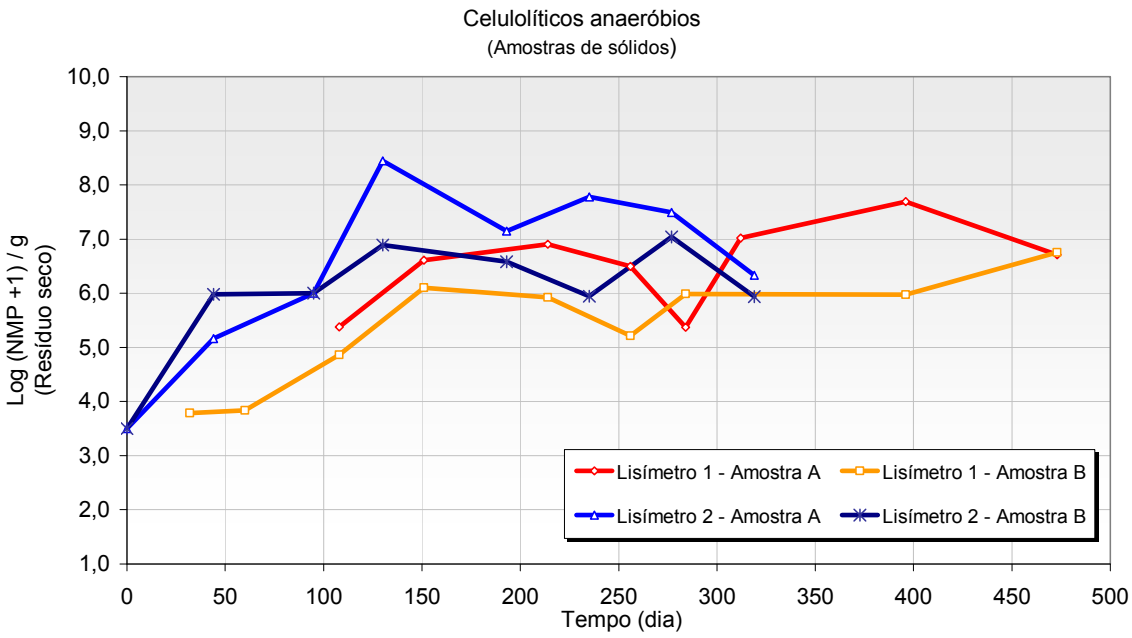
Microrganismos celulolíticos

A população de microrganismos celulolíticos (Figura 4.47), aeróbios e anaeróbios, no Lisímetro 1, variou, respectivamente, numa faixa de $3x10^3$ a $2x10^8$ e de $6x10^3$ a $5x10^7$ NMP/g de sólidos totais (ST).

As maiores concentrações de aeróbios foram encontradas na parte superior do lisímetro, e, ao contrário do esperado, as maiores concentrações de anaeróbios, também. Entretanto, comparando-se os resultados provenientes das mesmas amostras, o que evitaria a influência da amostragem, percebeu-se que, na porção superior (Amostra A), a concentração de anaeróbios foi menor que a de aeróbios, enquanto, na parte inferior (Amostra B), ocorreu



(a)



(b)

Figura 4.47 - Concentrações de microrganismos celulolíticos em amostras de resíduos sólidos em função do tempo.

uma relativa predominância de anaeróbios em relação aos aeróbios. Mesmo se sabendo que a grande maioria das espécies deve ser de anaeróbios facultativos, os resultados sugerem que, na porção superior, a maior disponibilidade de oxigênio permitiria o crescimento de uma maior quantidade de espécies aeróbias, e, na parte inferior, na qual a disponibilidade de

oxigênio seria menor, haveria um maior número de espécies anaeróbias estritas. Ainda com relação ao L1, verificou-se que o comportamento geral dos aeróbios e dos anaeróbios foi semelhante, revelando um crescimento inicial e tendência à estabilização em valores mais elevados, à exceção dos aeróbios na parte inferior do lisímetro (Amostra B), que, entre os dias 150 e 300, a concentração atingiu valor menor do que aquela quantificada inicialmente. Entretanto, durante o período analisado, verificou-se um grande crescimento desses microrganismos que atingiram até quatro ordens de grandeza a mais em relação à concentração inicial (tempo = 0), indicando que o ambiente no interior do L1 foi propício ao crescimento da microbiota celulolítica.

No Lisímetro 2 (Figura 4.47), o NMP de celulolíticos variou na faixa de 5×10^4 - $1,2 \times 10^9$ e de 3×10^3 - $2,8 \times 10^8$ para aeróbios e anaeróbios, respectivamente e observaram-se quantificações de até 10^5 vezes à concentração inicial. Diferente do esperado, as maiores concentrações de aeróbios foram observadas nas amostras coletadas em maiores profundidades e as maiores concentrações de anaeróbios nas amostras mais superficiais. E, ao contrário do observado no L1, comparando-se somente às amostras superiores (A), verifica-se que as concentrações de celulolíticos aeróbios foram relativamente menores, enquanto que, nas amostras inferiores (B), eles foram predominantes em relação aos celulolíticos anaeróbios.

Nos primeiros 319 dias de monitoramento de cada um dos lisímetros, verificou-se que as concentrações dos celulolíticos anaeróbios, em termos relativos, ou seja, comparando-se somente os resultados das amostras coletadas no mesmo nível (Amostra A ou Amostra B), foram maiores no L2. O mesmo pode ser verificado também em termos absolutos, ou seja, para qualquer das amostras (A ou B). Somente as concentrações de aeróbios da parte superior do L1 foram predominantemente maiores do que as do L2 do mesmo nível de coleta. No L2, o comportamento geral de aeróbios e dos anaeróbios, tanto da porção superior como da porção inferior, foi bastante similar e as oscilações nos valores foram relativamente menores do que no L1.

Em todos os casos, tanto no L1 como no L2, foi observado um crescimento inicial muito elevado até por volta do quarto ou quinto mês, seguido de uma tendência à estabilização. Apesar das oscilações nos valores, o que é perfeitamente normal, em se tratando da quantificação de microrganismo em meio sólido tão heterogêneo, os pontos sugerem curvas com delineamento que notadamente se assemelham à curva típica de crescimento microbiano (Figura 4.48) com cultivo em substrato limitado ou em batelada em que é possível notar as fases de crescimento exponencial e estacionária. A redução inicial nos

valores de aeróbios (L1 - Amostra A e L2 - Amostra B) sugere, ainda, a fase de latência. Em nenhum dos casos, não foi possível perceber o início da fase de morte celular.

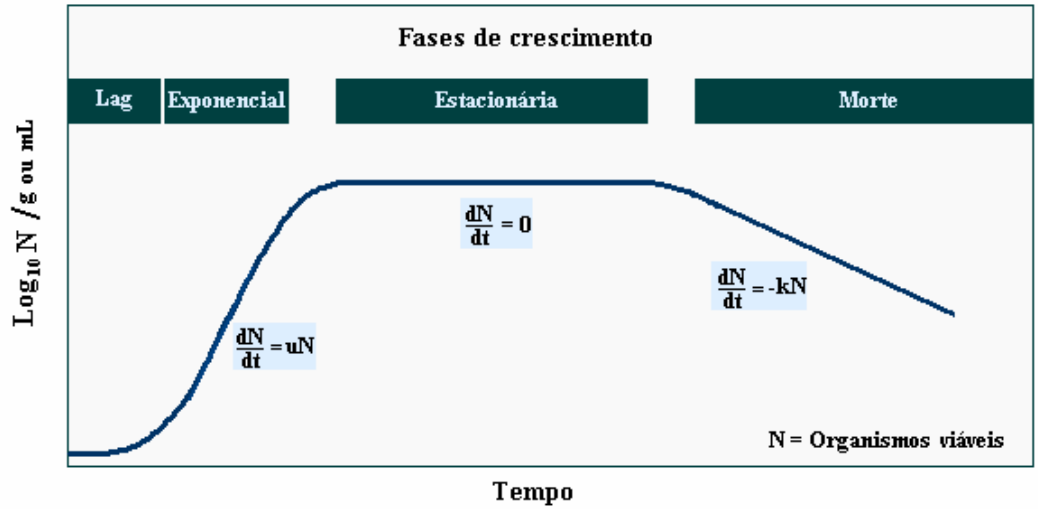


Figura 4.48 - Curva típica de crescimento microbiano em cultura intermitente (adaptado de MADIGAN *et al*., 2001).

Conforme descrito no Capítulo 2, a fase Lag ou de latência ocorre logo após a inoculação e decorre da intensa atividade metabólica dos microrganismos para se adaptar ao novo meio, antes de iniciar o processo de multiplicação celular. Quando o crescimento dos microrganismos alcança uma velocidade constante, declara-se que se encontra na fase exponencial, pois o número de células pode ser expresso como uma função de 2^n, onde "n" é o número de ciclos de duplicação da população. Em seguida, o cultivo entra na fase estacionária de crescimento na qual o número de células viáveis permanece constante. Essa fase pode durar muito tempo e até vários anos no caso de bactérias endosporuladas, mas sempre será seguida da fase de morte celular em que o número de células que morrem é maior do que o número de células que se dividem.

Considerando-se os valores médios dos anaeróbios quantificados nas amostras A ou B (Figura 4.49), foi possível obter curvas de ajustes aos dados experimentais com $R^2 > 0,82$, que pode ser considerado razoável, em se tratando de amostras de RSU, indicando que o crescimento da população de celulolíticos não foi aleatório, mas seguiu uma tendência e, portanto, seria, de certa forma, previsível. Observando-se os valores médios fica mais evidente o comportamento da microbiota celulolítica nos dois lisímetros, mostrando uma taxa de crescimento inicial bastante elevada e, posteriormente, a tendência à estabilização dos

valores. Além disso, fica evidente, também, que as concentrações de anaeróbios no L2 foram persistentemente maiores.

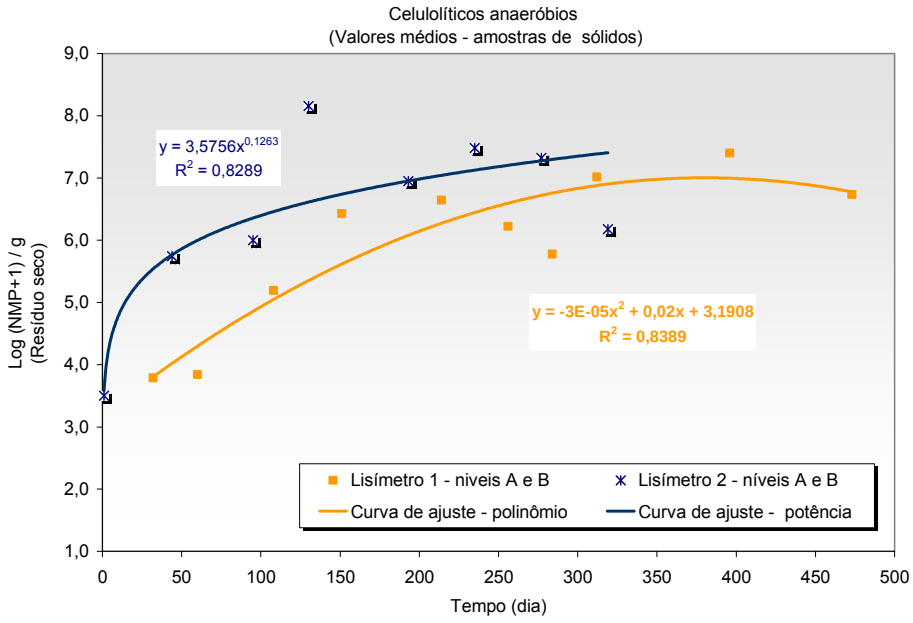


Figura 4.49 - Curvas de ajuste aos dados experimentais – concentrações médias de celulolíticos anaeróbios das amostras A e B.

As concentrações medidas nos lisímetros podem ser consideradas elevadas e de ordem de grandeza equivalente àquelas encontradas em aterros. Na Célula 8 do aterro da Muribeca, com lixo de idades variando de 1 a 15 anos, no período entre set/04 e mar/05, foram realizadas quantificações de celulolíticos anaeróbios que variaram de 10^4 a 10^8 NMP/g nas amostras coletadas em profundidades de até 20m. Pourcher *et al*. (2001) encontraram concentrações de celulolíticos aeróbios em aterros sanitários com um e com cinco anos de idade, na faixa de 10^6-10^8 UFC/g, sendo que os valores menores foram obtidos para os resíduos mais velhos. Valores um pouco menores de 10^4 a 10^6 UFC/g são citados por Jones *et al*. (1983). Em lisímetros de pequenas dimensões, monitorados em laboratórios, foram quantificadas concentrações de 10^2-10^5 NMP/g de resíduos secos (BARLAZ, et al. 1989a; BARLAZ, 1996).

O monitoramento de microrganismos celulolíticos também foi feito no lixiviado cujos resultados estão indicados na Figura 4.50. Nos dois experimentos, os valores ficaram numa faixa de 10^0 -10^3 (NMP/mL). Ao contrário do observado no resíduo sólido, em praticamente todas as análises, as concentrações de anaeróbios foram superiores e, de certa forma, proporcionais às concentrações de aeróbios.

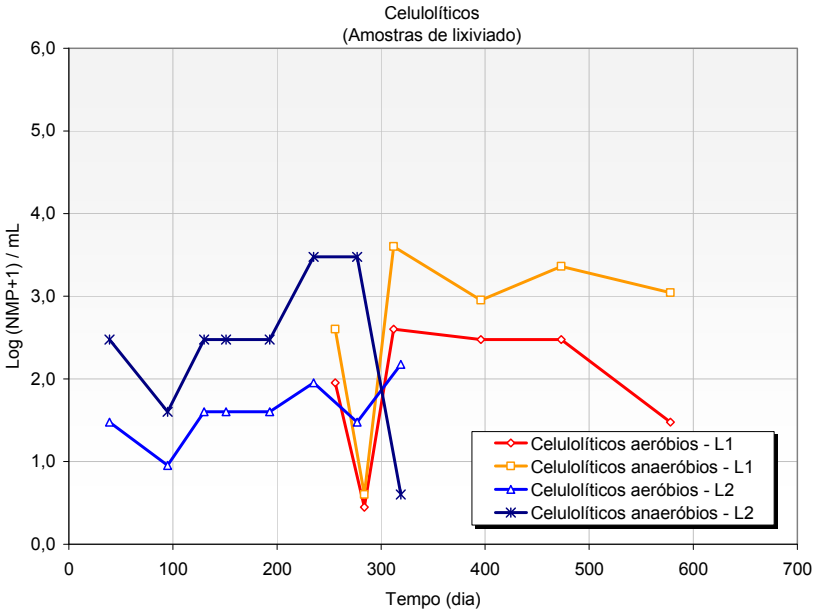


Figura 4.50 - Concentrações de microrganismos celulolíticos no lixiviado em função do tempo.

Por outro lado, comparando-se esses resultados com os gráficos da Figura 4.47, verifica-se que não há uma analogia com o comportamento das concentrações do meio sólido. Fazendo-se uma relação entre as concentrações médias das amostras de lixo (amostras A e B) e de lixiviado coletadas no mesmo dia, não foi possível estabelecer uma correlação linear significativa (Figura 4.51). Embora sem muito sentido prático, estabeleceram-se faixas de valores, relacionando as concentrações medidas nas amostras de resíduo sólido e de lixiviados, nas quais se nota uma variação muito grande nos valores:

C_L = (0,06 a 0,38) C_{RS} (L1 – aeróbios)

C_L = (0,10 a 0,53) C_{RS} (L1 – anaeróbios)

C_L = (0,15 a 0,27) C_{RS} (L2 – aeróbios)

C_L = (0,10 a 0,48) C_{RS} (L2 – anaeróbios)

Sendo:

C_{RS} = Log NMP de celulolíticos por grama de resíduo seco (valor médio das amostras A e B);

C_L = Log NMP de celulolíticos por mL de lixiviado.

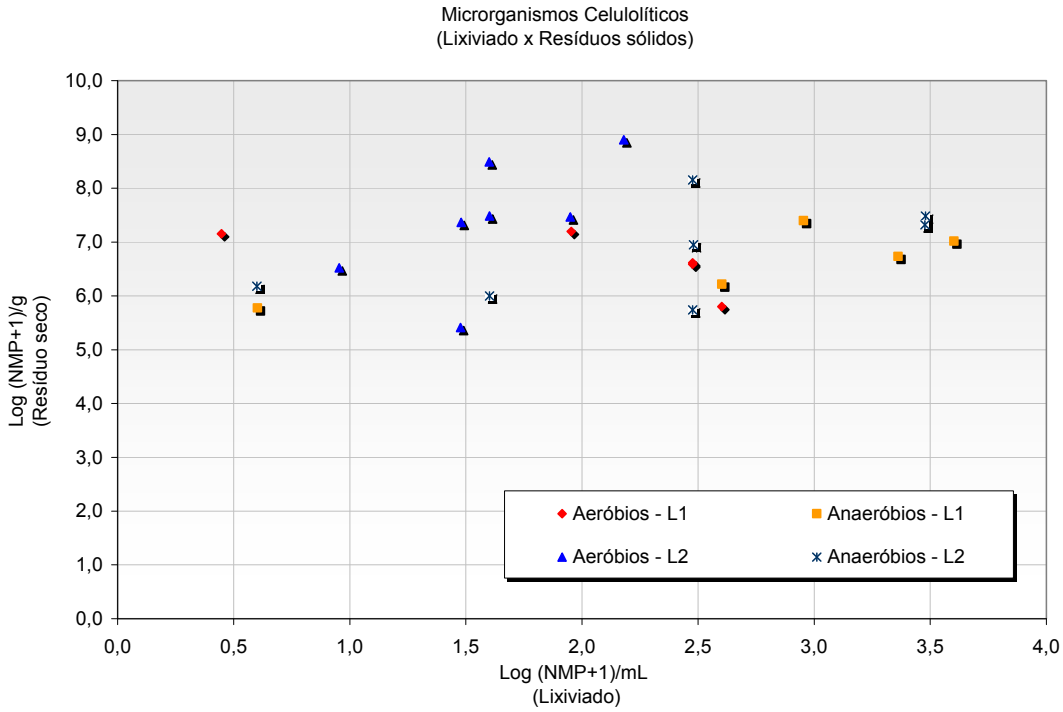
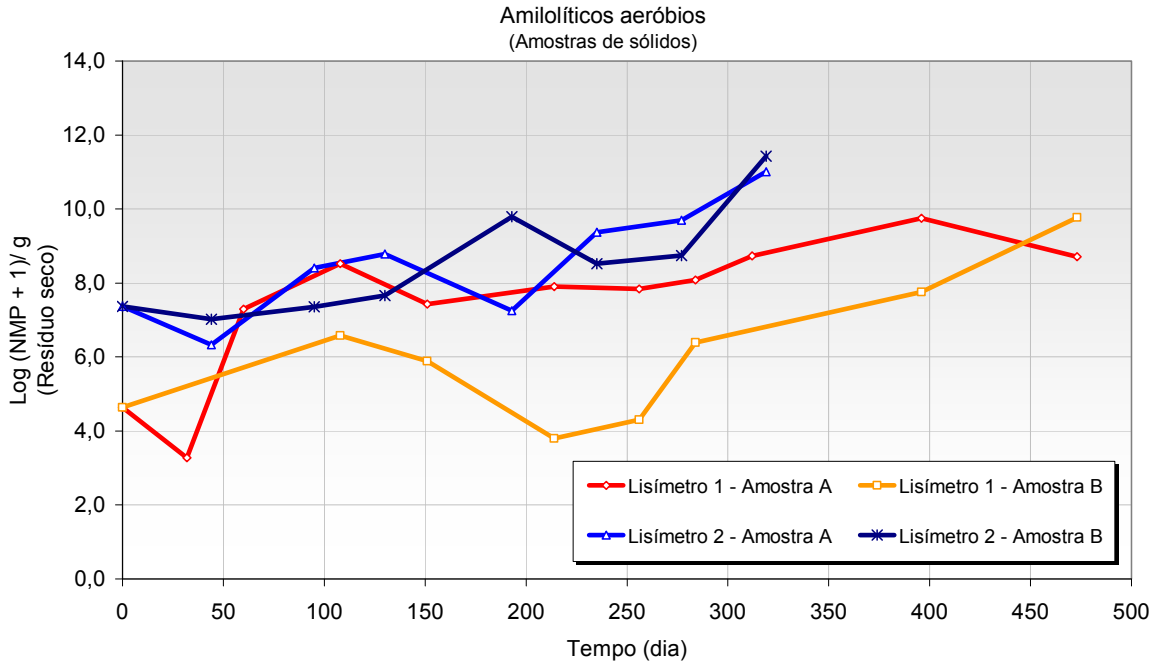


Figura 4.51 - Relação entre as concentrações de microorganismos celulolíticos no lixiviado e nos resíduos sólidos – média das amostras A e B.

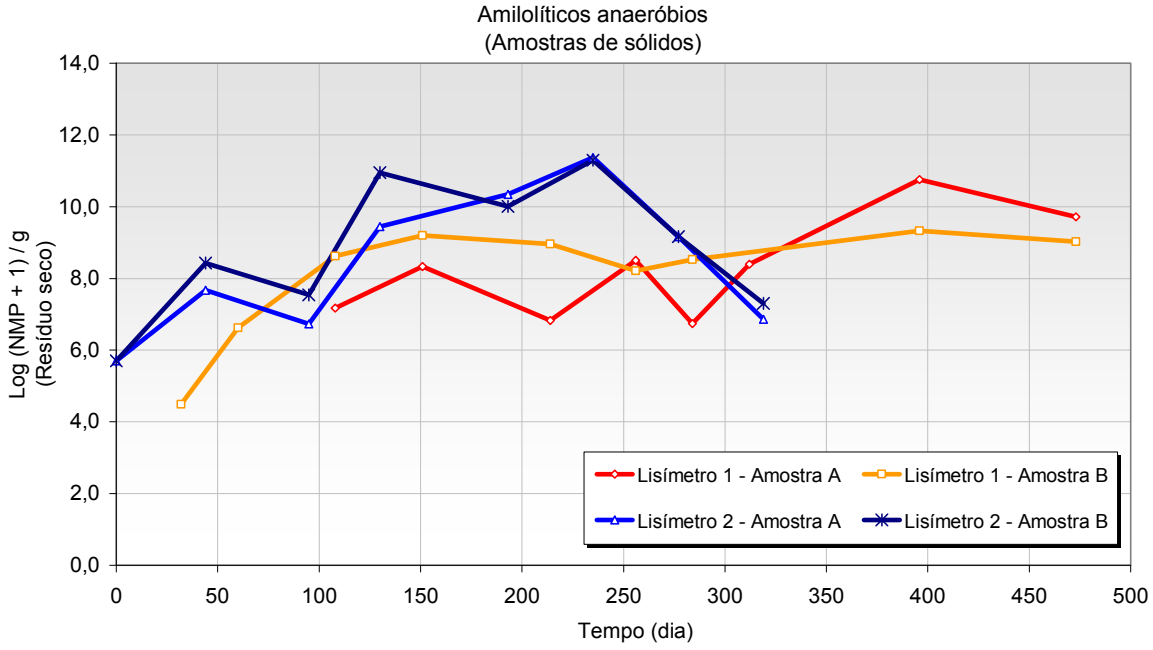
As concentrações de celulolíticos no lixiviado dos dois experimentos podem ser consideradas relativamente baixas, se comparadas às amostras sólidas e também em relação a medições feitas em aterros. Valores da ordem de 10^4-10^5 células/mL foram medidos em amostras de lixiviados provenientes de RSU da cidade de São Carlos-SP (GOMES, 1995; GIAJ-LEVRA, 1991). Na Célula 8 do aterro de Muribeca, foram medidas concentrações da ordem de 10^2-10^4 NMP/mL para amostras coletadas em furos de sondagens, no mesmo período e local de onde foram coletadas as amostras sólidas para pesquisa dos grupos microbianos citados anteriormente.

Microrganismos amilolíticos

O resultado do monitoramento de microrganismos amilolíticos nas amostras de resíduo sólido pode ser visto na Figura 4.52 As concentrações de aeróbios variaram na faixa de $1{,}8\text{x}10^3$ - $6\text{x}10^9$ no L1 e de $3{,}1 \text{ x } 10^4$ - $5{,}6 \text{ x } 10^{10}$ no L2, com respectivos crescimentos de até quatro e cinco ordens de grandeza em relação ao tempo inicial (t=0), sendo que no L1, as maiores concentrações foram medidas no nível A, indicando uma possível influência da porção superior no crescimento de um maior número de espécies que seriam aeróbias estritas, enquanto no L2, houve um equilíbrio entre as concentrações medidas nos dois níveis.



(a)



(b)

Figura 4.52 - Concentrações de microrganismos amilolíticos em amostras de resíduos sólidos em função do tempo.

Como é possível observar (Figura 4.52), o L2 apresentou concentrações predominantemente maiores, principalmente em relação às amostras coletadas no nível inferior (B) do L1, e o mesmo também foi verificado em relação aos celulolíticos. Fazendo ainda uma comparação entre as Figuras 4.47a e 4.52a, percebe-se uma certa similaridade no

comportamento geral de celulolíticos e amilolíticos aeróbios, sugerindo que a taxa de crescimento desses dois grupos em cada um dos lisímetros teria sido influenciada por fatores comuns.

Na Figura 4.52b, estão representadas as concentrações de anaeróbios, que, no L1, variou de $3{,}1 \times 10^4$ a $5{,}6 \times 10^{10}$ e, no L2, de 5×10^5 a $2{,}4 \times 10^{11}$. Esses valores indicam um crescimento de até 10^6 vezes a concentração inicial em cada um dos lisímetros. Portanto o ecossistema, nos dois aterros simulados, propiciou um elevado crescimento da microbiota amilolítica.

As concentrações de anaeróbios no L1 e L2 foram predominantemente maiores no nível mais inferior (Amostra B), embora no L1, a maior concentração tenha sido medida no nível mais superficial (Amostra A). Esses resultados sugerem que, na porção inferior de cada um dos lisímetros, ocorreria uma maior quantidade de espécies amilolíticas anaeróbias estritas. Comparando-se as concentrações dos dois experimentos, verifica-se que, no L2, os anaeróbios amilolíticos, tanto no nível A como no B, foram predominantes. Tomando-se os valores médios das análises das amostras A e B (Figura 4.53), fica mais evidente que as concentrações de amilolíticos anaeróbios no L2 foram maiores em relação ao L1. Nesse caso, ainda é possível estabelecer correlações com alguma significância, como mostram as curvas de ajuste. Devido às ultimas análises do L2 terem apresentado valores relativamente baixos, o trecho final da curva de ajuste já poderia sugerir o início da fase de morte celular, embora essa tendência não se confirme para os aeróbios (Figura 4.52) que nas datas correspondentes apresentam concentrações muito elevadas. Portanto, esses resultados podem ser decorrentes da presença de oxigênio no meio ou de falhas no acondicionamento e manipulação das amostras que podem ter inibido o crescimento de anaeróbios estritos.

Apesar de oscilações nos valores, com exceção dos aeróbios no L1 (Amostra A), entre os dias 151 e 284, e dos anaeróbios no L2 (A e B), nos dias 277 e 391, que apresentaram uma redução considerável das concentrações, percebe-se sempre uma tendência de crescimento da microbiota amilolítica. Os gráficos relativos aos aeróbios e anaeróbios do L1, respectivamente, nos níveis A e B, caracterizam bem a curva típica de crescimento microbiano com as fases lag (especialmente, em relação à Amostra A), exponencial e estacionária.

Já nos gráficos referentes aos aeróbios do L2, como a concentração inicial (t=0) já foi bastante elevada, não se percebe a fase de crescimento exponencial, o mesmo acontecendo com os anaeróbios do L1 no nível A.

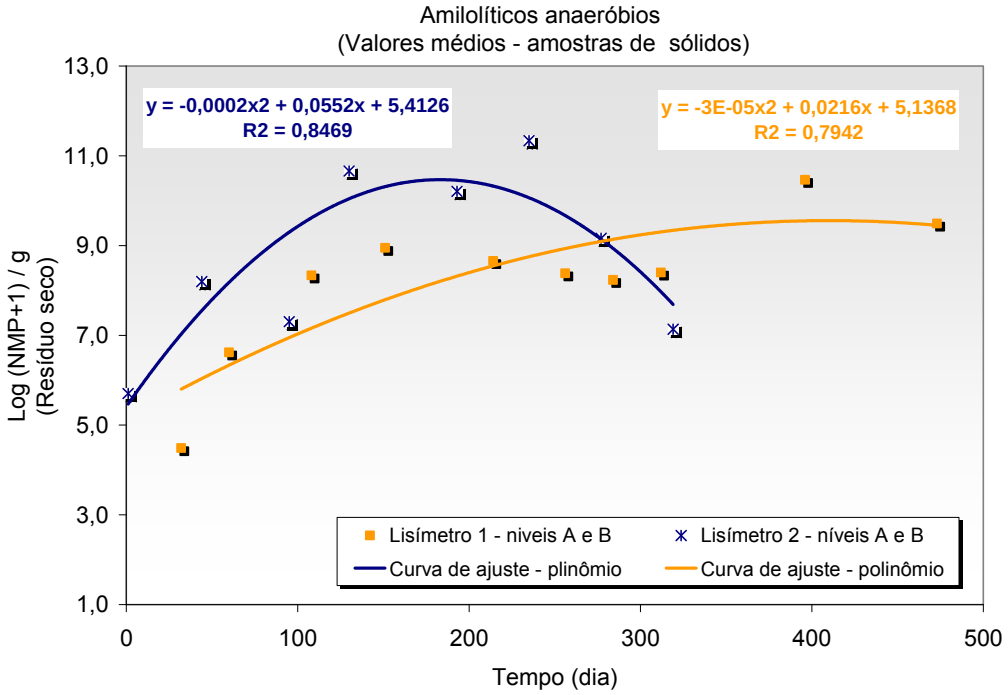


Figura 4.53 - Curvas de ajuste aos dados experimentais - concentrações médias de amilolíticos anaeróbios das Amostras A e B.

Os resultados da concentração de microrganismos amilolíticos em amostras de lixiviado estão assinalados na Figura 4.54. Nos dois experimentos, os valores, em ordem de grandeza, situaram-se, numa faixa de 10^1 -10^4 (NMP/mL), sendo que no L1, houve um equilíbrio entre aeróbios e anaeróbios, enquanto no L2, os anaeróbios foram preponderantes. Diferente do observado para os resíduos sólidos, as concentrações no L1 foram equivalentes (aeróbios) ou superiores (anaeróbios) às do L2. Percebe-se, também que, ao contrário do que ocorreu com os celulolíticos no lixiviado, as concentrações de aeróbios e anaeróbios, na grande maioria dos casos, não foram correlatas em nenhum dos experimentos, indicando provavelmente uma predominância, ora de espécies aeróbias estritas, ora de anaeróbias obrigatórias.

Comparando-se as concentrações no líxiviado (Figura 4.54) com as do resíduo sólido (Figura 4.52), nos níveis A ou B, não é possível perceber uma correlação entre elas. Em muitos casos, os resultados são divergentes e para um aumento na concentração de amilolíticos no resíduo sólido, ocorre uma redução na contagem desses microrganismos para a amostra de lixiviado correspondente. Mesmo se fazendo uma relação com as concentrações médias das amostras A e B (Figura 4.55) não foi observada correlação significativa. Nessa mesma figura, é possível observar pela disposição dos pontos que, na maioria dos casos,

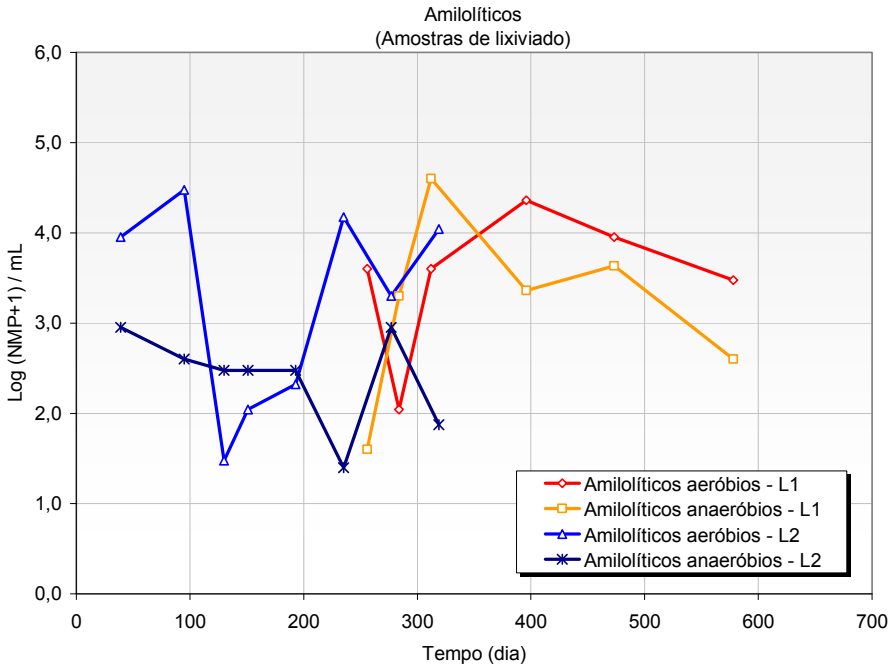


Figura 4.54 - Concentrações de microrganismos amilolíticos em amostras de lixiviado em função do tempo.

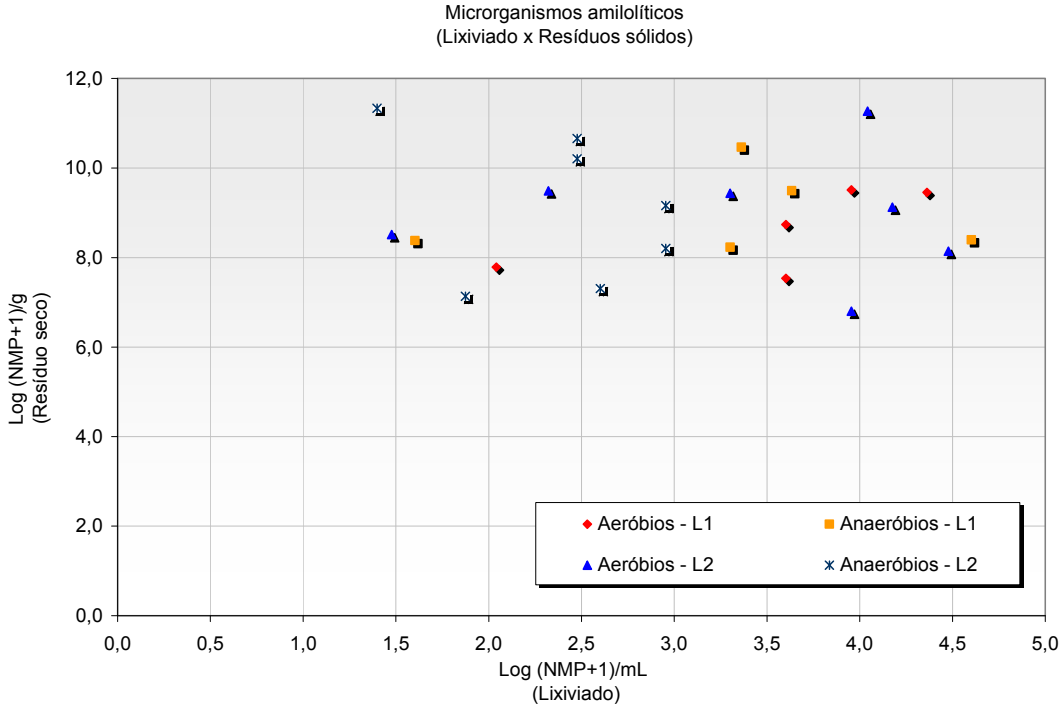


Figura 4.55 - Relação entre as concentrações de microorganismos amilolíticos no lixiviado e no resíduo sólido – média das amostras A e B.

um "valor médio" da relação seria mais representativo. As faixas de variação dos pontos plotados para aeróbios e anaeróbios, em cada um dos lisímetros, são indicadas a seguir.

$$A_L = (0{,}26 \text{ a } 0{,}48)\, A_{RS} \quad \text{(L1 – aeróbios)}$$

$$A_L = (0{,}19 \text{ a } 0{,}56)\, A_{RS} \quad \text{(L1 – anaeróbios)}$$

$$A_L = (0{,}17 \text{ a } 0{,}59)\, A_{RS} \quad \text{(L2 – aeróbios)}$$

$$A_L = (0{,}12 \text{ a } 0{,}36)\, A_{RS} \quad \text{(L2 – anaeróbios)}$$

Sendo:

A_{RS} = Log NMP de amilolíticos por grama de resíduo seco (valor médio das amostras A e B);

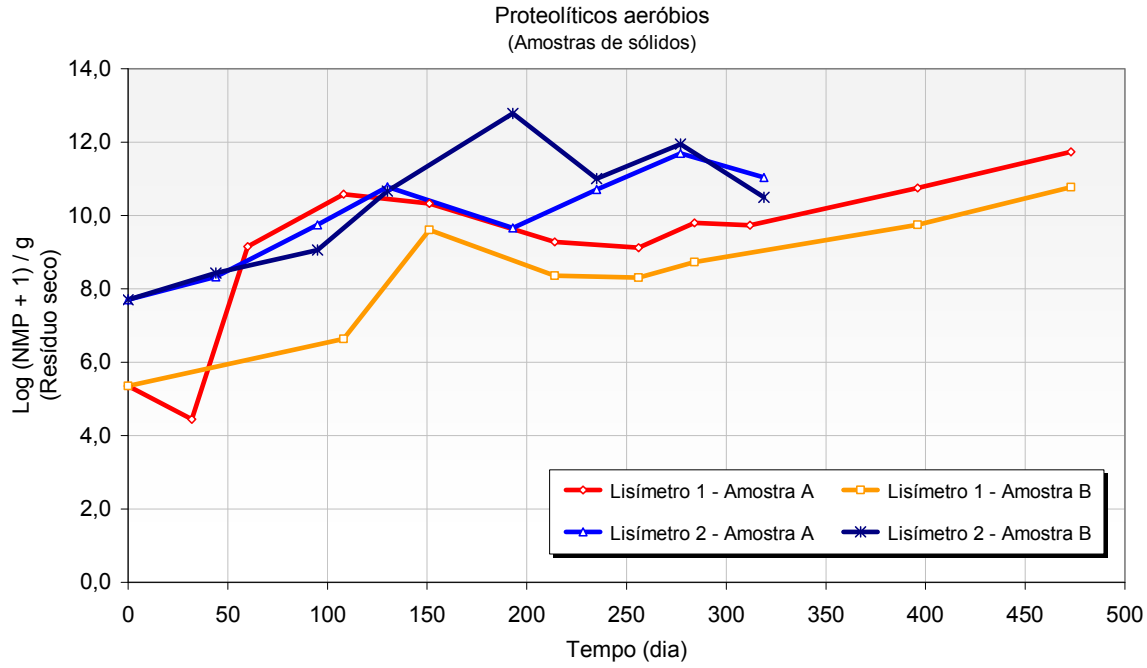
A_L = Log NMP de amilolíticos por mL de lixiviado.

Na Célula 8 do aterro de Muribeca, foram medidas concentrações de amilolíticos anaeróbios da ordem de grandeza de 10^4-10^8 NMP/g em amostras de resíduos coletadas em profundidades de até 20 m e da ordem de 10^2 NMP/mL em amostra de lixiviado. Portanto, as concentrações da microbiota amilolítica nos dois lisímetros podem ser consideradas elevadas, tendo em vista que foram identificados valores com uma e até duas ordens de grandeza superiores àqueles medidos no referido aterro, nas amostras sólidas e líquidas.

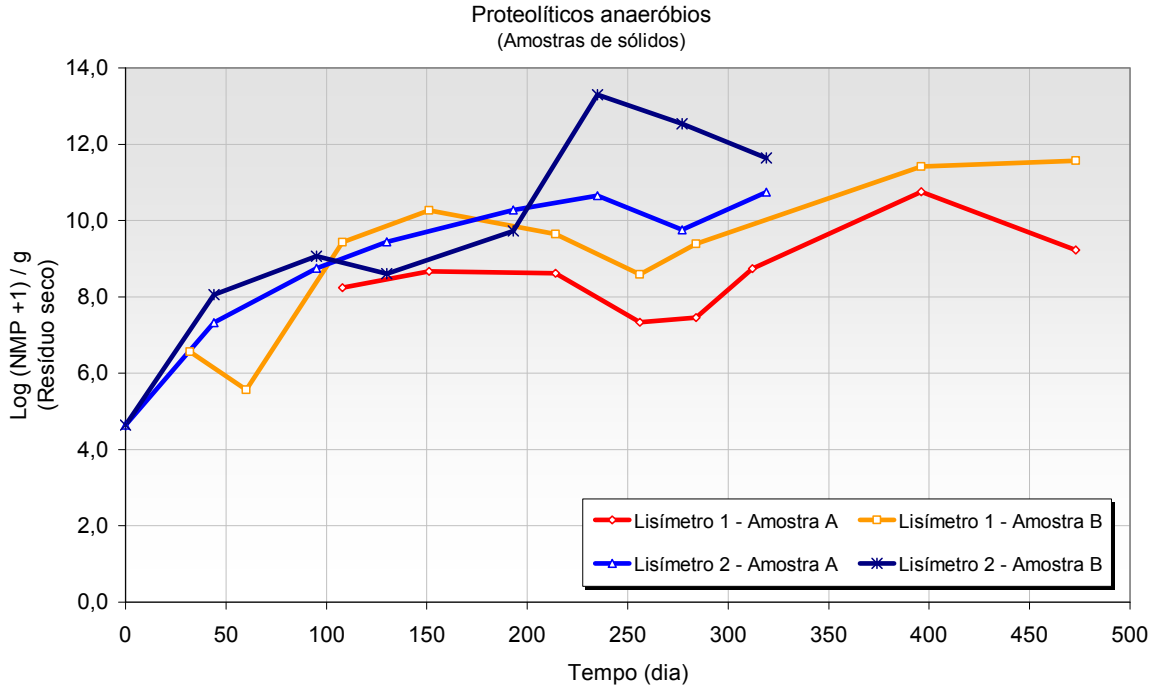
Microrganismos proteolíticos

Os resultados do monitoramento da concentração de microrganismos proteolíticos nos Lisímetros 1 e 2 são apresentados na Figura 4.56. Semelhante ao observado para os grupos amilolíticos e celulolíticos, percebe-se que o comportamento geral das concentrações de proteolíticos ao longo do tempo, em alguns casos, também se assemelha à curva típica de crescimento microbiano (Figura 4.48).

Durante o período analisado, as concentrações de proteolíticos, em NMP/g de resíduo seco, oscilaram nos intervalos de $2{,}7 \times 10^4$ a $5{,}4 \times 10^{11}$ no L1 e de $4{,}4 \times 10^3$ a 2×10^{12} no L2, com respectivos crescimentos de até seis e nove ordens de grandeza em relação às quantificações feitas no tempo zero. No L1, os aeróbios foram predominantes no nível superior (A), e os anaeróbios, no nível inferior (B), confirmando a idéia de que as porções



(a)



(b)

Figura 4.56 - Concentrações de microrganismos proteolíticos em amostras de resíduos sólidos em função do tempo.

superior e inferior seriam mais propícias ao crescimento de aeróbios e anaeróbios, respectivamente. Já no L2, na maioria dos casos, houve um equilíbrio entre as concentrações de aeróbios e anaeróbios medidas nos níveis A e B, sendo que, no nível B, foram verificadas as maiores concentrações tanto de aeróbios como de anaeróbios.

Comparando-se os resultados individuais em cada profundidade ou as médias das amostras A e B (Figura 4.57) em cada um dos aterros simulados, verifica-se que as concentrações de microrganismos proteolíticos anaeróbios no L2 foram, na maioria dos casos, superiores ao observado no L1.

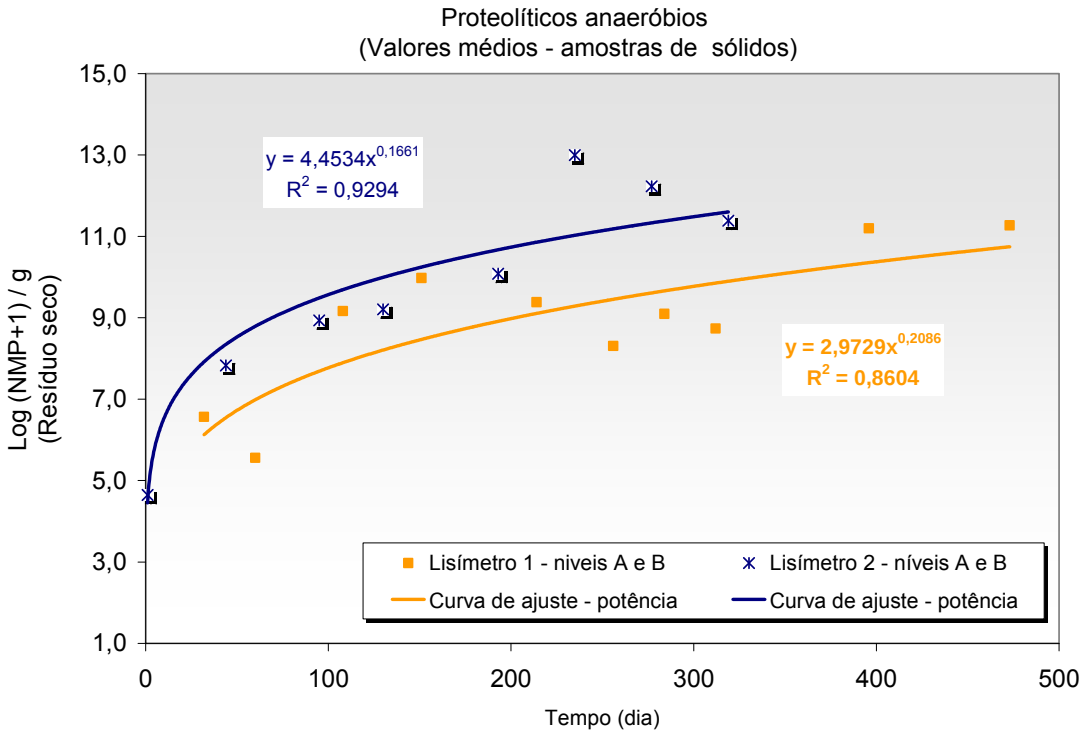


Figura 4.57 - Curvas de ajuste aos dados experimentais - concentrações médias de proteolíticos anaeróbios das amostras A e B.

A população de microrganismos proteolíticos no lixiviado (Figura 4.58) do L1 variou numa faixa de 2,1 x 10^3 a 7,5 x 10^7 (NMP/mL), sendo observada uma predominância de aeróbios, enquanto que, no L2, os valores oscilaram no intervalo de 1,5 x 10^2 a 9,3 x 10^6.

Semelhante ao observado para os amilolíticos, no L2, as concentrações de aeróbios foram significativamente maiores, e verifica-se, na maioria das amostras, uma relação inversa entre as concentrações de aeróbios e anaeróbios, ou seja, o aumento de um implica a redução do outro. Os resultados sugerem a predominância de aeróbios estritos em relação aos

anaeróbios obrigatórios durante praticamente todo o período de monitoramento do lixiviado, o que é pouco provável, pois os valores do potencial de oxirredução mantiveram-se quase sempre muito baixos (Figura 4.26), e algumas leituras da concentração de O_2 no meio líquido indicaram valores praticamente nulos. Uma outra explicação é que essas espécies cultivadas em condições aeróbias seriam facultativas, e haveria, na verdade, uma redução no lixiviado de amilolíticos e proteolíticos anaeróbios estritos ao longo do processo de degradação ou até mesmo um aumento relativo de anaeróbios que não conseguem crescer nas condições de cultivo utilizado.

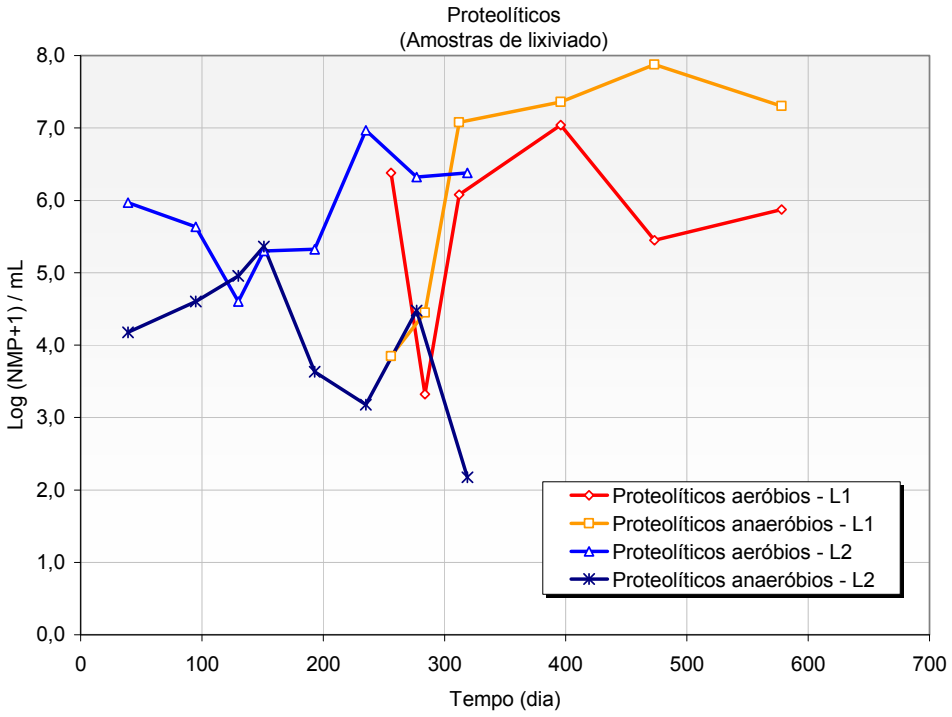


Figura 4.58 - Concentrações de microrganismos proteolíticos em amostras de lixiviado em função do tempo.

Analisando-se todos os dados da quantificação de celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos, verifica-se que, em 79 % e 57 % das amostras no L1 e L2, respectivamente, foram observadas maiores concentrações de aeróbios nas amostras coletadas na porção superior (A). Nas amostras inferiores (B), 81 % das amostras do L1 e 52 % do L2 apresentaram maiores concentrações de anaeróbios. Portanto, nas porções superior e inferior do Lisímetro 1, haveria uma tendência de crescimento de um maior número de espécies aeróbias e anaeróbias, respectivamente. Enquanto no L2, ocorre um certo equilíbrio entre aeróbios e anaeróbios, tanto na parte superior quanto na parte inferior dos aterros simulados. Nesse sentido, conforme citado anteriormente, estudos conduzidos por Kinman *et al*. (1986)

indicaram um maior número de espécies aeróbias estritas em amostras de RSU coletadas na porção superior de lisímetros em relação às amostras provenientes da parte inferior.

Relacionando-se as concentrações do lixiviado com as dos resíduos sólidos das amostras A e B (Figura 4.59), semelhante ao observado para os celulolíticos e amilolíticos, não foi possível estabelecer uma correlação linear satisfatória. As faixas de variação dos pontos plotados para aeróbios e anaeróbios (Figura 4.59), em cada um dos lisímetros, são indicadas a seguir.

$$P_L = (0{,}34 \text{ a } 0{,}71)\, P_{RS} \quad \text{(L1 – aeróbios)}$$

$$P_L = (0{,}45 \text{ a } 0{,}71)\, P_{RS} \quad \text{(L1 – anaeróbios)}$$

$$P_L = (0{,}42 \text{ a } 0{,}71)\, P_{RS} \quad \text{(L2 – aeróbios)}$$

$$P_L = (0{,}19 \text{ a } 0{,}53)\, P_{RS} \quad \text{(L2 – anaeróbios)}$$

Sendo:

P_{RS} = Log NMP de proteolíticos por grama de resíduo seco (valor médio das amostras A e B);

P_L = Log NMP de proteolíticos por mL de lixiviado.

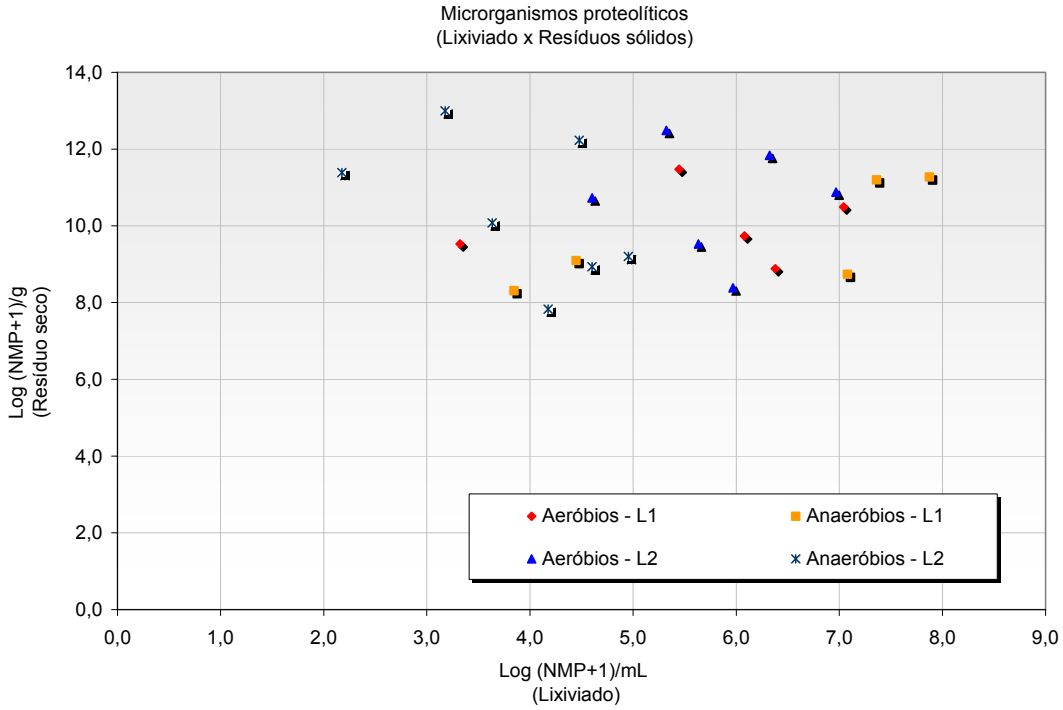
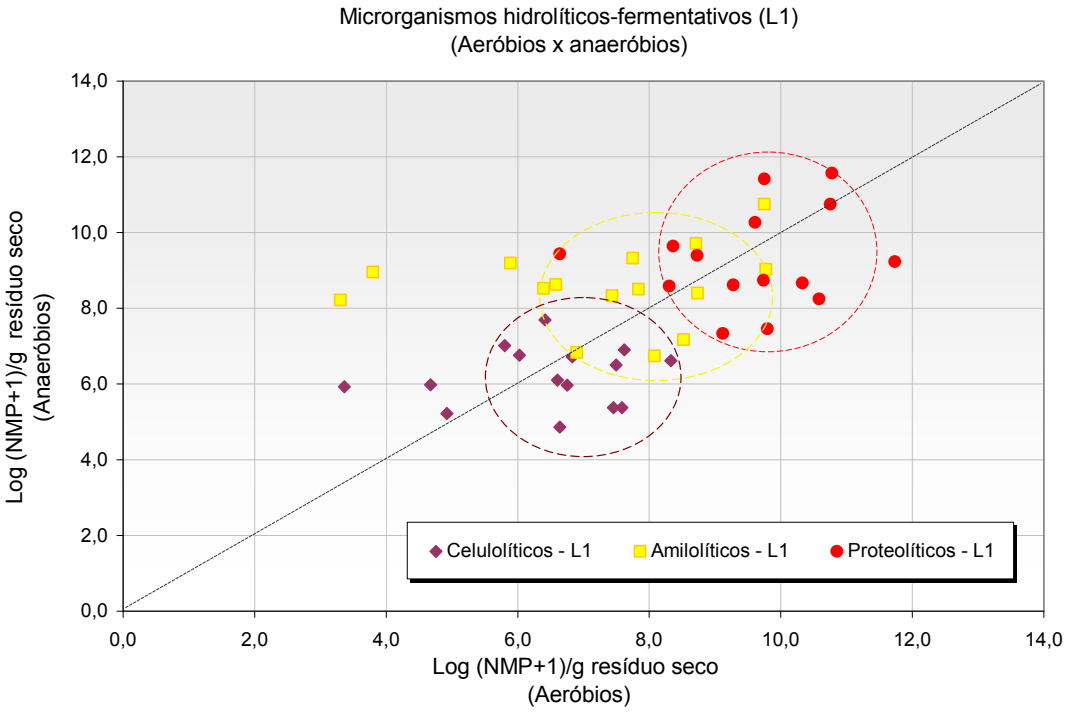


Figura 4.59 - Relação entre as concentrações de microorganismos proteolíticos em amostras de lixiviado e de resíduos sólidos – média das amostras A e B.

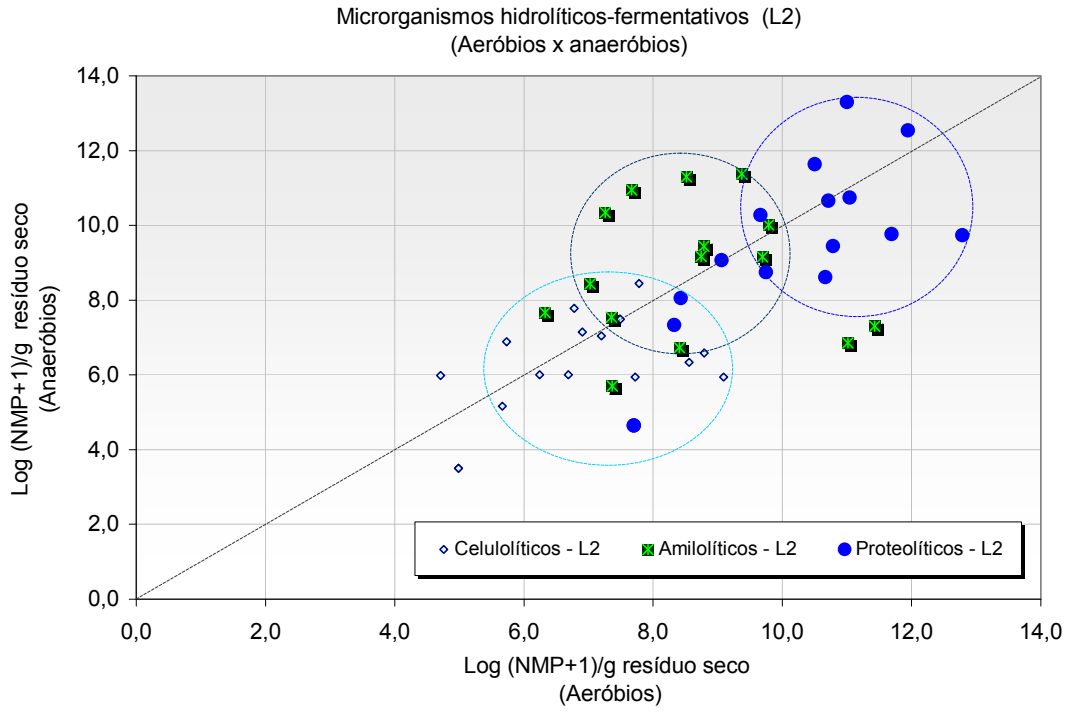
Nota-se, portanto, que a relação entre Log NMP- amostra sólida e Log NMP - amostra líquida apresentou uma grande variação para os três grupos microbianos analisados e, na maioria dos casos, não é possível estabelecer uma correlação linear significativa entre esses valores. A dificuldade de se estabelecer essa correlação, certamente, deve-se a diversos fatores que podem influenciar a transferência de massa microbiana de celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos da fase sólida para a fase líquida bem como aqueles relacionados à adaptação e ao crescimento desses grupos microbianos no meio líquido. Dentre esses fatores, pode-se citar a dinâmica do processo de lixiviação, promovido pela percolação de água através da massa de resíduos, a presença de nutrientes e de substâncias tóxicas. No L2, esses fatores parecem ter sido mais marcantes, tendo em vista que, na maioria dos casos, observou-se uma maior variação na relação Log NMP.g^{-1}/ Log NMP.mL^{-1}, como pode ser percebido pela dispersão dos pontos nas Figuras 4.51, 4.55 e 4.59.

Concentrações de proteolíticos aeróbios e anaeróbio, respectivamente, de 10^6-10^8 e 10^6-10^{10} células/g de ST foram encontradas em três aterros sanitários, sob diferentes condições (FILIP & SMED-HILDMANN, 1988 *apud* VILLAS BÔAS, 1990). Narihiro *et al*. (2004) estudaram a atividade de microrganismos proteolíticos em amostras de resíduos alimentares (vegetais, carne e peixe) durante o processo de compostagem em reatores de batelada e encontraram concentrações por grama de resíduo seco, na faixa de 10^9 - 10^{10} a 30 °C e da ordem de 10^5 a 60 °C. Em dois reatores anaeróbios, contendo resíduos sólidos vegetais e água na proporção 1:1, foram observadas populações mesofílicas e termofílicas de proteolíticos da ordem de 10^8 UFC/mL e 10^7 UFC/mL, respectivamente (Gallert *et al*., 1998). Na Célula 8 do aterro da Muribeca, com lixo de idades variando de 1 a 15 anos, foram determinadas concentrações de proteolíticos anaeróbios (set/2004 a mar/2005) da ordem de 10^8 - 10^{11} NMP/g, em amostras sólidas coletadas em profundidades de até 20 m, e da ordem de 10^6 NMP/mL em amostra de lixiviado. Dessa forma, as concentrações da microbiota proteolítica nas fases sólida e líquida, nos dois lisímetros podem ser consideradas muito elevadas, tendo em vista as concentrações supracitadas. Os valores obtidos por Gallert *et al*. (1998) foram bem mais elevados do que os obtidos para o lixiviado, entretanto esses dados devem ser comparados com as amostras sólidas dos lisímetros, pois foram obtidos a partir de matéria orgânica "diluída" em água na proporção de 1:1, portanto, com um teor de sólidos muito elevado.

A Figura 4.60 mostra uma relação entre aeróbios e anaeróbios dos três grupos microbianos analisados, incluindo as amostras dos níveis A e B dos Lisímetros 1 e 2. Não



(a)



(b)

Figura 4.60 - Relação entre as concentrações de hidrolíticos-fermentativos aeróbios e anaeróbios em cada lisímetro – amostras A e B.

constam, alguns resultados do L1 de amostras nas quais só foram determinados aeróbios ou anaeróbios, conforme citado anteriormente. Na referida figura, verifica-se que, tanto no L1 como no L2, os proteolíticos ocorreram em maior quantidade, seguidos de amilolíticos e celulolíticos. E, ainda, mostra que, nos dois lisímetros, ocorre um equilíbrio entre aeróbios e anaeróbios. No L1, em torno de 52% das amostras apresentaram concentrações maiores de anaeróbios e, no L2, cerca de 55% das análises apresentaram maiores concentrações de aeróbios. Na Figura 4.61, que mostra os resultados dos dois experimentos, é possível perceber que no L2, os três grupos microbianos apresentam concentrações predominantemente maiores em relação ao L1. Isso, possivelmente, ocorreu em virtude das condições climáticas a que foram submetidos os aterros simulados e devido à composição dos resíduos. No L2, a maior concentração de matéria orgânica facilmente degradável aliada a uma maior fração de finos (Figura 4.14) teria contribuído decisivamente para um maior crescimento dos grupos microbianos analisados.

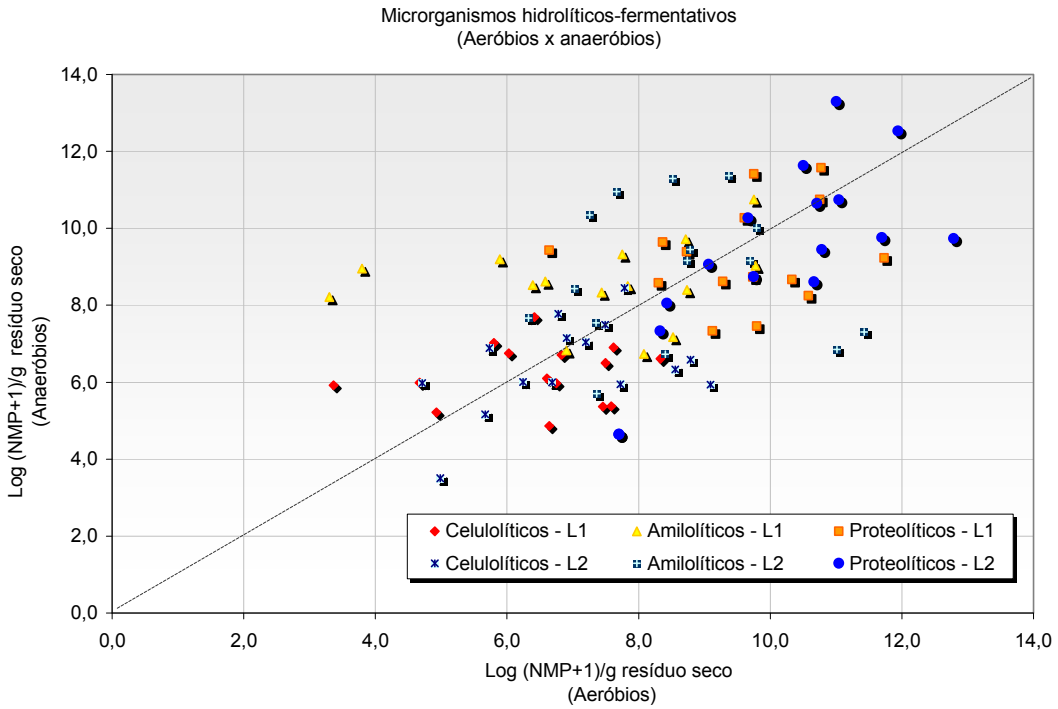


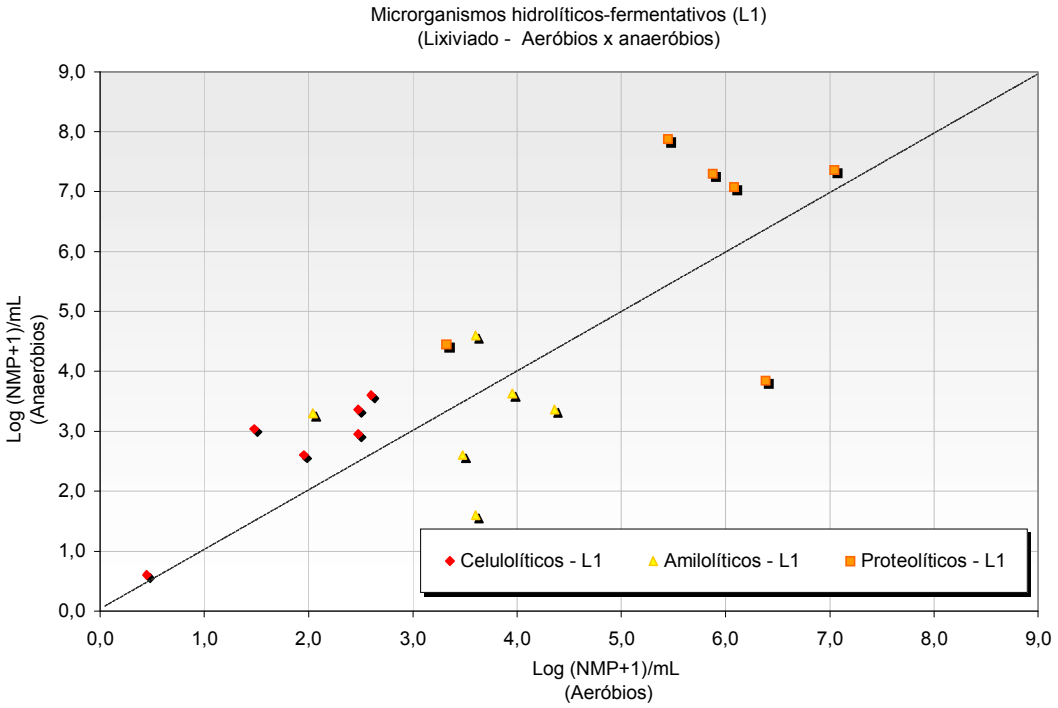
Figura 4.61 - Relação entre as concentrações de hidrolíticos-fermentativos aeróbios e anaeróbios nos dois lisímetros - amostras A e B.

Fazendo-se uma análise geral do comportamento de aeróbios e anaeróbios no lixiviado (Figura 4.62) de cada lisímetro, pode ser observado que os celulolíticos apresentaram um comportamento similar nos dois lisímetros, indicando, ao longo do processo de degradação,

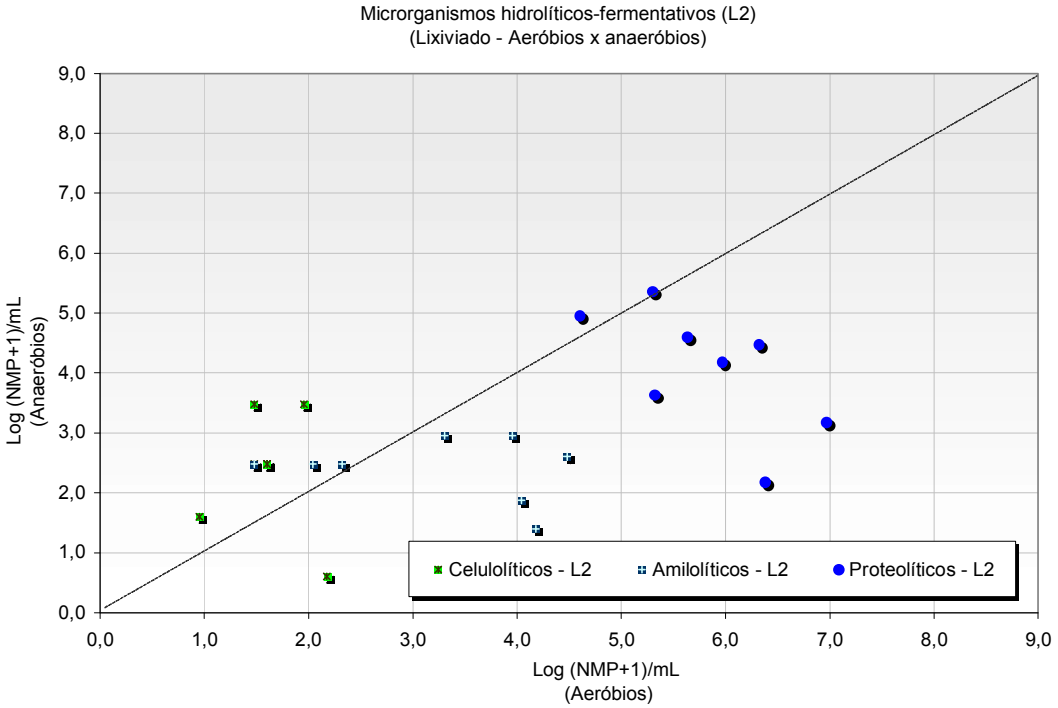
um certo equilíbrio entre as concentrações de aeróbios e anaeróbios. Nos demais grupos e, em especial, no L2, percebeu-se, na maioria das amostras, que o aumento de aeróbios implica a redução de anaeróbios e reciprocamente.

De um modo geral, foi verificado no L1 um comportamento mais similar entre os três grupos microbianos. ocorrendo, simultaneamente, um aumento ou redução das populações de celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos, indicando, possivelmente, uma influência de fatores comuns nesse comportamento. Como é possível perceber na Figura 4.62a, em mais de 70 % das análises, os anaeróbios foram predominantes, e, apenas entre os amilolíticos, os aeróbios mostraram-se preponderantes. Na mesma figura, observa-se, ainda, que, na grande maioria das amostras, prevalece a mesma relação quantitativa encontrada para os resíduos: celulolíticos < amilolíticos < proteolíticos (Figura 4.62a). No L2, percebeu-se alguma similaridade apenas no comportamento de celulolíticos e amilolíticos. Nesse lisímetro, em mais de 60 % das análises, os aeróbios apresentaram maiores concentrações. Embora com proporções diferentes, permanece a mesma relação quantitativa entre os grupos: celulolíticos < amilolíticos < proteolíticos (Figura 4.62b). Mesmo assim se pode dizer que, no lixiviado, cada um dos lisímetros apresentou um padrão singular de crescimento da microbiota hidrolítica-fermentativa.

Conforme citado anteriormente, nas amostras sólidas, as concentrações de celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos foram consideravelmente maiores no L2, em relação ao L1. Portanto, era de se esperar que o mesmo ocorresse no lixiviado. Entretanto, na Figura 4.63, nota-se que no L1, os três grupos microbianos e, em especial, os proteolíticos, aparecem em maiores quantidades do que no L2. Isso pode ter ocorrido em função de vários fatores. Na massa de resíduos, os microrganismos podem ficar aderidos ao substrato biodegradável, a materiais inertes ou ao líquido que envolve as partículas sólidas. Considerando-se que a água proveniente das chuvas, normalmente, representa a maior parcela do lixiviado, a transferência da massa microbiana do meio sólido para o líquido vai depender, de como essa água percola através da massa de resíduos. Assim, a existência de mais ou menos caminhos preferenciais, o que é bastante comum em RSU devido a sua heterogeneidade e granulometria, seria um fator relevante. Outro aspecto importante é o efeito de diluição, devido a uma maior ou menor infiltração de águas de chuva através da camada de cobertura. Outro aspecto relevante que, certamente, também influiu nas concentrações de hidrolíticos-fermentativos diz respeito às características do lixiviado, em que a ausência de determinados nutrientes e/ou presença de substâncias tóxicas, em certos momentos, poderiam inibir o crescimento da microbiota.



(a)



(b)

Figura 4.62 - Relação entre as concentrações de hidrolíticos-fermentativos aeróbios e anaeróbios no lixiviado de cada lisímetro.

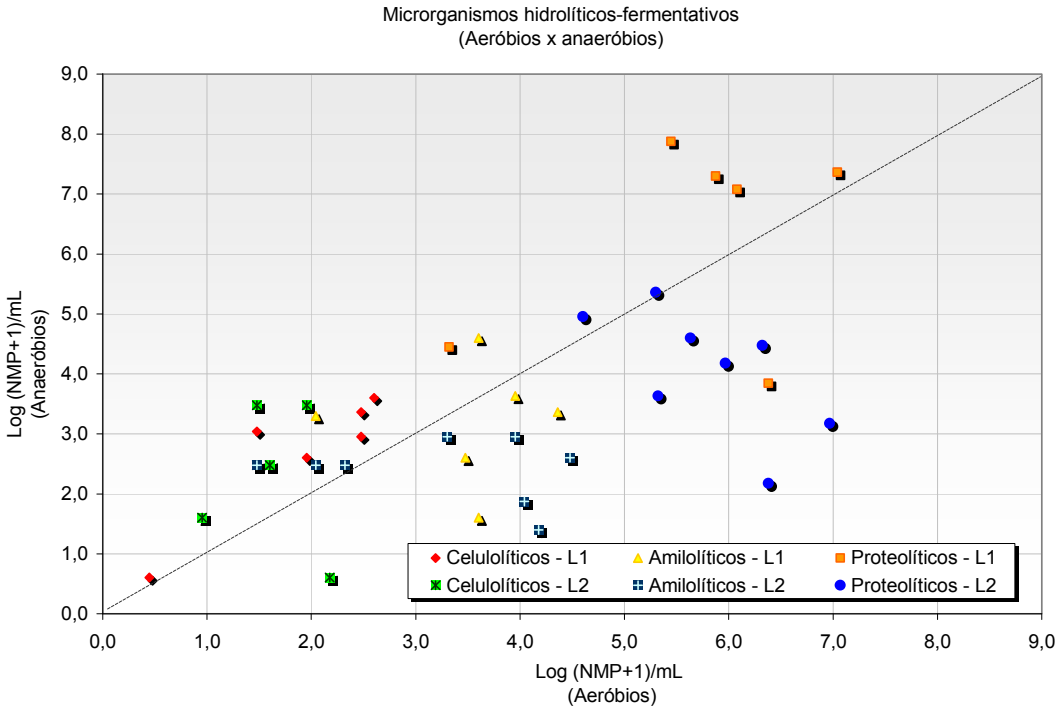


Figura 4.63 - Relação entre as concentrações de hidrolíticos-fermentativos aeróbios e anaeróbios no lixiviado dos Lisímetros 1 e 2.

Como mostram os resultados dos dois experimentos, tanto nas amostras sólidas como nas amostras líquidas, na maioria dos casos, ocorre uma predominância de proteolíticos, seguida de amilolíticos e celulolíticos. Essa relação entre os grupos microbianos não segue a mesma relação entre os teores de celulose, proteínas e amido, que tipicamente representam 40-50%, 4,2 % e <0,5 %, respectivamente, da fração orgânica dos RSU (BARLAZ, *et al*., 1989b; BARLAZ, 1986; BOOKTER & HAM, 1982). A menor proporção de microrganismos celulolíticos, apesar do elevado percentual de celulose, pode estar relacionada a fatores, como a dificuldade inicial de degradação desse polímero no ambiente dos lisímetros e, por extensão, também ocorreria no ecossistema aterro sanitário. A celulose apresenta ligações glicosídicas do tipo β (1-4) que contribuem para a formação de fibras resistentes à hidrólise enzimática, enquanto no amido, as ligações α (1-4) são facilmente hidrolisadas (BOBBIO & BOBBIO, 2001). Por outro lado, em tecidos vegetais, por exemplo, o espessamento e a lignificação das paredes celulares implicam a redução de áreas de ataque enzimático e o aumento dos teores de fibras, dificultando a degradação da celulose. Assim, na presença de substratos mais competitivos, como o amido, os microrganismos celulolíticos tenderiam a diminuir em termos relativos. No ambiente do rúmen de bovinos, por exemplo, uma maior oferta de amido resulta em um aumento de amilolíticos em relação aos celulolíticos (VAN

SOEST, 1994), provocando menor digestão de fibra (RAMOS *et al*., 2000). Neste sentido, o crescimento relativamente maior de proteolíticos, inicialmente poderia estar associado à presença de compostos à base de proteínas facilmente degradáveis. De acordo com Jones & Grainger (1983), as fases iniciais da fermentação de RSU são associadas ao desarranjo de proteínas e amido, até porque, pela composição dos RSU, a exemplo de materiais provenientes de podas, é possível deduzir que normalmente a celulose não é encontrada na sua forma pura e pode estar associada não só à hemicelulose e lignina mas também, ao amido e às proteínas.

A justificativa supracitada seria mais razoável, apenas, nos meses iniciais do processo de degradação, pois, com teores de proteínas e amido relativamente pequenos e elevada concentração de amilolíticos e proteolíticos, esses substratos seriam rapidamente consumidos. Por outro lado, a celulose juntamente com a hemicelulose responderiam por cerca de 90 % do potencial de geração de metano dos RSU (BARLAZ *et al*., 1989 b), e, como nos dois lisímetros, foram medidas elevadas concentrações desse gás durante um extenso período de tempo (item 4.2.2.4, Figura 4.68), é razoável admitir que a celulose estaria sendo degradada normalmente. Assim, era de se esperar que, após alguns meses, fossem observadas reduções nas concentrações de amilolíticos e proteolíticos pela limitação do substrato, e um aumento relativo de celulolíticos em virtude da bioconversão de celulose, mas isso não foi verificado em nenhum dos experimentos.

Dessa forma, entende-se que a persistência na manutenção da concentração de celulolíticos em níveis relativamente menores, estaria associada outros fatores, tais como: i) Formação de esporos - muitos bacilos esporulados apresentam atividades amilolíticas (SILVEIRA *et al.*, 2003), e os microrganismos proteolíticos anaeróbios são capazes de produzir esporos, e os aeróbios ou facultativos também podem ser de caráter esporulado (FRAZIER & WESTHOFF, 1993); ii) Maior competitividade dos demais grupos, devido à capacidade de inibir o crescimento de celulolíticos e utilizar outros substratos que não proteínas e amido - algumas espécies amilolíticas são facultativas no que diz respeito à degradação de substrato e na ausência ou escassez de amido poderiam utilizar a celulose como fonte de carbono (VAN SOEST, 1994), e algumas bactérias do gênero *Clostridium* de caráter proteolítico podem degradar alguns carboidratos (FRAZIER & WESTHOFF, 1993). De acordo com Jones & Grainger (1983), as baixas atividades de celulases em aterros possivelmente estariam relacionadas ao efeito destrutivo de proteases; iii) Limitação dos meios de cultura utilizados que não seriam adequados ao crescimento de muitas espécies celulolíticas; iv) A forma como os microrganismos aderem ao substrato depende da fisiologia

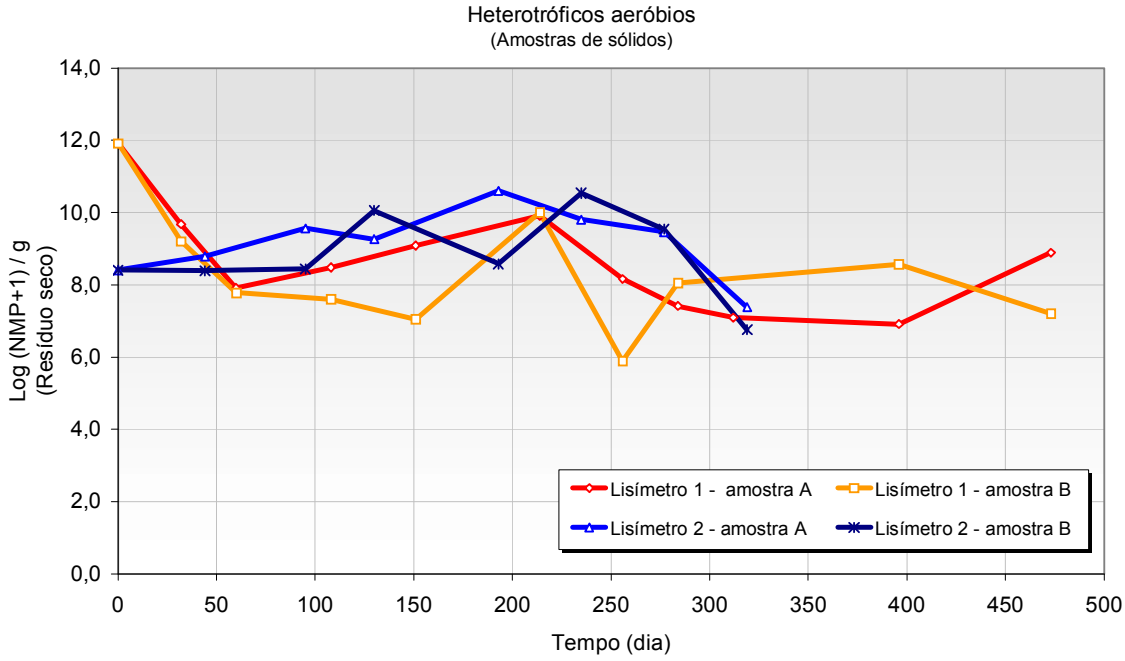
do microrganismo e, portanto, é possível que possa haver uma maior dificuldade de transferência dos celulolíticos para o meio líquido durante a preparação do inóculo a partir de amostras sólidas.

4.2.2.3.3 Heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais

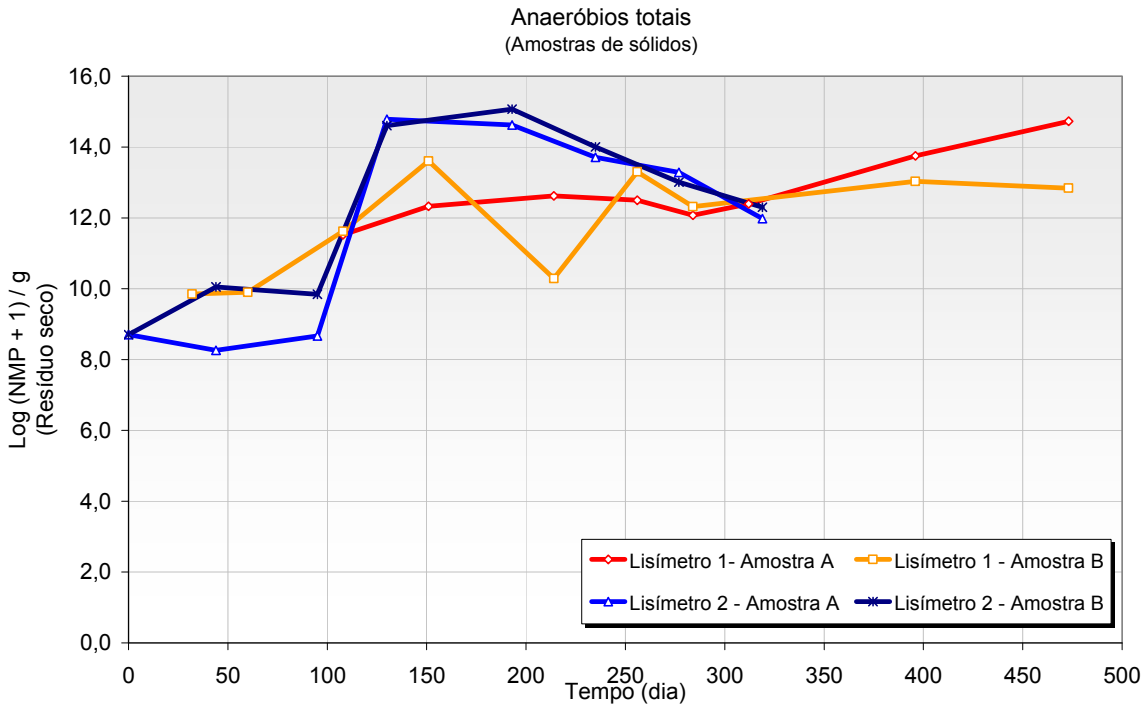
Os meios de cultura utilizados para a quantificação total de aeróbios e de anaeróbios são preparados, de modo a permitirem o crescimento do maior número de espécies possíveis. No entanto, qualquer meio é, em maior ou menor grau, seletivo para um ou outro grupo de microrganismos, de modo que serão quantificados apenas aqueles tipos compatíveis com o meio cultural. Mesmo assim, apesar dessa limitação, a enumeração de heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais tem sido, freqüentemente, utilizada no monitoramento microbiológico de aterros de RSU e também foram monitorados neste trabalho.

A quantificação de microrganismos heterotróficos aeróbios ou facultativos, mesófilos viáveis foi feita, utilizando-se de placas de Petri e contagens das unidades formadoras de colônias (UFC). Já para os anaeróbios totais, foi utilizada a técnica dos tubos múltiplos, e a quantificação foi feita pela tabela de Hoskins (APHA, 1998). Portanto, os resultados foram expressos em UFC/g de ST para os heterotróficos e em NMP/g de ST para os anaeróbios, de modo que a comparação entre esses dados, realizada neste trabalho, deve ser vista com certa cautela.

Os resultados da concentração de heterotróficos aeróbios nas amostras de resíduos, como pode ser visto na Figura 4.64a, variaram na faixa de 10^5-10^{11} no L1 e de 10^6-10^{10} no L2., sendo que no L1, a maior concentração refere-se à caracterização inicial (tempo =0). Já os anaeróbios totais (Figura 4.64b) variaram, em ordem de grandeza, numa faixa de 10^9-10^{14}, no L1 e de 10^8-10^{14}, no L2, sendo que, nesse caso, os menores valores foram observados no início do processo de degradação. Apesar das limitações dos meios de cultura, os resultados foram, surpreendentemente, muito elevados com valores, de certa forma, até irreais para apenas um grama de amostra.



(a)



(b)

Figura 4.64 - Concentrações de microrganismos heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais nos resíduos sólidos em função do tempo.

Uma análise geral do comportamento dos gráficos mostra que, no L1, houve uma redução ou tendência à estabilização da população de aeróbios em níveis mais baixos e crescimento substancial dos anaeróbios. No L2, verificou-se um crescimento considerável de aeróbios, mas com tendência à estabilização em valores muito inferiores àqueles alcançados pelos anaeróbios. Esses comportamentos sugerem, portanto, a redução da disponibilidade de oxigênio molecular na massa de resíduos, levando a crer numa redução considerável de aeróbios estritos em relação aos anaeróbios e anaeróbios facultativos. Como é possível perceber na Figura 4.65, apenas duas amostras apresentaram concentrações de aeróbios maiores do que de anaeróbios.

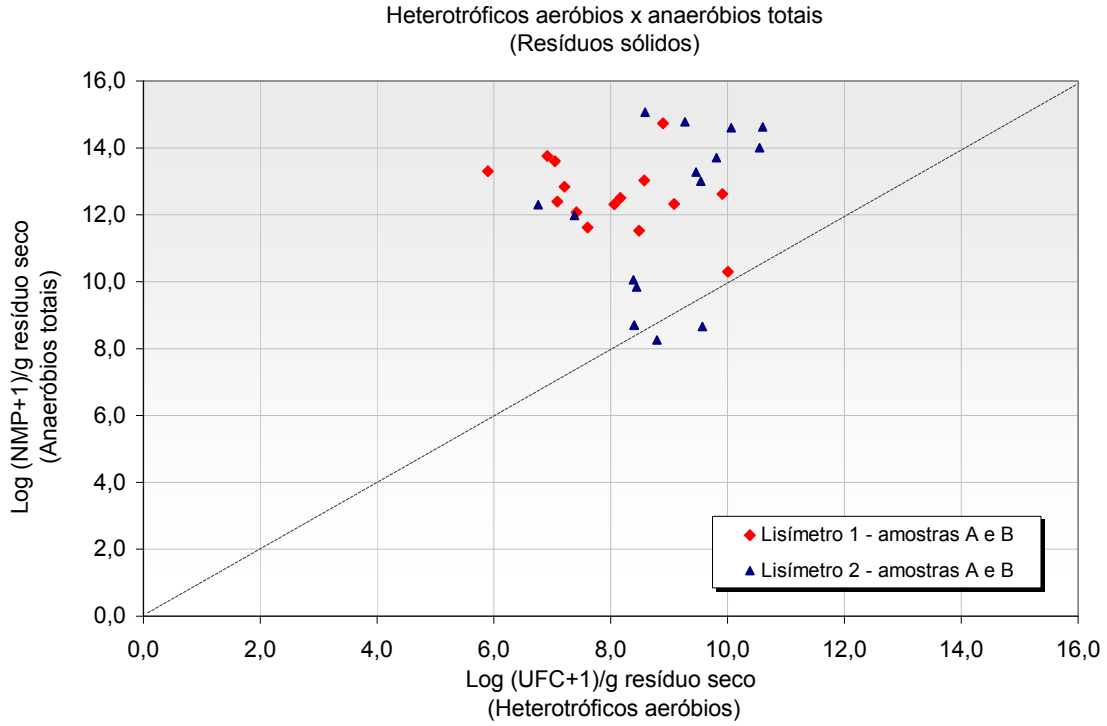


Figura 4.65 - Relação entre as concentrações de heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais nos dois lisímetros - amostras A e B.

Comparando-se os resultados entre as amostras do nível A e do B coletadas no mesmo dia (Figura 4.64), observa-se um certo equilíbrio entre as concentrações de aeróbios, mesmo assim na maioria das amostras, as concentrações medidas no nível superior (A) foram maiores do que do nível inferior (B). Por outro lado, as concentrações de anaeróbios do nível B foram maiores do que no nível A, denotando, portanto, uma certa influência da profundidade no crescimento de aeróbios e anaeróbios, que também já havia sido observada para os celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos no L1.

Na comparação entre os dois experimentos, ficou evidente que as concentrações de heterotróficos aeróbios e de anaeróbios totais foram predominantemente maiores no L2, o que já era esperado, porque os grupos microbianos analisados anteriormente também seguiram essa mesma tendência. Esses resultados confirmam que o L2 propiciou melhores condições para o crescimento geral da microbiota analisada.

A Figura 4.66 mostra o comportamento das concentrações de microrganismos medidas nas amostras de lixiviado. Os anaeróbios totais, nos dois experimentos, variaram em ordem de magnitude numa faixa 10^3-10^8, sendo que no L1, as concentrações medidas foram predominantemente maiores. Já os heterotróficos aeróbios variaram, em ordem de magnitude, numa faixa de 10^3-10^8, no L2 e de 10^2-10^7, no L1. Apesar disso, os valores, na maioria das análises, foram equivalentes em ambos os lisímetros, divergindo, portanto, dos resultados obtidos para as amostras sólidas, o que também já havia sido observado em outros grupos microbianos.

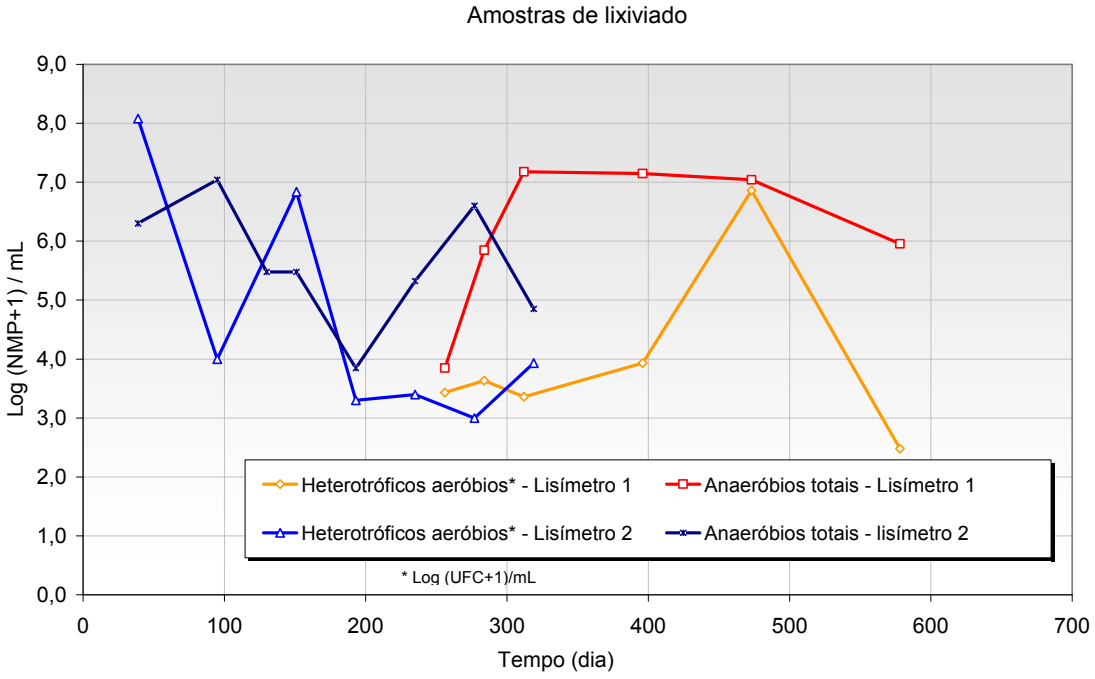


Figura 4.66 - Concentrações de microrganismos heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais no lixiviado em função do tempo.

Na comparação geral entre aeróbios e anaeróbios (Figura 4.67), verifica-se que apenas duas amostra do L2 apresentaram maiores concentrações de aeróbios, dados esses coerentes com o observado na Figura 4.65.

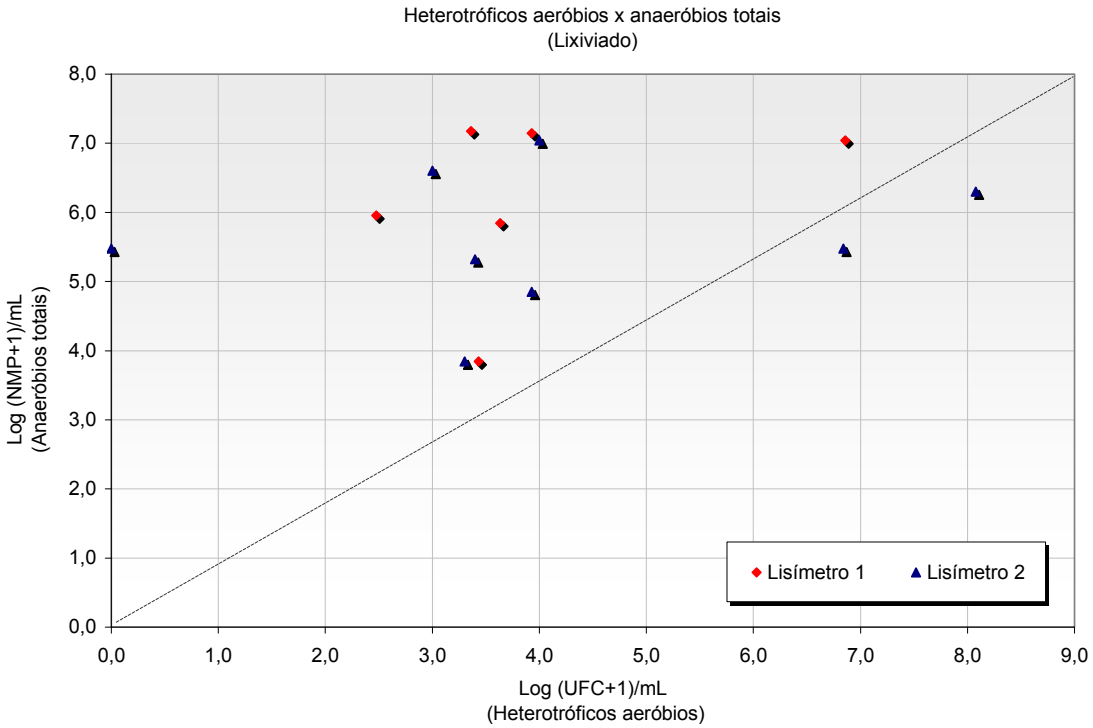


Figura 4.67 - Relação entre as concentrações de heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais no lixiviado dos lisímetros.

Na literatura, encontraram-se concentrações de anaeróbios totais em amostras de resíduos sólidos, provenientes de lisímetros, na faixa de 10^5-10^9 UFC/g (KINMAN *et al.*, 1986) e de 10^8 -10^9 NMP/g (BARLAZ, *et al.*, 1989 b). Em resíduos frescos e dispostos em aterros com um e com cinco anos de idade, foram encontradas concentrações de heterotróficos aeróbios na faixa de 10^6-10^9 UFC/g. (POURCHER, *et al.*, 2001) e em lisímetros na faixa de 10^5-10^{10} UFC/g (KINMAN et al., 1986). Todos os valores foram expressos por grama de resíduos secos. Na Célula 8 do aterro da Muribeca, foram encontrados anaeróbios totais, em ordem de magnitude, de 10^5-10^9 NMP/g e de 10^4 NMP/mL para amostras de sólidos e líquidos, respectivamente. Nas mesmas amostras, foram observados heterotróficos aeróbios na faixa de 10^2 - 10^8 UFC/g, para sólidos e de 10^6 - 10^8 UFC/mL, para o lixiviado. Portanto, de um modo geral, pode-se afirmar que os valores encontrados para aeróbios e anaeróbios, nos dois lisímetros, podem ser considerados muito elevados.

Como foi possível observar na análise das concentrações dos diversos grupos microbianos, em muitos casos, e, sem razão aparente, perceberam-se oscilações expressivas, dificultando o estabelecimento de uma relação de causa e efeito para essas oscilações ao

longo do tempo, principalmente, devido à influência de fatores intermitentes, provavelmente não mensurados.

A taxa de crescimento dos microrganismos pode ser muito elevada. Se considerarmos, por exemplo, um tempo de geração de 30 minutos, a partir de uma única célula viável, teríamos em apenas 10 horas, um número de células da ordem de 10^6. Assim, a presença de um agente inibidor pode, num determinado momento, reduzir, ao mínimo, o crescimento de determinada espécie ou grupo de microrganismos. Entretanto, uma vez restabelecidas as condições para o crescimento, esses microrganismos podem atingir rapidamente o estágio de crescimento anterior. Por outro lado, várias espécies têm a capacidade de formar esporos que podem sobreviver por muito tempo, em condições adversas e, portanto, podem ser medidas elevadas concentrações, quando era de se esperar uma redução significativa da microbiota. Assim, em se tratando de RSU, as tendências dos valores ao longo de um período de monitoramento e as relações entre os grupos microbianos são mais importantes que os valores absolutos.

Fatores como esses dificultam a análise do comportamento do processo de biodegradação a partir da simples quantificação de microrganismos. A quantificação pode, de modo subjetivo, até avaliar a atividade da microbiota na massa de resíduos, mas não é suficiente para se estimar a taxa de hidrólise de determinado componente. Ou seja, o crescimento ou redução das concentrações de celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos numa determinada análise pode não significar um incremento ou diminuição da taxa de hidrólise de celulose, amido e proteínas da massa de resíduos.

4.2.2.4 Monitoramento de Gás

O acompanhamento da fase gasosa no interior dos lisímetros foi realizado através de medições diretas no tubo de drenagem de gases nas quais se obtiveram os valores das concentrações de metano, dióxido de carbono, oxigênio, sulfídrico e monóxido de carbono.

Como se sabe, em condições anaeróbias, o metano e o dióxido de carbono são os principais gases gerados durante a biodegradação de resíduos sólidos urbanos. Normalmente, a soma da concentração desses gases, representa, em volume, mais de 95 % do biogás (USEPA, 1995). A produção de CO_2 e CH_4 e a proporção entre eles depende do equilíbrio dinâmico entre os diversos grupos microbianos que atuam na degradação dos resíduos e de diversos parâmetros físicos e químicos. Além disso, a formação do metano é considerada a etapa final do processo de bioconversão da matéria orgânica sob condições anaeróbias.

Portanto o monitoramento da concentração desses gases é de fundamental importância, para estabelecer as etapas do processo de degradação dos RSU em aterros, conforme modelos conceituais apresentados no Capítulo 2 (Figuras 2.14 e 2.15). Por outro lado, as concentrações desses gases podem fornecer, também, um indicativo dos potenciais de poluição ambiental e de utilização do biogás, para fins de geração de energia.

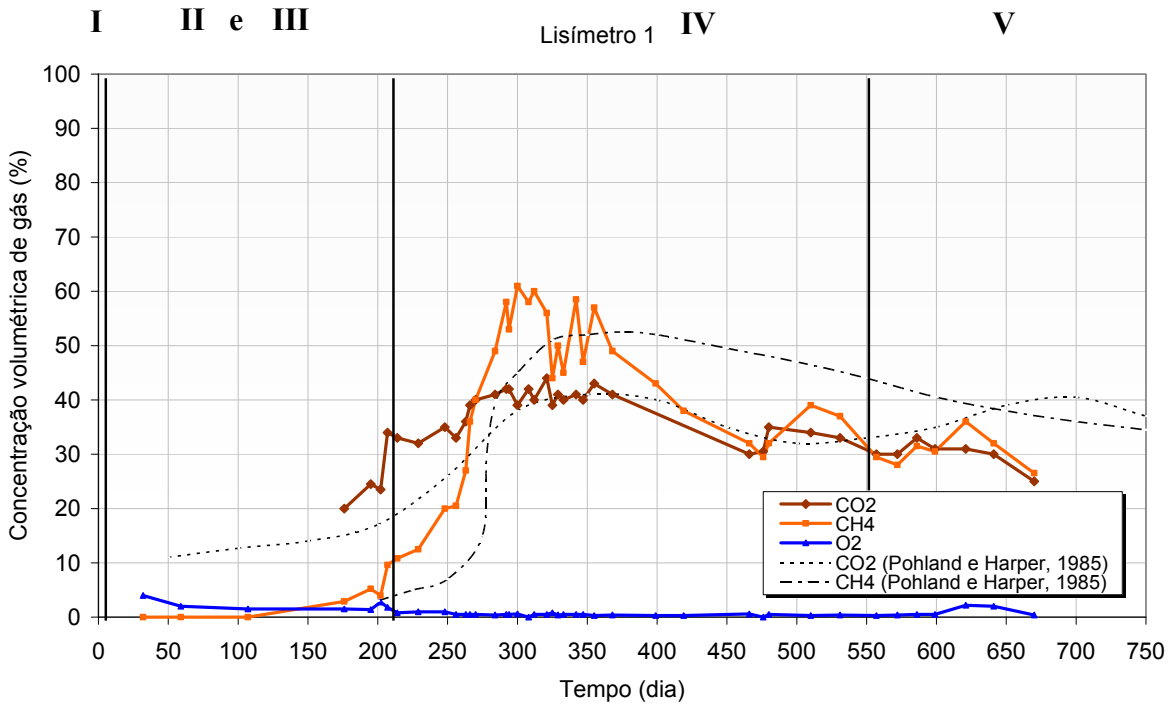
O oxigênio normalmente proveniente do ar atmosférico também está presente na fase gasosa dos resíduos, e a medida de sua concentração pode ser útil como indicador da entrada de ar no sistema e, portanto, das condições de anaerobiose do meio.

Em ambientes predominantemente anaeróbios, na presença de uma fonte de carbono orgânico e sob condições favoráveis de oxirredução e pH, as denominadas bactérias redutoras de sulfato (BRS) utilizam o sulfato e sulfitos como receptor final de elétrons, produzindo o gás sulfídrico (H_2S). Esse gás, além de ser um dos principais responsáveis pelo odor desagradável proveniente de aterros de RSU, pode causar danos à saúde e ao meio ambiente. Devido a sua ação corrosiva, pode provocar desgaste precoce nos sistemas de coleta, adução e beneficiamento do biogás para fins energéticos, pois danifica rapidamente peças de aço e borracha.

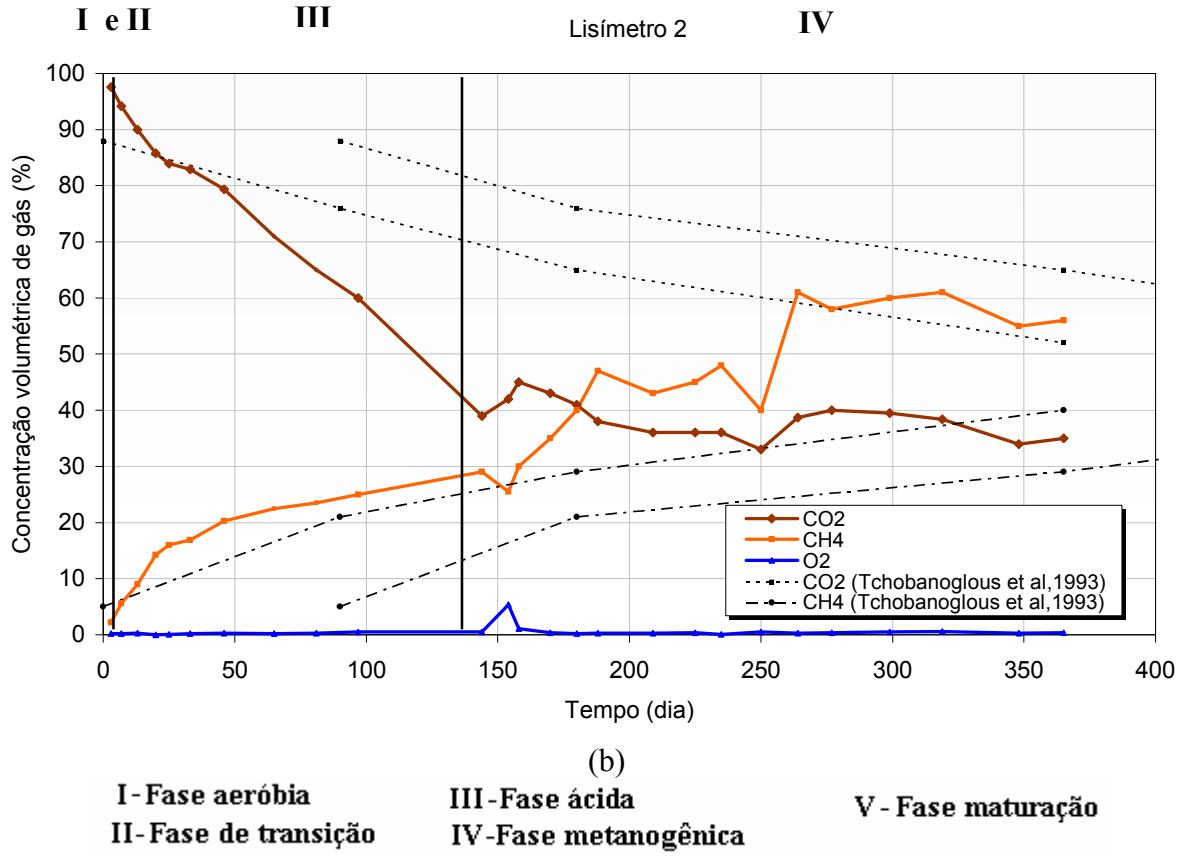
O monóxido de carbono (CO) é um gás poluente, que também é gerado durante o processo de degradação de RSU, e a medida de sua concentração serve como indicativo da qualidade do ar atmosférico, pois pode provocar diversos problemas de saúde.

Nosso sistema respiratório tem como função transportar o O_2 do ar até os tecidos e remover o CO_2. O transporte de O_2 ocorre, principalmente, devido a sua reação com moléculas de hemoglobina. A toxicidade do CO no homem se explica por sua competição com o O_2 pela hemoglobina e, portanto, a ação tóxica principal do CO resulta em anoxia provocada pela conversão da oxihemoglobina em carboxihemoglobina (LACERDA *et. al*., 2005). Assim, o monóxido de carbono, dependendo da concentração e do tempo de exposição, pode, por exemplo, afetar a capacidade de trabalho de pessoas sadias ou mesmo causar problemas mais graves, inclusive a morte. De acordo com CONAMA (1990), que trata do padrão de qualidade do ar, os limites da concentração de CO são de 9 ppm e 35 ppm para um tempo de monitoramento de 8h e 1h, respectivamente e não devem ser excedidos mais de uma vez por ano. As concentrações na faixa de 9-15 ppm indicam ar de qualidade inadequada (CETESB, 2006), e concentrações acima de 400 ppm seriam potencialmente mortais.

Os resultados apresentados na Figura 4.68 ilustram a evolução das concentrações de CH_4, CO_2 e O_2 durante o tempo de monitoramento dos dois experimentos. No Lisímetro 1, (Figura 4.68a), até o dia 107, não foi detectada a presença de metano no dreno de gás, e, com



(a)



(b)

Figura 4.68 - Concentração volumétrica de CH_4, CO_2 e O_2 em função do tempo de aterramento dos resíduos.

176 dias de monitoramento, foi registrada uma concentração de apenas 2,9 %. A partir daí, verifica-se um aumento constante, porém ainda relativamente lento até o dia 230. Por volta do dia 214, o pH dos resíduos já estava em torno de 7 (Figura 4.24) e, portanto, adequado à metanogênese, mas o potencial de oxirredução ainda era relativamente alto (Figura 4.26), o que poderia justificar valores de CH_4 ainda da ordem de 11 %. A partir do dia 256, que coincide com a redução do Eh para valores menores que -200 mV, aumento da umidade para valores médios acima de 50 % (Figura 4.28) e início da geração de lixiviado, verifica-se um crescimento muito rápido e, praticamente, contínuo da concentração de metano, até atingir um máximo de 61 %. O pico da produção desse gás, com valores sempre acima de 40 %, ocorreu por um período de aproximadamente 130 dias. A redução consistente dos valores, observada a partir dos 419 dias, já se deve, provavelmente, à limitação do substrato, uma vez que parâmetros, como pH, Eh e umidade, permaneceram praticamente inalterados e numa faixa adequada à metanogênese. Após os valores máximos observados, ocorre uma redução das concentrações para um patamar entre 30-40 % que já seria um indicativo do início da fase de maturação, conforme sugere Pohland & Harper (1985). Entretanto, é necessário aguardar as leituras subseqüentes para confirmar essa tendência.

Como é possível perceber ainda na Figura 4.68a, as concentrações de CO_2 no L1 só foram medidas a partir do 170º dia. Isso porque, até este dia, o equipamento disponível só estava equipado com os sensores de O_2 e CH_4. Os resultados mostram que os valores das concentrações de CO_2 crescem juntamente com as concentrações de CH_4, apresentando um comportamento diferente do esperado. Isso considerando a maioria dos modelos conceituais que procuram estabelecer tendências da geração de gás em função das fases de degradação, como o da Figura 2.14 e outros apresentados por Farquar & Rovers (1973), Tabasaran (1976) e Rees (1980), nos quais a concentração de CO_2 cresce rapidamente nas fases iniciais, até atingir um pico máximo, decrescendo depois, à medida que aumenta a concentração de CH_4, tendendo à estabilização na faixa de 40 %, quando o processo de degradação avança na fase metanogênica. Entretanto, os valores experimentais tanto de CO_2 como de CH_4, surpreendentemente, se aproximaram bastante do modelo conceitual de comportamento desses gases em aterros sugerido por Pohland & Harper (1985), como pode ser visto na Figura 2.15. Portanto, é bem provável que as concentrações de CO_2, durante o período compreendido entre os dias 50 e 170, tenham seguido uma trajetória próxima da curva teórica indicada na referida figura. Esse comportamento pode ser explicado, possivelmente, pela redução do teor de umidade nas fases iniciais, criando condições desfavoráveis à atividade das bactérias fermentativas. Quando essas condições foram restabelecidas,

as condições do meio já eram adequadas, também, à atividade dos grupos microbianos homoacetogênicos (possivelmente) e metanogênicos que utilizam o CO_2, não permitindo uma grande elevação na concentração desse gás. Isso pode ser claramente observado no período entre os dias 200 e 300, pois, à medida que o gráfico de CH_4 tende para a posição vertical de o de CO_2, tende para a horizontal.

Durante o período de pico da concentração volumétrica de metano, os valores de CO_2 permaneceram num patamar em torno de 40 %, que é típico de aterros de RSU na fase metanogênica (BOGNER *et al*, 1997). Neste mesmo período, nota-se que as concentrações de CH_4 oscilaram muito mais que as de CO_2. Na prática do monitoramento de aterros, esse comportamento parece bastante comum. McBean & Farquhar (1980) referem-se a medições em aterro onde, num período de 4 meses, foram registradas oscilações da concentração de metano numa faixa de 35-60%. No aterro Delta, na cidade de Campinas (SP), durante medições feitas na fase metanogênica, foram registradas variações na faixa de 50 - 67 % de CH_4, desconsiderando-se os percentuais de N_2 e O_2 presentes na amostra (ENSINAS, 2003). Borjesson & Svensson (1997) também observaram grandes oscilações nas concentrações de CH_4 em aterros, mas as medições das concentrações de CO_2 mostraram-se bem mais estáveis durante um período de monitoramento de vários meses. Esse comportamento pode ser explicado pelas características dos grupos microbianos envolvidos na produção desses gases. Como se sabe, as archeas metanogênicas são bem 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.

No Lisímetro 2, como é possível notar na Figura 4.68b, a produção de metano ocorreu logo no início do processo. Com apenas três dias, já foi detectada uma concentração de 2,2, e, antes dos 50 dias, já ultrapassava os 20 %. A partir daí, apresentou uma taxa de crescimento consistente, porém, mais lenta, vindo atingir os valores de pico com concentrações em torno de 60 % somente entre os dias 260 e 350. No mesmo período, semelhante ao observado no L1, as concentrações de CO_2 permaneceram próximas de 40 %, reproduzindo os valores típicos máximos para aterros na fase metanogênica que são de 50-60 % para CH_4 e 40-50 % para CO_2 (FARQUAHAR & ROVERS, 1973; AUGENSTEIN & PACEY, 1991; REINHART, *et al.,* 1992; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; BOGNER *et al.*, 1997 e BENSON *et al*., 2007). Novamente, de um modo geral, verifica-se uma maior estabilidade das concentrações de CO_2 em relação ao CH_4, mas, durante o período de máxima

concentração de biogás, a composição percentual de CH_4 foi bem mais estável no L2, em relação ao L1.

As concentrações iniciais de CO_2, muito elevadas, atingindo um valor máximo em torno de 98 % com 3 dias de monitoramento, denotam que as condições iniciais foram favoráveis à intensa atividade da microbiota e que as fases aeróbia e de transição ocorreram rapidamente, uma vez que esses percentuais tão elevados já seriam característicos da fase ácida anaeróbia. Barlaz (1996) apresenta percentual de CO_2 acima de 90 %, medido em pequenos lisímetros de bancada com menos de 10 dias de operação.

À medida que se intensifica a atividade metanogênica, denotada pela elevação do percentual de CH_4, ocorre uma redução dos percentuais de CO_2 até uma estabilização em torno de 40 %. Esse comportamento é semelhante ao sugerido pela maioria dos modelos conceituais, como o da Figura 2.14. Comportamento, praticamente, idêntico ao da Figura 4.68b, foi observado por Olivier & Gourc (2007), utilizando uma célula experimental (operada em laboratório) com 0,98 m^2 de área, submetida a uma compressão vertical de 130 kPa. Resultados semelhantes também foram obtidos por Barlaz, *et al*. (1989) a partir de estudo realizado em pequenos reatores de bancada, sendo verificado um percentual de CO_2 acima de 90%, com 7 dias de operação e percentual de CH_4 de 21 %, com 34 dias. A diferença é que, no referido estudo, foi feita a homogeneização do substrato, utilizando-se, apenas, as partículas inferiores a 2 cm, controle de umidade e recirculação de lixiviado neutralizado, enquanto que, no presente trabalho, o processo ocorreu de modo natural, sem nenhuma intervenção e, portanto, semelhante ao que ocorre em aterros.

Ainda na Figura 4.68b, estão indicados os valores médios da evolução dos percentuais de CO_2 e CH_4 em uma célula de aterro, considerando-se o mínimo e o máximo de cada intervalo de tempo sugerido, conforme dados apresentados por Tchobanoglous, et al. (1993). Verifica-se que os resultados do L2 seguem a mesma tendência, mas a redução de CO_2 e o incremento do percentual de CH_4 ocorreram mais rapidamente do que o observado no aterro.

A comparação dos resultados dos dois lisímetros mostra que a evolução dos percentuais dos principais componentes do biogás é bem diferente, tanto em valores relativos como absolutos. Considerando o percentual de metano, observa-se que, no L1, houve um retardo na geração desse gás de, aproximadamente, 172 dias, para atingir um percentual de 3 %, de 242 dias para um percentual de 20 % e em torno de 100 dias, para atingir o ponto que marca o equilíbrio entre as concentrações de CH_4 e CO_2 que ocorreu para um percentual de aproximadamente 40 % em ambos os lisímetros. Esse ponto, a partir do qual o percentual de metano passa a ser superior ao de CO_2 é bem característico da fase

metanogênica e, na maioria dos modelos conceituais, ele ocorre, normalmente, para uma concentração em torno de 50 %. Já, para atingir valores de 60 % para CH_4 e 40 % para CO_2 que é típico da fase de plena geração de gás em aterros, a diferença foi de apenas 36 dias. Nota-se, portanto, que a geração de CH_4 ocorreu muito mais rápida no L2, mas, uma vez iniciada a produção desse gás no L1, o seu percentual cresceu mais rapidamente, e em apenas 52 dias passou de 20 % para 61%, enquanto no L2 levou cerca de 218 dias. Isso pode ser explicado pela evolução do processo de degradação nas fases iniciais: mais rápido no L2 e bem mais lento no L1. Neste, a geração de metano só foi iniciada, praticamente, no final da fase ácida e, portanto, os valores de pH e também de Eh já estariam adequados ao pleno desenvolvimento da fase metanogênica. Quando o percentual de metano no L1 era de 20 %, o pH e Eh do lixiviado já eram respectivamente de 7,1 e -271 mV. A atividade relativamente baixa das bactérias fermentativas (denotada pela baixa concentração de CO_2), por volta do 200° dia, quando se iniciava a produção de metano, justificaria o valor elevado do pH. Por outro lado, quando o percentual de metano no L2 estava em torno de 20 %, o pH do lixiviado era 5,6 e com tendência de queda. A elevada atividade das bactérias acidogênicas denotada pelo elevado percentual de CO_2 e o acúmulo de ácidos orgânicos dentro do lisímetro (por volta do 100º dia, a concentração de ácido acético era próxima de 14000 mg/L – item 4.2.2.5.2, Figura 4.75) justificariam a redução do pH. Já o Eh estava na faixa de -180 mV, que pode ser considerado, ainda, relativamente alto para a metanogênese.

A influência do pH e do Eh na evolução do percentual de metano no L2 pode ser claramente observada, comparando-se a Figura 4.68b com as Figuras 4.24 e 4.26. A diminuição da velocidade de crescimento da concentração de metano após os 48 dias, corresponde a uma redução no pH. Por outro lado, do dia 158 ao dia 188, o percentual de metano no biogás passou de 30 % para 47 %, enquanto o pH subiu de 5,6 para 6,5 e o Eh reduziu de -118 mV para -230 mV. Tomando-se como base o aspecto qualitativo da composição do biogás, os resultados sugerem que os valores ótimos de pH e Eh para a metanogênese, foram em torno de 7,5 e -350 mV, para o L1 e de 7,5 e –370 mV, para o lixiviado do L2.

Normalmente os dados da literatura indicam uma pequena atividade metanogênica na acidogênese, com um percentual de metano muito baixo, como ilustra o modelo da Figura 2.15. Entretanto, no Lisímetro 2, mesmo com um pH de 5,6, considerado muito baixo para o crescimento das archeas metanogênicas, foram medidas concentrações de até 30 % de CH_4 que podem ser consideradas relativamente altas.

Considerando-se a evolução do processo de degradação nas duas células experimentais, é muito provável que o sistema pudesse ser otimizado através da recirculação de líquidos. O lixiviado do L2, no início do processo, contendo elevados teores de ácidos orgânicos, poderia ser recirculado no L1 onde já estaria ocorrendo a metanogênese. Por sua vez, o lixiviado do L1, contendo baixos teores de ácidos, e, portanto, com pH próximo da neutralidade, seria recirculado no L2.

Com relação às concentrações de O_2 nos dois lisímetros, pode-se dizer que elas permaneceram na maioria do tempo em níveis muito baixos (< 0,5 %). Entretanto, na fase inicial e até pouco mais de 200 dias, os valores lidos no Lisímetro 1 foram relativamente altos. A redução da umidade do lixo e da camada de cobertura nesse período deve ter contribuído para isso, pois teria possibilitado a entrada de ar atmosférico no sistema. No L2, onde o lixo e a camada de cobertura permaneceram, quase sempre, com umidades elevadas, os níveis de O_2 foram, relativamente, menores. Nos dias 202 (Figura 4.68a) e 154 (Figura 4.68b), percebe-se que o aumento da concentração de O_2 corresponde a uma redução de CH_4, indicando, possivelmente, o efeito do oxigênio na redução da atividade metanogênica. Como se vê, elevadas concentrações de O_2 podem ser prejudiciais ao sistema, mas pequenas concentrações podem até ser úteis, desde que não afetem o metabolismo dos anaeróbios estritos, pois poderia otimizar a taxa de hidrólise da celulose, criando microambientes aeróbios. Com essa finalidade, no processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos em sistemas de estágios múltiplos, tem sido sugerido o suplemento de pequenas quantidades de oxigênio no reator destinado à hidrólise/acetogênese (BECK, 2004). Como se sabe, certas espécies microbianas que atuam na fermentação acidogênica são facultativas e podem metabolizar o substrato orgânico pela via oxidativa. Dessa forma, o oxigênio, presente em pequenas quantidades, poderia ser rapidamente removido por estas espécies, possivelmente, com uma implementação da hidrólise de materiais recalcitrantes, sob condições estritamente anaeróbias, sem prejudicar a evolução do processo anaeróbio.

Apesar do comportamento diferenciado na evolução dos percentuais dos principais gases que compõem o biogás, os valores máximos de metano e CO_2 encontrados na fase metanogênica dos dois lisímetros, são compatíveis com aqueles observados em vários aterros do Brasil. No aterro Delta (Campinas – SP), foram medidas concentrações médias de 55,1 % para CH_4 e 44,2 % para CO_2, desconsiderando-se as concentrações de N_2 e O_2. Nos aterros Vila Albertina, São João e Bandeirantes, em São Paulo (SP), foram registrados percentuais de metano de 57,2 - 62,4, 60,9 e 59,9, respectivamente (ENSINAS, 2003). No aterro da Muribeca, na grande Recife (PE), foram medidos percentuais de 35-40 %, de

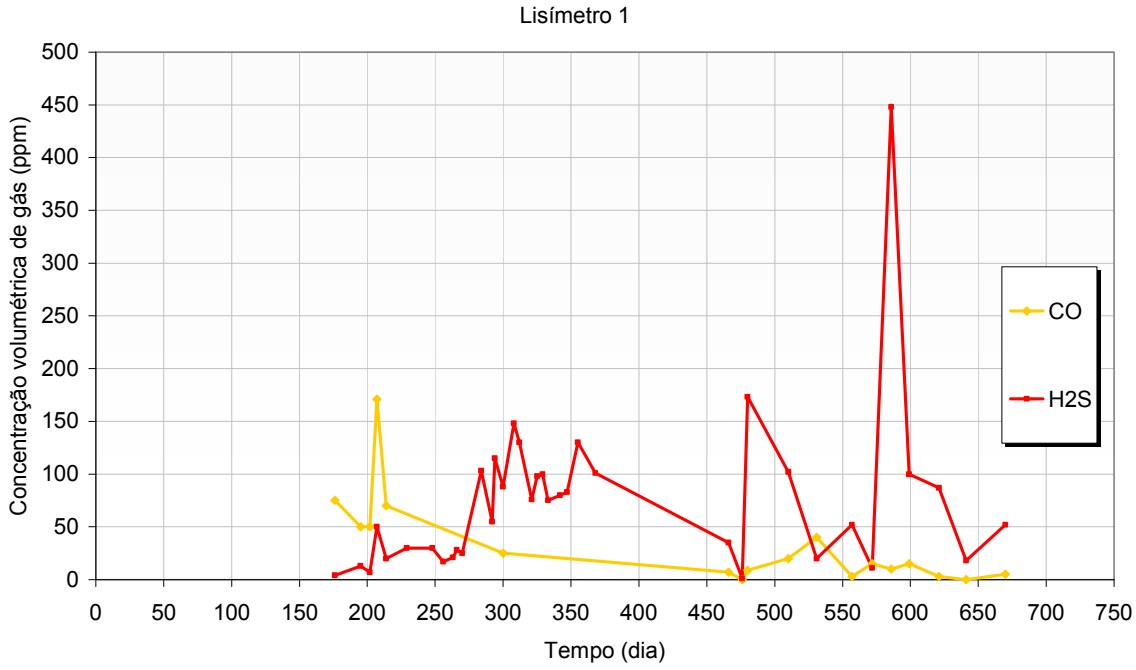
CO_2 e 53-66 %, de CH_4 em um furo de sondagem da Célula 8, no período de 19/02/05 a 17/03/05 (MARIANO, 2006). Na mesma célula, Maciel (2003) encontrou percentuais de 41-42 % e 51-60 % de CO_2 e CH_4, respectivamente.

Considerando-se os percentuais de CO_2 e CH_4 e, ainda, os dados de temperatura, pH, Eh e tendo como base os modelos conceituais da literatura (Figuras 2.14, 2.15) procurou-se estabelecer na Figura 4.68, de modo aproximado, as fases de degradação em cada um dos aterros simulados.

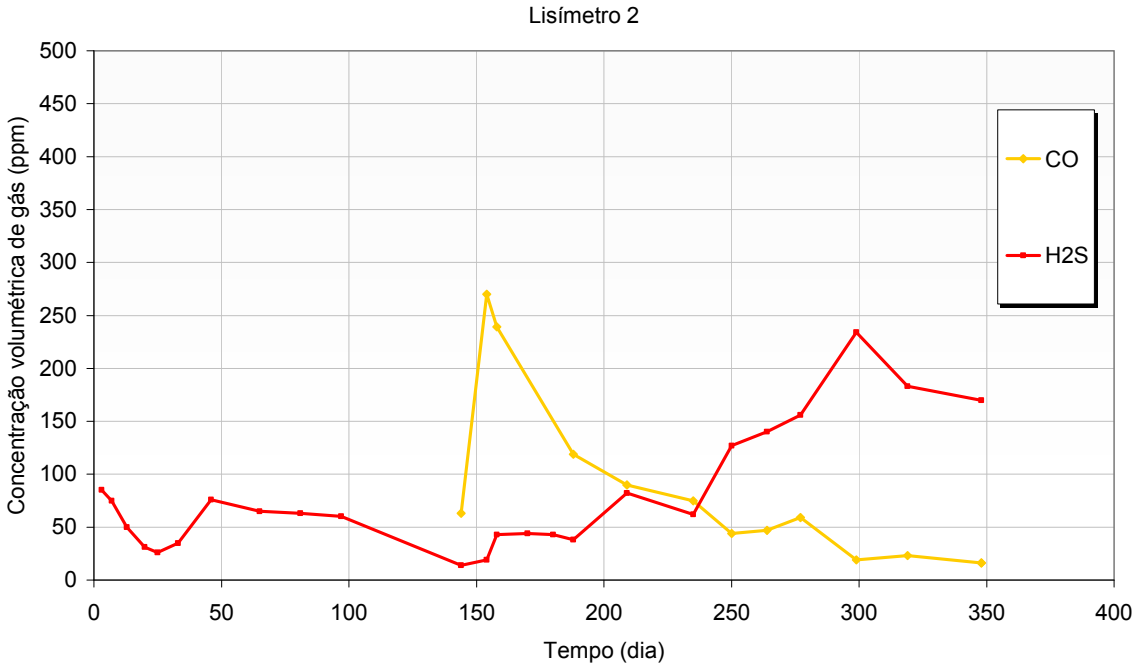
Como citado anteriormente, além do CH_4, CO_2 e O_2, foram medidas as concentrações de sulfeto de hidrogênio (H_2S) e monóxido de carbono (CO) como parte do monitoramento dos lisímetros, que são, usualmente, os principais componentes menores do biogás, além do hidrogênio. Os resultados são apresentados na Figura 4.69.

De um modo geral, observa-se que, na grande maioria das medições, as concentrações de H_2S ficaram abaixo de 150 ppm, sendo que no L2, o valor máximo chegou a 238 ppm. No L1, chama atenção o valor do dia 586 que foi de 448 ppm e, ainda, no dia 641 uma medição feita no piezômetro instalado na base do lisímetro (Figura 3.5) indicou "estouro de escala", ultrapassando o limite máximo de detecção do equipamento que é de 500 ppm. Entretanto a leitura normal no dreno de gás foi de apenas 18 ppm. Aparentemente, não houve nenhuma alteração significativa nos parâmetros analisados, que justificassem tal alteração no percentual desse gás. Na semana anterior ao dia 586, havia sido feita uma extração forçada de gás, utilizando uma bomba de vácuo (Figura 4.70), com o objetivo de coletar amostra para determinação da composição detalhada do biogás através de cromatografia gasosa bem como avaliar as concentrações de CO_2 e CH_4 com o tempo. A retirada forçada do gás poderia ter alterado o percentual de H_2S. No aterro Bandeirantes/SP, onde é feita a extração do biogás para aproveitamento energético, tem sido verificada uma elevação considerável nos teores de gás sulfídrico (KAIMOTO, 1995). Presume-se que isso poderia ser explicado por diversos fatores como: i) A alteração da pressão interna do aterro em função da extração do gás que poderia induzir à transferência do H_2S, eventualmente, dissolvido no lixiviado para a fase gasosa, ou mesmo, facilitar a bioconversão do sulfato em H_2S; ii) O metano apresenta uma densidade relativamente baixa, e sua extração contínua poderia provocar, com o tempo, um acúmulo do sulfídrico que é, pelo menos, duas vezes mais denso; iii) A retirada do metano implica também a retirada de parte da massa microbiana formadora desse gás, pois, de acordo com Kim (2003), análises de condensado do biogás têm indicado elevada presença de metanogênicas. Logo, a retirada de grande quantidade de biogás, num tempo relativamente curto, poderia implicar uma perda considerável de metanogênicas, o que poderia melhorar a

competitividade das bactérias redutoras de sulfato (BRS), possibilitando um incremento na produção de H_2S.



(a)



(b)

Figura 4.69 - Concentração volumétrica de H_2S e CO em função do tempo de aterramento dos resíduos.

O pH em torno de 7 pode ser considerado ótimo para a atividade das redutoras de sulfato, e os valores inibitórios estariam abaixo de 6 e acima de 9 (COONNELL & PRATICK, 1968; WIDDEL & PFENNIG, 1984, *apud* PLAZA *et al.*, 2006). A depender do pH, valores de Eh = 0 mV, ou inferiores, permitem a atividade e o crescimento dessas bactérias (GRANT & LONG, 1989). Assim, pode-se dizer que a partir do dia 214, no L1 e do dia 181, no L2 (Figura 4.26), essas condições foram favoráveis às BRS. De fato, a partir desses dias, quando o pH se elevou para valores próximos de 7, percebe-se uma elevação nas concentrações de H_2S, especialmente, no L2.

Em alguns períodos do monitoramento, é possível perceber, também, uma relação entre as concentrações de CH_4 e H_2S, em que um aumento ou diminuição do metano implica respectivamente a diminuição e o aumento de sulfídrico. Isso pôde ser observado no L1 entre os dias 292 e 321. Uma grande diversidade de bactérias redutoras de sulfato (BRS) tem sido encontrado no lixiviado de aterros (DALY *et al*., 2000), e esse grupo microbiano compete com as metanogênicas pelo acetato e H_2, podendo inibir a metanogênese (HARVEY, *et al*., 1997), o que poderia explicar esse comportamento do H_2S em relação ao CH_4. Mas vale lembrar que o aumento da atividade das redutoras de sulfato com o aumento da produção de sulfídrico poderiam ocorrer em virtude da 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.

Figura 4.70 - Extração forçada de biogás no L1 com coleta de amostra em um bag.

As concentrações mais elevadas de sulfídrico podem ser consideradas relevantes do ponto de vista sanitário, devido à possibilidade de causar danos à saúde. Conforme Flynn (1998), citado por Plaza *et al*. (2006), valores na faixa de 500-1000 ppm, como a concentração medida no piezômetro do L1, podem ser letais para seres humanos, podendo provocar inconsciência imediata e morte (USEPA, 2003). Valores de 100-200 ppm já causam tosse, inflamação nos olhos e irritação do sistema respiratório (CÉSAR, 2004), concentrações entre 200-500 ppm estão associadas com edema pulmonar (USEPA, 2003), e valor de 500 ppm já provocaria perda da consciência e possível morte em 30 a 60 minutos (CESAR, 2004). De acordo com Keyera (2004), concentrações da ordem de 600 ppm, por 30 minutos, e de 800 ppm, por 5 minutos de exposição, são consideradas letais para os homens (LC50 - concentração letal para 50% da população).

Medidas das concentrações de H_2S em alguns aterros indicaram concentrações bem menores do que as observadas nos lisímetros. No Aterro Metropolitano de Salvador (BA), foram medidas concentrações de 6 e 14 ppm (VEGA SALVADOR, 2002 citado por ENSINAS, 2003) e nos aterros Vila Albertina, Santo Amaro e Bandeirantes de São Paulo (SP), 39 ppm, 29 ppm e 30 ppm, respectivamente (USEPA, 1997, citado por ENSINAS, 2003). No aterro da Muribeca (Célula 8), foram medidas concentrações na faixa de 3-40 ppm, em fev/2005 e mar/2005. Também na Célula 8 do referido aterro, Maciel (2003) mediu valores de concentrações, num único dia e em pontos diferentes abaixo da camada de cobertura, na faixa de 28-93 ppm.

Estudos têm indicado que a presença de concreto de cimento portland em resíduos de construção e demolição, utilizados na cobertura de aterros, pode reduzir as emissões de H_2S (PLAZA *et al*., 2006). Devido a sua natureza alcalina, o concreto e a cal hidratada ($Ca(OH)_2$) podem reagir com esse gás e removê-lo da fase gasosa, como mostram as seguintes reações (BORGWARDT & PARK, 1984 *apud* PLAZA *et al*., 2006):

$$Ca\ (OH)2 + H_2S \longrightarrow CaS + 2H_2O$$

$$H_2S + CaO \longrightarrow CaS + 2H_2O$$

Conforme citado anteriormente, os lisímetros foram revestidos, internamente, com argamassa de areia e cimento Portland, portanto o contato do biogás com a parede interna pode ter possibilitado a adsorção de suas moléculas na superfície sólida, promovendo a remoção de uma parcela do H_2S, conforme as reações descritas acima.

Assim como o H_2S, o monóxido de carbono (CO) também é uma substância tóxica, que faz parte da composição do biogás em aterros e aparece em pequenas proporções. As concentrações desse gás (Figura 4.69), na maioria das leituras, ficaram abaixo de 100 ppm, sendo que, no L2, elas foram consideravelmente maiores, influenciadas possivelmente pela maior concentração de matéria orgânica facilmente degradável e pela maior atividade microbiana. O valor máximo no L1 foi de 171 ppm e no L2 de 270 ppm que podem ser considerados relativamente altos, tendo em vista os padrões de qualidade do ar, conforme CETESB (2006). Entretanto mesmo os valores máximos ficaram dentro da faixa usualmente observada em aterros que é de 0-0,2 %, conforme Tchobanoglous *et al*. (1993). Existem poucas informações sobre a concentração desse gás em aterros do Brasil. Em várias amostras de gás coletadas no aterro Delta da cidade de Campinas (SP), não foi detectada a presença de CO (ENSINAS, 2003). No aterro da Muribeca, leituras em um furo de sondagem da Célula 8, conforme referido anteriormente, indicaram concentrações de 10-28 ppm. Na mesma célula, Maciel (2003) mediu valores de 20-31 ppm. Portanto, em relação a esses dados, os valores máximos observados nos lisímetros foram consideravelmente maiores.

Como é possível perceber na Figura 4.69, foi feito um menor número de leituras das concentrações de CO em relação aos demais gases. Isso ocorreu, porque, no decorrer do período de monitoramento, o sensor desse gás apresentou alguns defeitos, impossibilitando a sua medição.

4.2.2.5 Monitoramento da geração de lixiviado

Neste item, serão abordados os resultados referentes ao monitoramento do lixiviado gerado nos dois lisímetros, incluindo dados quantitativos e características químicas relacionadas ao material orgânico dissolvido, macrocomponentes inorgânicos e metais pesados.

Conforme descrito anteriormente, são muitos os fatores que governam a quantidade do lixiviado produzido e 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.

No caso dos lisímetros analisados 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.

4.2.2.5.1 Volume de lixiviado

A determinação do volume de lixiviado produzido foi feita através da coleta periódica desse efluente no tubo de drenagem, localizado na parte inferior de cada um dos lisímetros (Figura 3.36). A Figura 4.71 mostra a produção periódica do lixiviado gerado durante o período de monitoramento considerado neste trabalho. Vale lembrar que, embora os gráficos tenham sido traçados a partir de um ponto inicial comum, os lisímetros foram construídos propositadamente, em períodos distintos. Entre o início de operação do Lisímetro 1 (27/08/04) e do Lisímetro 2 (15/07/05), existe um intervalo de 322 dias.

Na referida figura, percebe-se, portanto, que, no L2, a geração de líquidos ocorreu logo após o aterramento dos resíduos e, em apenas um mês e meio, já haviam sido gerados cerca de 285 litros. Já no L1, nos primeiros 214 dias, não houve geração de lixiviado em quantidade suficiente para a coleta no sistema de drenagem, e, após 256 dias, registraram-se um volume total de apenas 15 litros. Comparando-se os dados da geração de líquidos com as curvas indicadas nas Figuras 4.72 e 4.73, percebe-se que o comportamento da geração de lixiviado, ao longo do tempo, está associado aos valores de precipitação e evaporação.

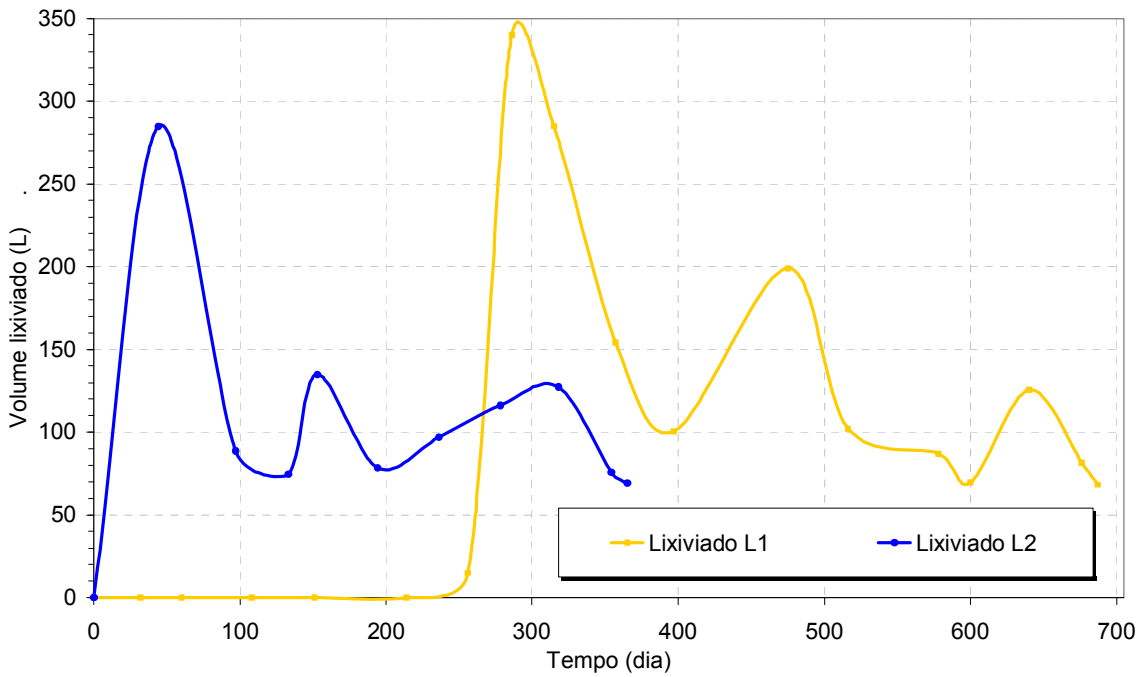


Figura 4.71 - Volume de lixiviado gerado nos lisímetros.

O período correspondente aos 214 dias iniciais de monitoramento do L1 foi marcado por baixos índices de precipitação pluviométrica e elevados valores de evaporação (Figura 4.72), resultando num balanço hídrico negativo (Figura 4.73) com um déficit hídrico acumulado de, aproximadamente, 800 mm. O início da geração de lixiviado coincidiu com a retomada da estação chuvosa na região e redução dos índices de evaporação. Já o L2 começou a ser operado num período caracterizado por chuvas regulares, evaporação relativamente baixa e excedente hídrico. Nas Figuras 4.72 e 4.73, o início da operação do L2 correspondeu ao dia 322. É possível perceber, ainda, que os acréscimos e reduções na produção de lixiviado, tanto no L1 como no L2, corresponderam sistematicamente a aumentos e a diminuições das chuvas, respectivamente.

Foi feita ainda uma comparação dos dois experimentos durante um período de tempo em que os mesmos estiveram submetidas às mesmas condições climáticas. Entre os dias 151 e 365, no L2, foram gerados aproximadamente 564 L de lixiviado, enquanto no L1, no período correspondente, que equivale ao intervalo compreendido entre os dias 473 - 687 (Figura 4.71), foram gerados em torno de 534 L. Esses valores, equivalem a taxas médias de 2,6 L/dia e 2,5 L/dia no L2 e L1, respectivamente. Portanto, nesse período a geração de lixiviado foi praticamente equivalente nos dois lisímetros.

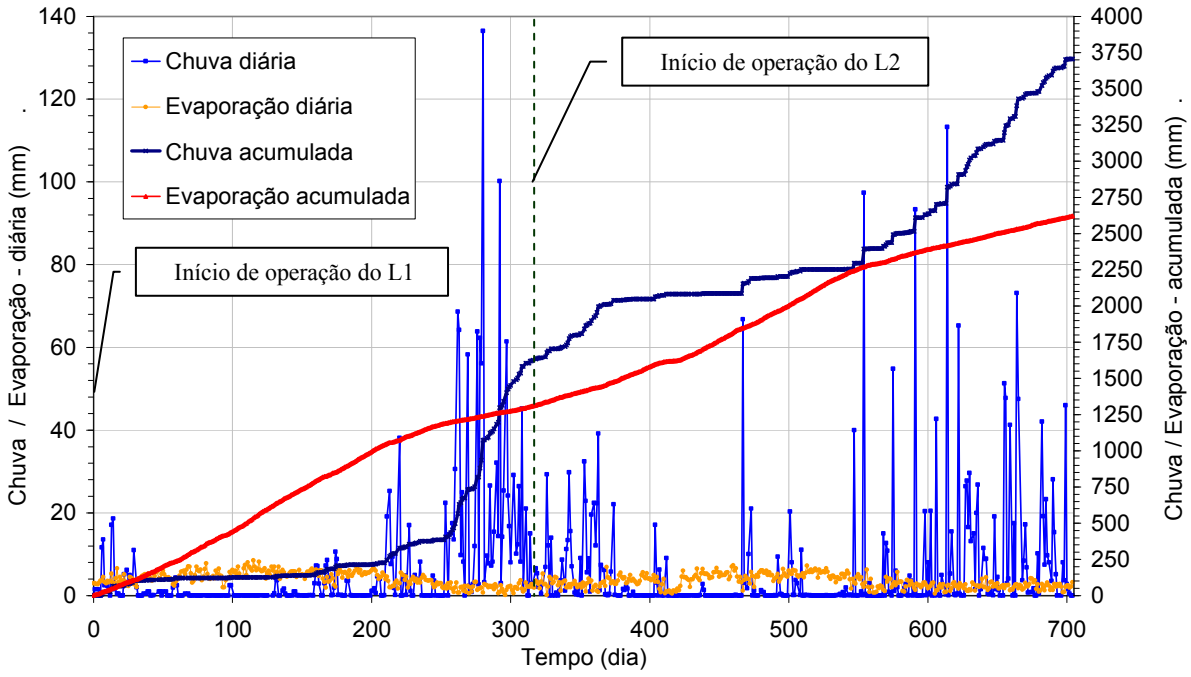


Figura 4.72 Precipitação pluviométrica e evaporação durante o período de monitoramento dos lisímetros.

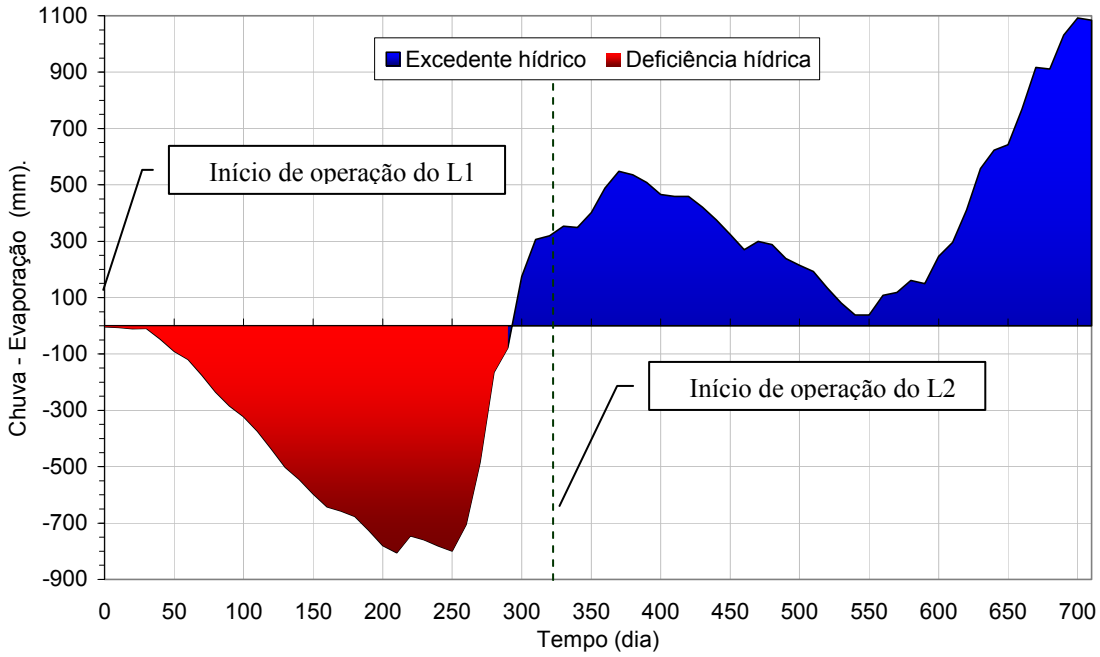


Figura 4.73 - Balanço hídrico durante o período de monitoramento dos lisímetros.

No que diz respeito à composição dos resíduos, o maior teor de matéria orgânica no L2, possivelmente, contribuiu para uma maior retenção de umidade em relação ao L1 (Figura 4.28), o que teria, nesse caso, contribuído para uma redução do lixiviado no L2. Mesmo assim o volume de lixiviado foi um pouco maior nesse lisímetro, o que pode ser explicado, possivelmente, pela maior atividade microbiana que teria gerado uma quantidade relativamente maior de chorume e, principalmente, pela menor eficiência do sistema de cobertura e drenagem superficial, que, nesse período, foi um pouco mais eficiente no L1 (Tabela 4.17).

Ainda considerando o mesmo período em que os dois lisímetros estiveram submetidos às mesmas condições climáticas, a Tabela 4.17 mostra a contribuição aproximada de frações de água na geração de lixiviado, considerando a Equação 4.3. O valor referente a evaporação foi obtido por diferença das demais parcelas e foram desconsideradas outras frações como possíveis perdas por infiltração na camada de base.

$$L = (P + Wsc + Wrs) - (Ev + Es) \qquad (4.3)$$

Tabela 4.17 - Parcelas de líquidos consideradas na geração de lixiviado.

Parcela	Volume (L)	
	Lisímetro 1 (473–687 dia)	**Lisímetro 2 (151–365 dia)**
Lixiviado gerado (L)	534	564
Água de chuva (P)	4550	4550
Água do solo cobertura (Wsc)	45	43
Água dos resíduos (Wrs)	77	19
Evaporação (Ev)	1730	1748
Escoamento superficial (Es)	2408	2300

No cálculo da água proveniente dos resíduos e da camada de cobertura, foram considerados os valores iniciais de umidade para o dia 152 no L2 e para o dia 473 no L1. A estimativa da umidade média durante o período analisado, foi feita utilizando os valores médios aproximados, conforme os dados das Figuras 4.18 e 4.19. Foi ainda adotado como base de cálculo a massa específica inicial dos resíduos, conforme Tabela 4.5. Observa-se na equação acima, que as parcelas relativas à camada de cobertura e a massa de resíduos contribuíram positivamente. As umidades iniciais das camadas de cobertura foram de 17,8 % no Lisímetro 1 e de 19,4 % no Lisímetro 2, enquanto as umidades médias consideradas no período foram de 15,7 % e 17,4 % no L1 e L2, respectivamente. Já para a massa de resíduos as umidades iniciais foram de 57,6 % no L1 e 58,6 % no L2, enquanto as umidades médias consideradas foram de 56,1 % (L1) e 58,4 % (L2). É importante frisar que nas parcelas Wsc e Wrs (Tabela 4.17) não estão indicados os volumes totais de água do solo e dos resíduos, mas, apenas, os volumes referentes às diferenças: umidades iniciais consideradas - umidades médias no período.

4.2.2.5.2 Análises químicas

Demandas química e bioquímica de oxigênio

As análises de demanda química de oxigênio (DQO) e de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) indicam a capacidade de o oxigênio de uma determinada amostra de lixiviado ser consumido por meio de reações químicas e bioquímicas. A DQO caracteriza, de modo indireto, a quantidade de oxigênio consumido num processo de degradação química da matéria orgânica dissolvida, presente no lixiviado, seja ela biodegradável ou não, enquanto a DBO_5 representa a quantidade de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica

através da biodegradação aeróbia, durante um período de tempo de 5 dias a uma temperatura de 20 ºC.

Os resultados das análises desses parâmetros e suas variações ao longo do período de monitoramento dos lisímetros estão ilustrados na Figura 4.74. Nessa Figura, observa-se que os valores de DQO e DBO variaram numa ampla faixa e, de um modo geral, cresceram inicialmente de forma suave e depois decresceram fortemente com o tempo de aterramento dos resíduos, indicando a redução da concentração dos componentes orgânicos.

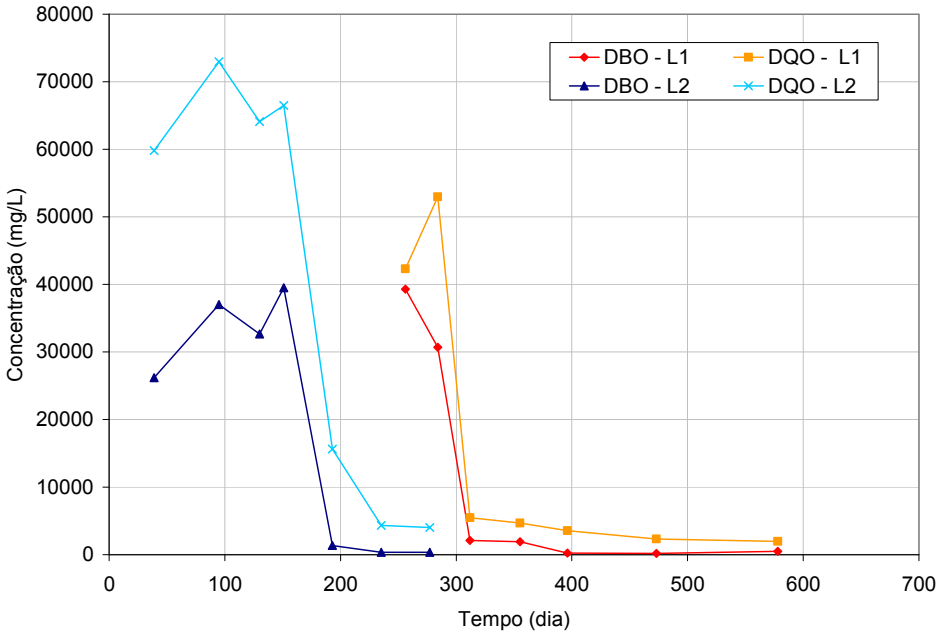


Figura 4.74 - Variação da DQO e DBO no lixiviado com o tempo de aterramento.

Os valores máximos de DQO (em torno de 72900 mg/L, no L2 e de 53000 mg/L, no L1) e de DBO (39500 mg/L, no L2 e 39300 mg/L, no L1) no lixiviado, podem ser considerados muito elevados e estão acima das faixas normalmente encontradas em aterros, conforme dados da Tabela 2.12. Isso pode ser explicado pelo processo construtivo da célula de um aterro que pode se estender por vários meses. Assim os resultados das primeiras análises de DBO e de DQO normalmente já são de amostras de lixiviado provenientes de resíduos com diferentes idades que variam de poucos dias a muitos meses, enquanto que, em cada lisímetro, os resíduos possuem a mesma idade. Possivelmente, também, por esse mesmo motivo, em aterros, a redução nos valores dos referidos parâmetros, em função do tempo, se dá, normalmente, de maneira mais gradual, como mostram dados apresentados por Andreottola & Canas (1992), referentes ao lixiviado de vários aterros, enquanto nos lisímetros, a redução ocorreu de forma abrupta, num pequeno intervalo de tempo (Figura 4.74).

A partir dos dias 312 (L1) e 193 (L2), os valores de DBO e DQO se situaram, respectivamente, no intervalo de 180-2200 mg/L e 1900-5500 mg/L, para o lixiviado do L1 e no intervalo de 4000-15600 mg/L e 350-1400 mg/L, para o L2. Esses resultados já são compatíveis com os da Tabela 2.12, sendo que, ao final do período de monitoramento considerado nesse trabalho, especialmente a DBO já era compatível com a faixa observada em aterros com mais de 10 anos (Tabela 2.12). Os resultados finais também são comparáveis a dados do Aterro da Muribeca (PE), que continua em operação, mas já possui resíduos aterrados com mais de 20 anos. No referido aterro, os valores de DBO e DQO medidos de junho a dezembro de 2005, na entrada da estação de tratamento de lixiviado, variaram numa faixa de 200-1840 mg/L e 1460-6550 mg/L, respectivamente, conforme dados de GRS (2005).

Os resultados mostrados na Figura 4.74 são compatíveis com as fases ácida e metanogênica. Como se sabe, no início do processo de biodegradação dos resíduos em aterros, que compreende as fases aeróbia inicial e de transição, os valores de DBO e de DQO são relativamente baixos e crescem atingindo os valores máximos durante a fase ácida, devido, principalmente, à dissolução de ácidos orgânicos no lixiviado. Os valores desses parâmetros já começam a decrescer no início da fase metanogênica, com o incremento no consumo de ácido acético, que é convertido em CH_4. De fato, percebe-se que a redução nos valores de DBO e DQO corresponde a um incremento nas concentrações de CH_4 e estabelecimento da fase metanogênica, como pode ser observado na Figura 4.68. E ainda a Figura 4.75 indica que o comportamento das concentrações de ácido acético, com o tempo, está associado ao aumento e à diminuição de DQO e DBO e também, à evolução das concentrações de CH_4. As concentrações de ácido acético medidas, também, são compatíveis com as fases ácida e metanogênica.

Reinhart & Al-Yousfi (1996) apresentam faixas de concentrações de DBO, DQO e ácido acético para as fases ácida e metanogênica que são compatíveis com os valores observados neste trabalho.

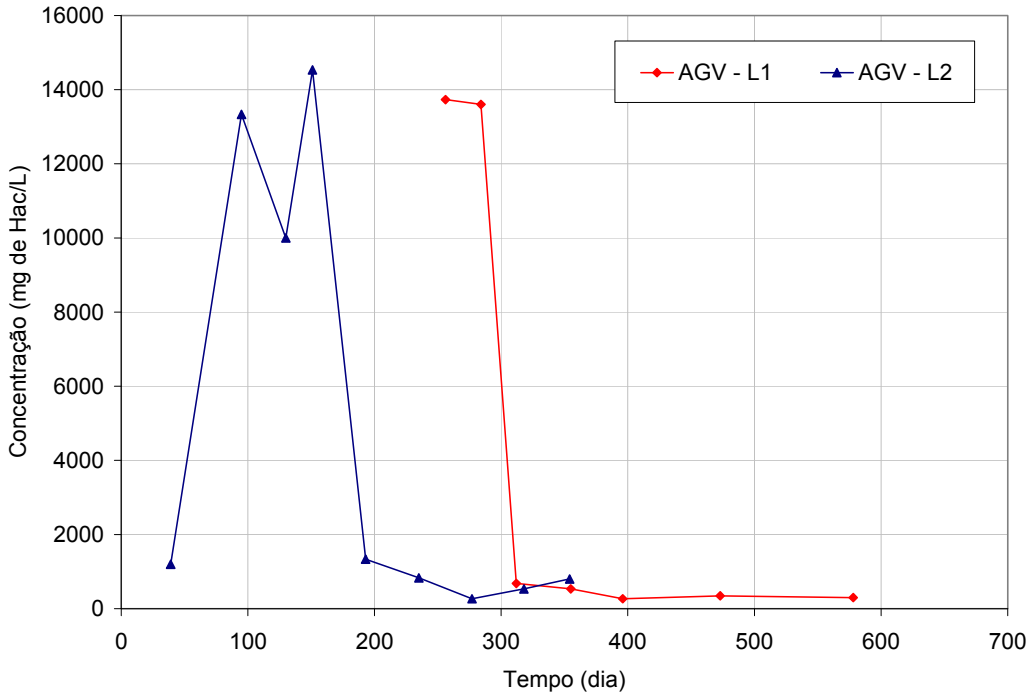


Figura 4.75 - Variação da concentração de ácido acético no lixiviado com o tempo de aterramento.

Considerando-se uma evolução normal do processo de degradação, com o tempo, as frações facilmente degradáveis dos RSU vão diminuindo, e os teores de materiais não degradáveis e de difícil degradação vão aumentando em termos percentuais, alterando a biodegradabilidade do lixiviado que pode ser avaliada em função da relação DBO_5/DQO. Essa relação, até os dias 151, para o L2 e 355, para o L1 ficou, praticamente, igual e superior a 0,4 (Figura 4.76), indicando boa degradabilidade. Nas análises seguintes, tanto do L1 como do L2, a referida relação permaneceu inferior a 0,26. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), inicialmente, essa relação é igual ou superior a 0,5, e valores na faixa de 0,4 a 0,6 indicam que a matéria orgânica do lixiviado é facilmente degradável, enquanto valores no intervalo de 0,05 a 0,2 são típicos de lixiviados de aterros antigos.

Comparando-se os resultados (Figura 4.76) entre os lisímetros, verifica-se que, apesar do maior tempo de aterramento e da menor concentração de matéria orgânica nos resíduos, os valores de DBO do L1 foram praticamente equivalentes aos do L2, sugerindo, portanto, que, até o início da geração de lixiviado, o processo de degradação naquele lisímetro foi bastante lento apesar de nesse período os resíduos apresentarem elevadas concentrações de microrganismos hidrolíticos-fermentativos, como indicam os gráficos das Figuras 4.47, 4.52 e 4.56. Já os valores iniciais de DQO foram consideravelmente maiores no L2, influenciados, provavelmente, pela maior concentração de matéria orgânica e,

principalmente, porque os valores iniciais foram medidos em plena fase ácida, enquanto que os valores iniciais do L1 já foram medidos com pH próximo à neutralidade.

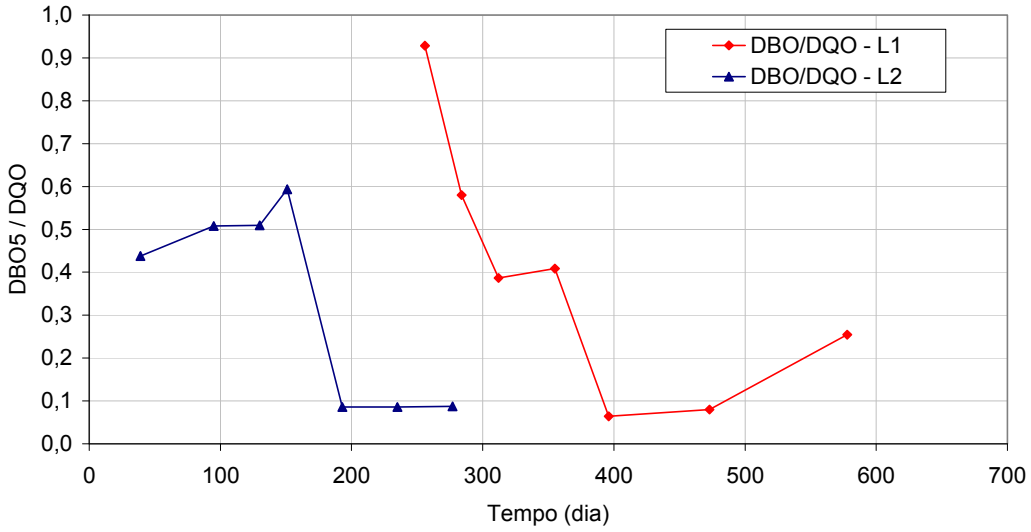


Figura 4.76 - Variação da relação DBO_5/DQO com o tempo de aterramento.

Finalmente, vale ressaltar que os comportamentos dos valores de DQO e DBO no tempo sugerem que as variações nas suas concentrações não apresentaram nenhuma influência significativa na medida das concentrações de microrganismos celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos nas amostras de lixiviado (Figuras 4.50, 4.54 e 4.58).

Sólidos voláteis e dissolvidos

A Figura 4.77 ilustra os resultados das análises de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV), sólidos dissolvidos totais (SDT) e dissolvidos voláteis (SDV), indicando as suas variações ao longo do período de monitoramento dos lisímetros. Observa-se, a exemplo dos valores de DQO e DBO, que, de um modo geral e especialmente no L2, há um crescimento inicial das concentrações, seguido de uma nítida redução destas. Assim, como a DQO e as concentrações de sólidos, especialmente os voláteis, expressam o teor de matéria orgânica no lixiviado, comparando-se os gráficos das Figuras 4.75 e 4.77, percebe-se uma nítida relação entre esses parâmetros.

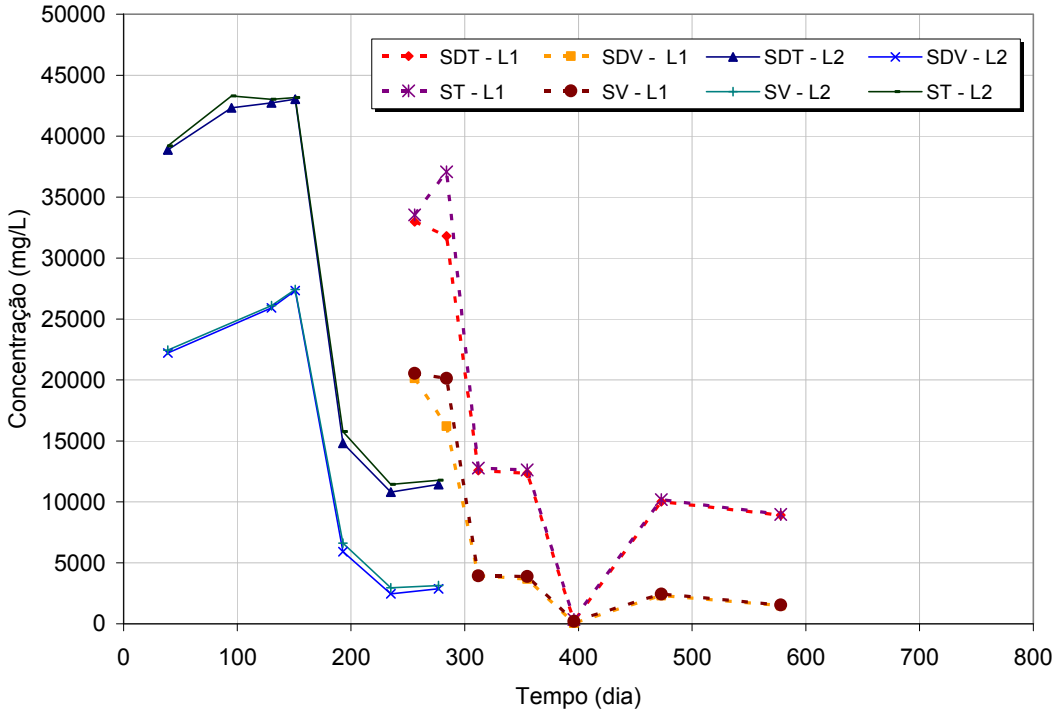


Figura 4.77 - Variação dos teores de ST, SV, SDT e SDV no lixiviado com o tempo de aterramento.

Observa-se no L1 e no L2 que os gráficos de ST e SDT quase se sobrepõem e, na grande maioria dos casos, mais de 95 % dos ST estão na forma dissolvida, o mesmo se pode dizer em relação aos SV e SDV.

Baseando-se nas concentrações de SV, verifica-se, ao longo do tempo, uma grande redução no percentual de matéria orgânica nos líquidos lixiviados. Nas análises iniciais, mais de 61 % dos ST no L1 e em torno de 60 % no L2 eram compostos de SV. Esses valores vão caindo com o tempo, e, na última análise considerada neste trabalho, os SV representavam, apenas, em torno de 17 % e 26 % dos ST no L1 e L2, respectivamente.

Finalmente, as concentrações de sólidos suspensos totais (SST) no L1 se situaram no intervalo de 58 – 1288 mg/L e no L2 de 130 – 972 mg/L. Na comparação com dados da Tabela 2.12, verifica-se que os valores máximos de sólidos dissolvidos totais (SDT) dos dois lisímetros ficaram bem acima da faixa para aterro com um ano de idade, enquanto os valores menores são compatíveis com a referida faixa. Já os valores de SST observados nos experimentos ficaram próximos daqueles indicados para aterros com um ano e com menos de dois anos de idade (Tabela 2.12).

Amônia e nitrato

Os teores de amônia e nitratos do lixiviado são resultantes da bioconversão da matéria orgânica. Microrganismos heterotróficos na presença ou na ausência de oxigênio molecular convertem parte do conteúdo protéico dos resíduos sólidos em amônia. Em condições aeróbias, parte dessa amônia pode ser transformada em nitritos (nitrificação) através da ação de bactérias do grupo Nitrosomonas. Por sua vez, o nitrito é oxidado pelos microrganismos (Nitrobactéria) formadores de nitrato.

Por outro lado, em condições anóxicas, muitos microrganismos têm a capacidade de reduzir os óxidos de Nitrogênio, que substituem o O_2 como receptor final de elétrons na cadeia respiratória. Se a respiração ocorre até a geração de gás como o N_2, que, em aterros, normalmente, é emitido para a atmosfera, o processo é conhecido como desnitrificação.

As variações das concentrações de amônia e nitrato medidos em amostras de lixiviado, no decorrer do período de monitoramento dos lisímetros, estão indicadas na Figura 4.78. Percebeu-se que os valores desses parâmetros nos dois lisímetros mantiveram-se bastante elevados e, praticamente, na mesma faixa de valores com exceção das análises dos dias 256 (nitrato) e 284 (amônia) em que os valores medidos no L1 foram significativamente menores e maiores, respectivamente.

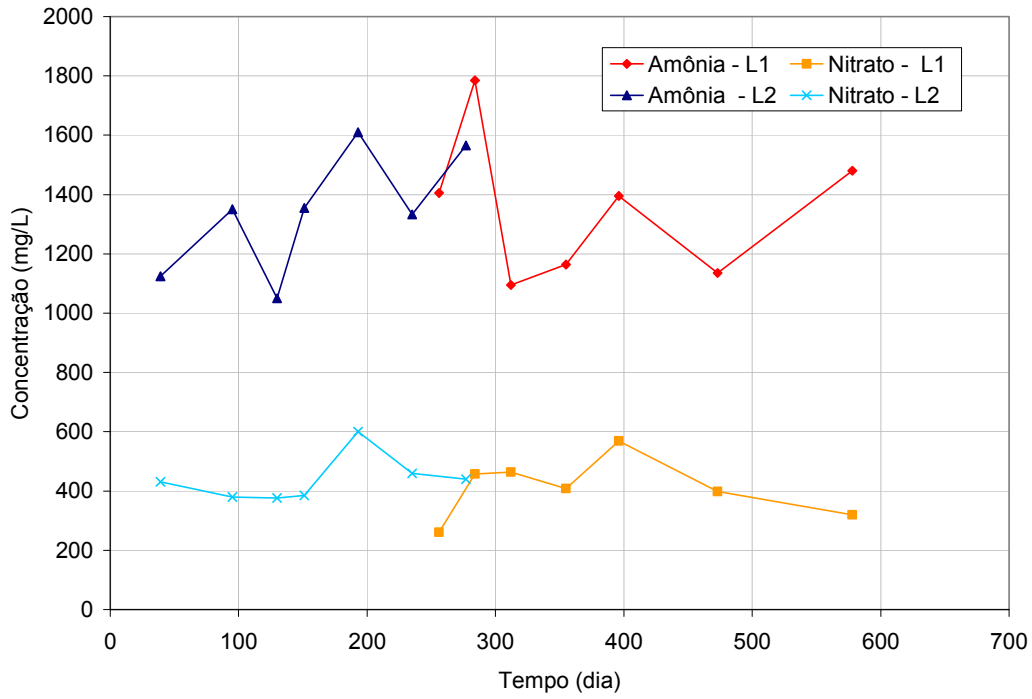


Figura 4.78 - Variação das concentrações de amônia e nitrato no lixiviado com o tempo de aterramento.

No que diz respeito ao comportamento geral desses parâmetros nos dois lisímetros, observou-se uma diferença mais relevante nos valores de amônia que no L2 mostra uma certa tendência de crescimento enquanto no L1 os valores tendem a oscilar em torno de um valor médio.

Em aterros, ao contrário do que se verifica no L2, os valores máximos de amônia ocorrem na fase ácida e diminuem com a evolução do processo de degradação. Reinhart & Al-Yousfi (1996) citam valores máximos de amônia em torno de 1000 mg/L e 430 mg/L, respectivamente, para as fases ácida e metanogênica. Já os valores de nitrato, conforme dados da literatura, mesmo em aterros jovens (Tabela 2.12), encontram-se geralmente abaixo de 40 mg/L.

Como é possível perceber através do comportamento dos valores de DBO e DQO (Figura 4.74), ocorreu uma redução considerável da carga orgânica do lixiviado em função do tempo de aterramento dos resíduos. Mesmo assim, não se verifica atenuação nas concentrações de amônia e nitrato. Como se sabe, em sistemas de tratamento biológico, a remoção de amônia ocorre, principalmente, pelo processo de nitrificação que, conforme citado anteriormente, acontece em condições aeróbias Portanto, o ambiente predominantemente anaeróbio nos lisímetros contribuiria para a manutenção dos níveis de amônia. Entretanto, os níveis de nitrato também permaneceram elevados, apesar de o ambiente anaeróbio contribuir para a sua redução uma vez que inibe a nitrificação e favorece a desnitrificação. E ainda, como é possível observar, incrementos nos teores de nitrato não correspondem à redução nos níveis de amônia. Nos dias 193 (L2) e 396 (L1), houve um crescimento acentuado nos níveis de nitrato, percebendo-se, nos mesmos dias, aumentos consideráveis nos níveis de amônia.

É possível que a manutenção elevada nos teores de nitrato esteja associada a suplementos de oxigênio provenientes do ar atmosférico que pode ser introduzido no sistema, através de fissuras na camada de cobertura, tanto que nos referidos dias percebe-se uma redução das chuvas (Figura 4.72) que propicia a diminuição de umidade do solo de cobertura (Figuras 4.18 e 4.19), favorecendo o aparecimento de fissuras devido à contração. É importante lembrar que o dia 193 para o L2 equivale ao dia 515 na Figura 4.72. Em outros períodos, a oferta de oxigênio pode ser proveniente da água de chuva que se infiltra através do solo de cobertura, formando, possivelmente, microambientes aeróbios na massa de resíduos. Caso isso não ocorresse, o processo de nitrificação dificilmente aconteceria, pois os

microrganismos nitrificantes são aeróbios obrigatórios, e, de acordo com Grant & Long (1989), em valores de Eh inferiores a +200 mV, ele não ocorre em quantidade significativa, como é possível perceber, na Figura 4.26, os valores de Eh do lixiviado foram sempre inferiores a 0 mV. Por outro lado, o processo de desnitrificação pode também ter sido pouco eficiente, o que ajudaria a manter os níveis de nitrato muito elevados.

Considerando que a remoção de amônia no ambiente anaeróbio deve ocorrer, principalmente pelo processo físico de lixiviação, as suas concentrações nos líquidos lixiviados podem também ser muito influenciadas por processos de diluição. Por outro lado, a transformação de compostos orgânicos em amônia ocorre tanto em ambiente aeróbio como anaeróbio. Isso poderia explicar, em parte, as oscilações nos teores de amônia ao longo do período de monitoramento, e, também, não se verificar uma redução de sua concentração com o aumento do teor de nitrato, que é formado pela oxidação da amônia.

Sulfatos

A Figura 4.79 mostra a variação das concentrações de sulfatos em função do tempo de aterramento. Ao contrário do que foi observado com os níveis de amônia e de nitratos, que se mostraram recalcitrantes, os sulfatos apresentaram uma redução significativa em função do tempo.

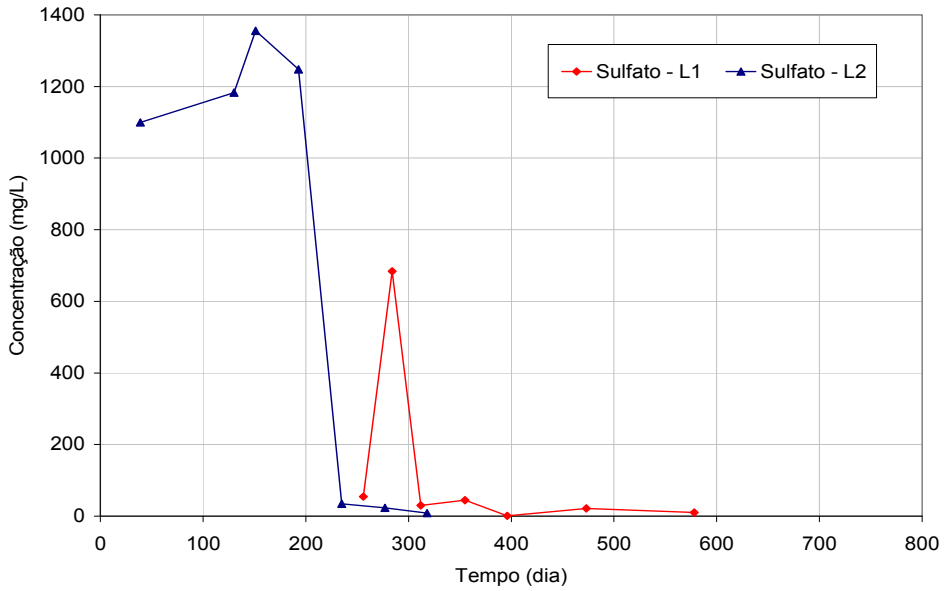


Figura 4.79 - Variação das concentrações de sulfatos no lixiviado com o tempo de aterramento.

Uma das características importantes do ciclo do enxofre (S) é a geração de grandes quantidades de S^{2-} através da oxidação ligada ao SO_4^{2-} de compostos de carbono. Em condições anóxicas, determinados microrganismos anaeróbios (*Desulfovibrio, Desulfotomaculum e Desulfomonas*) realizam um processo respiratório conhecido como redução dissimilativa de sulfatos, em que os SO_4^{2-} e outros compostos de S oxidado são utilizados como receptores finais de elétrons e reduzidos a S^{2-}. A redução dissimilativa de sulfatos é importante também para transferir energia do carbono ao S^{2-}, a fim de ser liberada, posteriormente, em reações oxidativas, em outras cadeias nutricionais. Se os doadores de elétrons e os íons SO_4^{2-} estão em quantidade suficiente, o fator crítico para a redução de sulfato é o potencial redox (Eh) do ambiente que deve ser de 0 mV ou inferior (GRANT & LONG, 1989). No lixiviado dos dois lisímetros, os valores de Eh se mantiveram quase sempre abaixo de -100 mV (Figura 4.26) e, portanto, adequados à redução de sulfatos.

No L2, os valores iniciais dos teores de sulfatos foram bem mais elevados do que no L1, o que deve estar relacionado à composição dos resíduos e às diferenças na evolução do processo de degradação. Até o dia 193, no L2, os valores variaram numa faixa de 1100 – 1356 mg/L, atingindo, portanto, teores superiores ao observado em aterros jovens (Tabela 2.12). Já no L1, o valor máximo foi de 684 mg/L no dia 284, e, nas demais análises, os teores permaneceram abaixo de 55 mg/L. Com a evolução do processo de degradação, a exemplo do observado em outros parâmetros, houve uma redução brusca nas concentrações, e os valores finais foram bastante aproximados nos dois experimentos.

Metais

As Figuras 4.80 e 4.81 ilustram a evolução das concentrações de metais que normalmente estão entre os principais macrocomponentes inorgânicos de lixiviados, como cálcio, magnésio e potássio, além de alguns dos principais metais pesados que aparecem, geralmente, em concentrações muito pequenas, como cádmio, cromo e cobre.

De um modo geral, observa-se que praticamente todos os elementos analisados tanto no L1 quanto no L2, apresentam, com o tempo de aterramento, uma redução considerável nas suas concentrações. Esse comportamento, entre outros fatores, está associado às fases do processo de degradação. Durante a fase ácida, caracterizada por baixos valores de pH em virtude da elevada produção de ácidos orgânicos, ocorre uma maior solubilização de metais. Com a evolução do processo e o estabelecimento das fases seguintes, nas quais se verifica a elevação do pH, ocorre, certamente, uma diminuição na solubilização desses elementos,

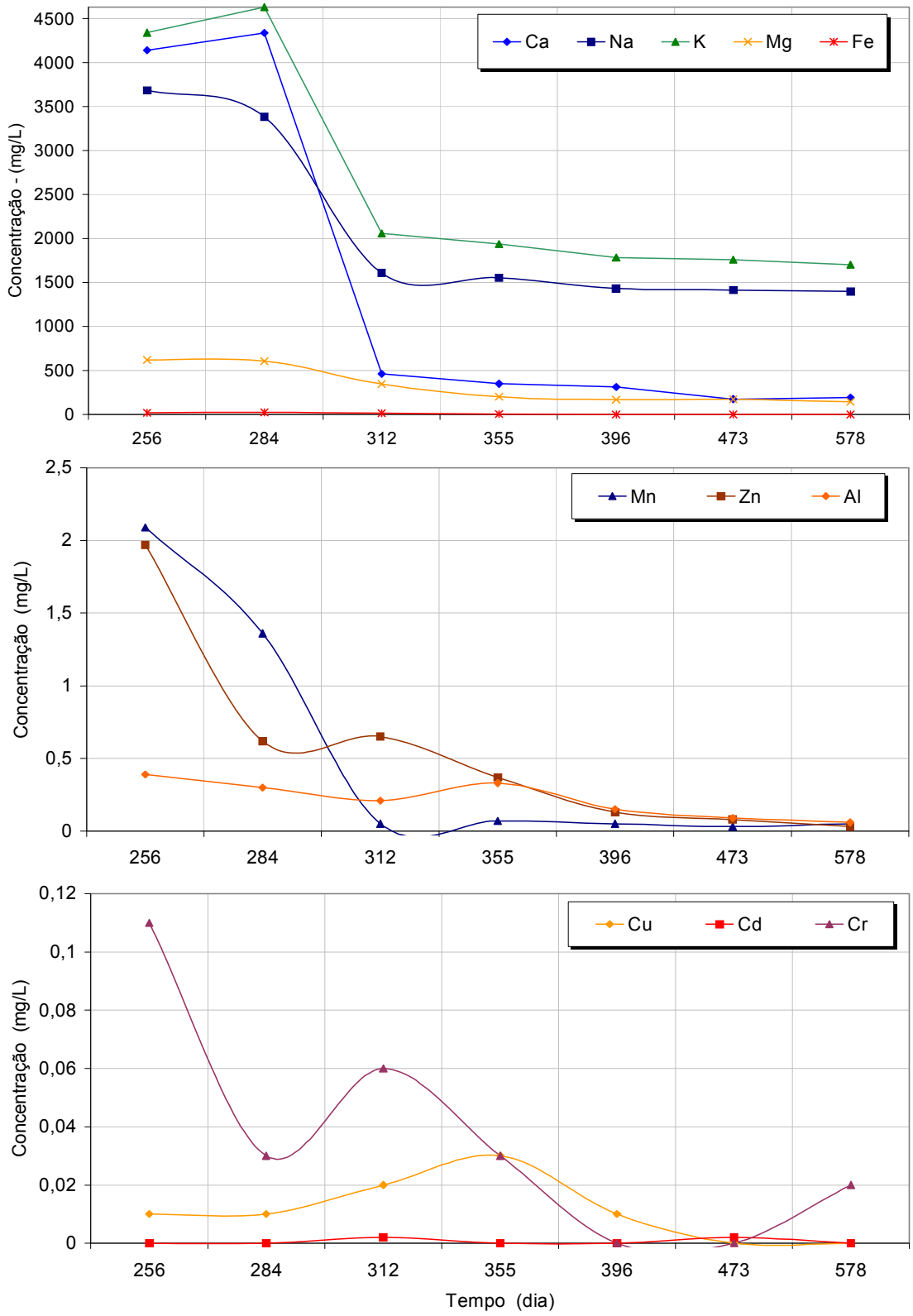


Figura 4.80 - Variação das concentrações de metais no L1 com o tempo de aterramento.

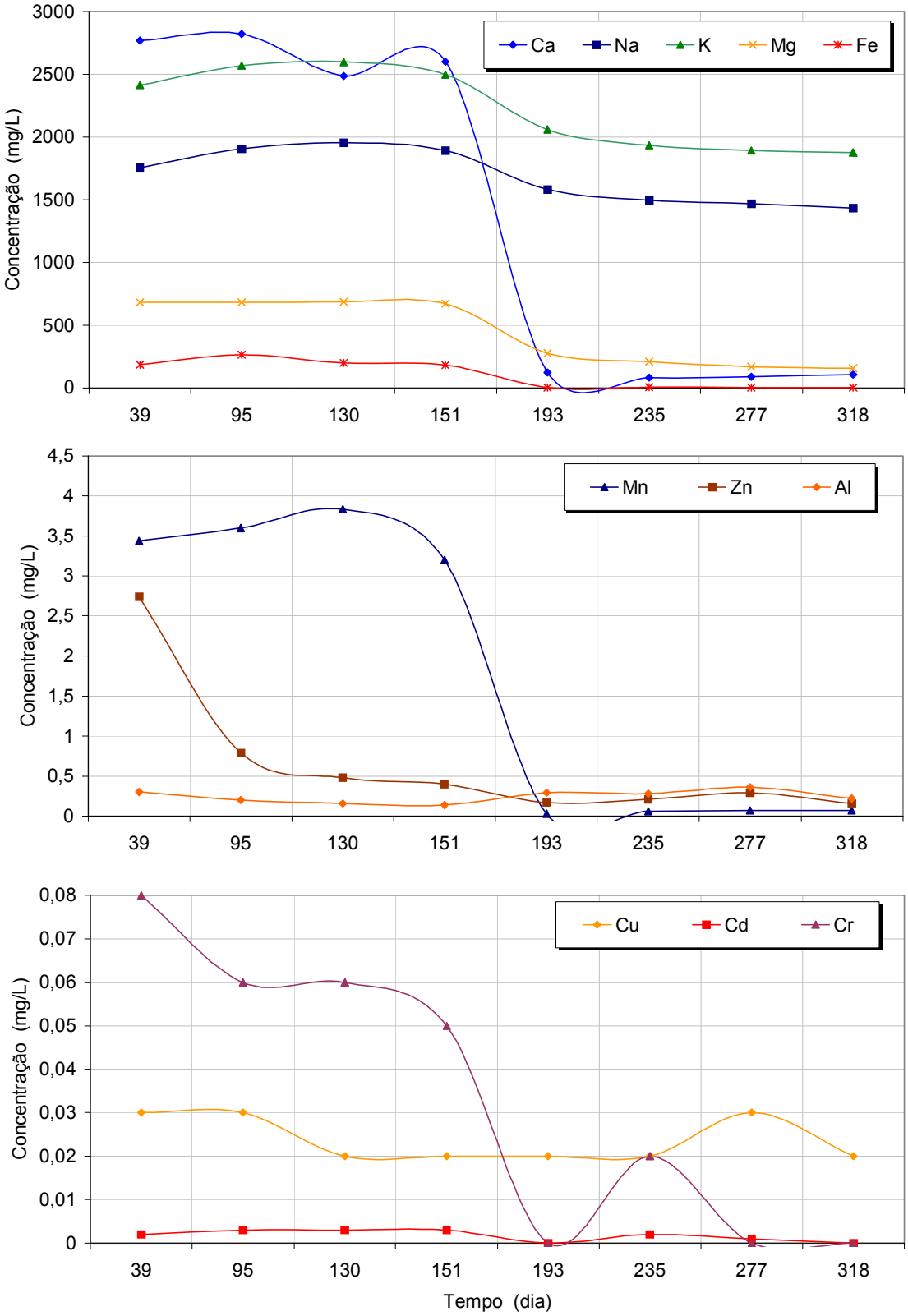


Figura 4.81 - Variação das concentrações de metais no L2 com o tempo de aterramento.

reduzindo as suas concentrações no lixiviado. Além disso, como se trata de um experimento com substrato finito, ou seja, sem adição de resíduos novos, é natural que as concentrações diminuam com o tempo, uma vez que há perda de material com a drenagem dos líquidos lixiviados.

Dentre os elementos maiores, os teores de cálcio, sódio e potássio, medidos inicialmente, foram consideravelmente mais elevados no L1. Entretanto, os valores permaneceram por mais tempo em níveis mais elevados no L2 (isso para o tempo considerado a partir do início da geração de lixiviado no L1). Esse comportamento pode ser explicado em virtude do pH que permaneceu mais baixo no L2, durante um período mais prolongado. No L1, na primeira coleta de líquidos, o pH já estava próximo da neutralidade. Isto justificaria a redução mais rápida dos teores dos referidos metais. Assim, os valores iniciais muito elevados deve-se, provavelmente, ao acúmulo desses elementos na fase líquida (Lisímetro 1) durante o período de aterramento anterior ao início da coleta de lixiviados em que os resíduos permaneceram com um pH mais ácido (Figura 4.24). Após a redução dos teores, que ocorreu a partir dos 312 dias no L1 (Figura 4.80) e dos 193 dias no L2 (Figura 4.81), os valores medidos permaneceram muito próximos. Por outro lado, considerando-se os volumes de líquidos lixiviados analisados e drenados, a taxa de eliminação média de Ca, Na e K teria sido, respectivamente, de 1,5 g/L, 2,1 g/L e 2,7 g/L, no L1 contra 1,6 g/L, 1,7 g/L e 2,2 g/L, no L2. Ainda, com relação aos elementos maiores, verifica-se que os teores de Mg observados nos dois lisímetros foram muito próximos porém, persistentemente, maiores no L2 que apresentou uma taxa média de eliminação de 0,48 g/L contra 0,34 g/L no L1.

Em relação aos teores observados em aterros, de acordo com os dados da Tabela 2.12, verifica-se que os teores de máximos de Ca, Na e K, especialmente do L1, ficaram acima da faixa normalmente observada em aterros jovens. Os valores mínimos, à exceção do cálcio, permaneceram, nos dois experimentos, bem acima do observado em aterros com mais de 10 anos. Análises em amostras de lixiviado, coletadas entre fev/2005 e mai/2005, na Célula 8 do aterro de Muribeca, que possui resíduos de um e de até 15 anos de idade, indicaram concentrações de sódio na faixa de 3350 – 5534 mg/L e potássio no intervalo de 4234 – 5753 mg/L. É importante frisar que os lisímetros foram revestidos internamente com argamassa de cimento Portland e areia, o que pode ter influenciado nas concentrações de alguns desses metais, especialmente de Ca e Mg.

As concentrações de ferro no L1 variaram de 0,1 a 17,2 mg/L, enquanto no L2, ocorreram numa faixa de 3,6 a 187 mg/L, apresentando, portanto, um valor máximo mais de 10 vezes maior. Mesmo assim, as concentrações ficaram dentro da faixa observada em

aterros novos. O ferro é um elemento muito abundante na crosta terrestre, onde aparece com um percentual de 6,2 %. Praticamente todas as rochas e solos contêm, pelo menos, traços de ferro. Por outro lado, esse metal é largamente utilizado na indústria e muitos alimentos e vegetais são ricos em ferro, o que justifica as concentrações relativamente altas nos líquidos provenientes de aterros de RSU. Os teores mais elevados no L2 seriam justificados em função do maior percentual de metais ferrosos (Figura 4.12) nos resíduos utilizados no referido lisímetro e também em virtude do baixo pH do lixiviado que possibilitaria uma maior lixiviação desse metal.

São considerados metais pesados aqueles elementos cuja densidade é igual ou superior a 5 g/cm^3 ou cujo número atômico é superior a 20, excluindo os alcalinos e alcalinos terrosos. Dentre os metais pesados analisados, além do ferro, têm-se o Mn, Zn, Cu, Cd, Cr e Pb. Do ponto de vista biológico, distinguem-se aqueles que não apresentam função biológica conhecida, como o Cd e o Pb cuja presença, mesmo em quantidades mínimas nos seres vivos, podem ocasionar graves disfunções orgânicas e aqueles que são considerados oligoelementos ou micronutrientes, como o Mn, Zn, Cu e Cr, necessários aos organismos, em quantidades muito pequenas, todavia, se ultrapassados determinados teores ou dependendo da forma em que se encontrem podem ser muito tóxicos. Todos eles podem apresentar problemas de bioacumulação, sendo o Cd o que apresenta um maior grau de acumulação em seres vivos.

De um modo geral, observou-se que as concentrações de metais pesados nos dois experimentos podem ser consideradas muito baixas. Esses dados confirmam a afirmação de Ehrig (1989) de que, nos efluentes líquidos provenientes de aterros, as concentrações desses elementos são normalmente baixas, e os riscos de contaminação ambiental devem-se mais aos processos de acumulação. Em estudo realizado no aterro controlado no Morro do Céu, em Niterói – RJ (Sisinno & Moreira, 1996), foram reportados níveis muito baixos desses metais. Os teores de Mn, Zn, Cu e Cr, nessa ordem, foram de até 0,35 mg/L, 0,68 mg/L, 0,36 mg/L e 0,19 mg/L, enquanto as concentrações de Cd foram inferiores a 0,005 mg/L. Portanto, aterros que contêm, apenas, RSU devem apresentar baixos níveis de metais pesados no lixiviado, e valores muito elevados devem-se, provavelmente, à disposição irregular de resíduos industriais, incluindo resíduos de construção, ou mesmo, devido a elevadas concentrações nos materiais utilizados nos sistemas de cobertura e na base de aterros.

Na comparação entre os dois lisímetros, as concentrações dos metais pesados permaneceram maiores nos líquidos lixiviados do L2, o que se deve, possivelmente, à maior concentração de metais nos resíduos (Figura 4.12) e, também, aos menores valores de pH observados nesse lisímetro. Também foram analisados os teores de Pb que não estão

representados nas Figuras 4.80 e 4.81, porque, considerando-se um valor mínimo de detecção de 0,01 mg/L, em nenhuma das análises foram detectados teores desse metal,

Além dos metais supracitados, foram pesquisados também os teores de alumínio que, embora não se enquadre na classificação de metal pesado, é um elemento importante no aspecto relativo à contaminação. Como pode ser visto, os teores máximos observados nos dois lisímetros foram muito baixos.

A Tabela 4.18 mostra a faixa de variação dos metais analisados nos lisímetros e no aterro de Muribeca, relativo a uma campanha de sondagem na Célula 8 entre set/2004 e mar/2005, e os níveis admitidos para o lançamento de efluentes em corpos d'água. Observa-se que mesmo as concentrações máximas de Zn, Al, Cu, Cd, Cr, Pb estão abaixo do máximo permitido para o lançamento de efluentes em corpos d'água. E os valores mínimos observados na referida tabela estão, inclusive, dentro da faixa permitida para água doce Classe 3 (CONAMA, 2005), sendo que, no caso de Cd e Pb, até os valores máximos se enquadram nessa faixa.

Apenas os teores de Fe e Mn se encontram acima do padrão de lançamento. Vale lembrar que o padrão refere-se aos valores dissolvidos e os valores das concentrações medidas são de metais totais. Mesmo assim, se considerarmos as medidas a partir do dia 312 no L1 e do dia 193 no L2, as concentrações de Fe e Mn nos dois lisímetros estão abaixo do máximo permitido.

Tabela 4.18 – Concentrações de metais medidas em amostras de lixiviado dos lisímetros e do Aterro de Muribeca e os valores limites para lançamento de efluentes.

Metal	**Faixa de valores (mg/L)**			***Valor limite no efluente**
	Lisímetro 1	**Lisímetro 2**	**Aterro Muribeca**	
Ca	175 – 4337	107 – 2822	15,6 – 30,3	-
Na	1398 – 3685	1434 – 1955	3351 – 5534	-
K	1700 – 4630	1878 – 2600	4234 – 4851	-
Mg	144 – 620	157 – 686	25 – 62,9	-
Fe	0,12 – 22,8	3,66 – 264	20,2 – 41,5	15,0 (dissolvido)
Mn	0,03 – 2,09	0,03 – 3,80	0,04 – 0,28	1,0 (dissolvido)
Zn	0,03 – 1,97	0,16 – 2,74	0,32 – 2,62	5,0
Al	0,06 – 0,39	0,14 – 0,30	0,72 – 7,48	**3,0
Cu	< 0,01 – 0,03	0,02 – 0,03	0,10 – 0,23	1,0 (dissolvido)
Cd	<0,001– 0,002	<0,001– 0,003	<0,001– 0,004	0,2
Cr	< 0,01 – 0,11	< 0,01 – 0,08	0,03 – 015	0,5
Pb	< 0,01	< 0,01	0,03 – 0,32	0,5

* CONAMA (1995) ** Normativa NT – 202 – R – 10 / 1986 – RJ

Como citado anteriormente, os metais pesados em concentrações relativamente elevadas são tóxicos aos seres vivos, inclusive os microrganismos, sendo apontado como um dos fatores que pode afetar a biodegradação dos RSU. Entretanto, considerando-se os teores relativamente baixos encontrados no lixiviado, acredita-se que não tenham influenciado negativamente na evolução do processo de biodegradação, nos dois experimentos.

Finalmente nas Figuras 4.82 e 4.83, são apresentados, simultaneamente, os gráficos com a evolução temporal dos principais parâmetros analisados em cada um dos lisímetros. Nestas figuras é possível perceber que, de um modo geral, a evolução dos parâmetros monitorados é compatível com o esperado para aterros de RSU.

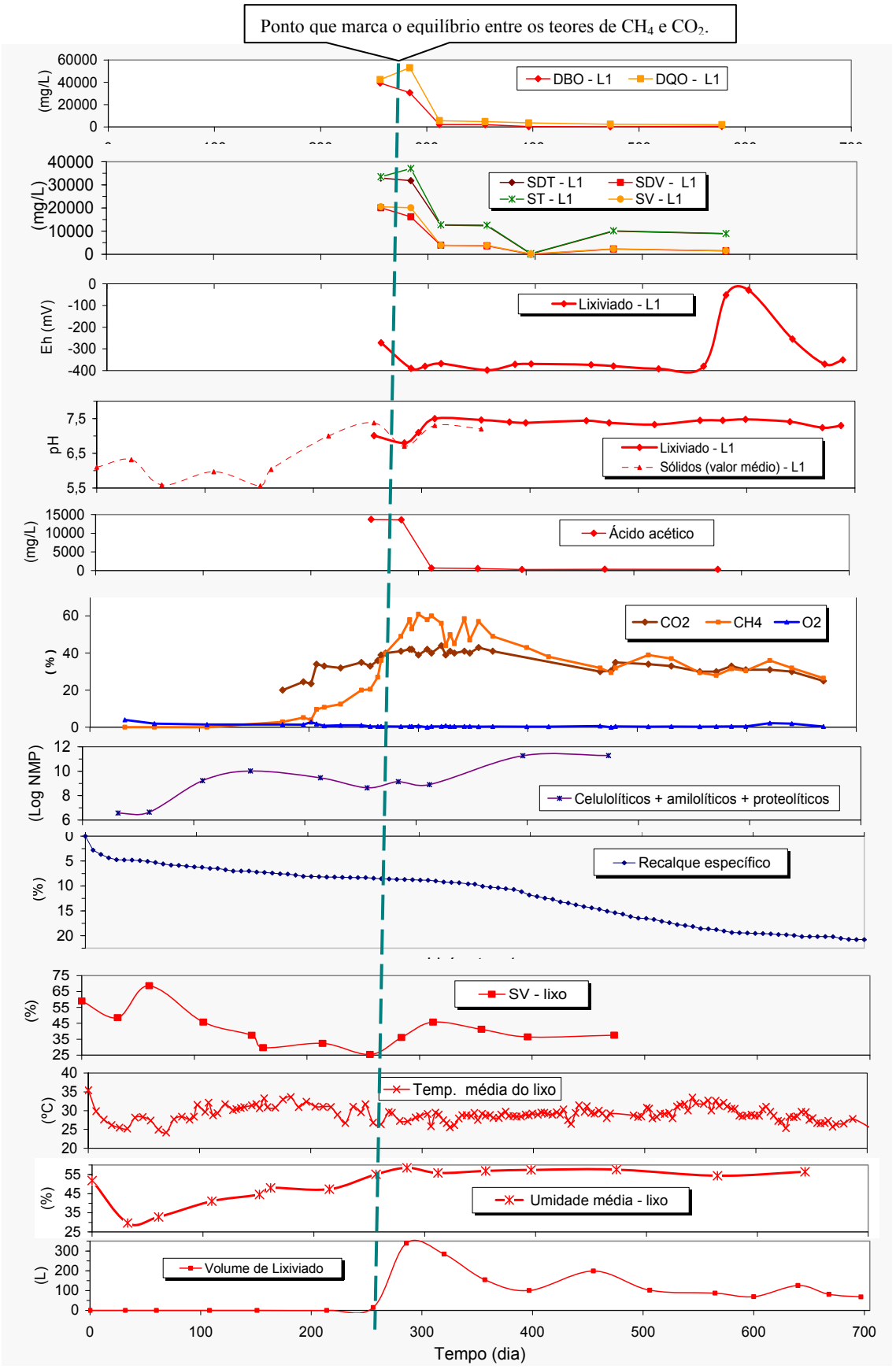


Figura 4.82 - Variação de parâmetros medidos no L1, com o tempo de aterramento.

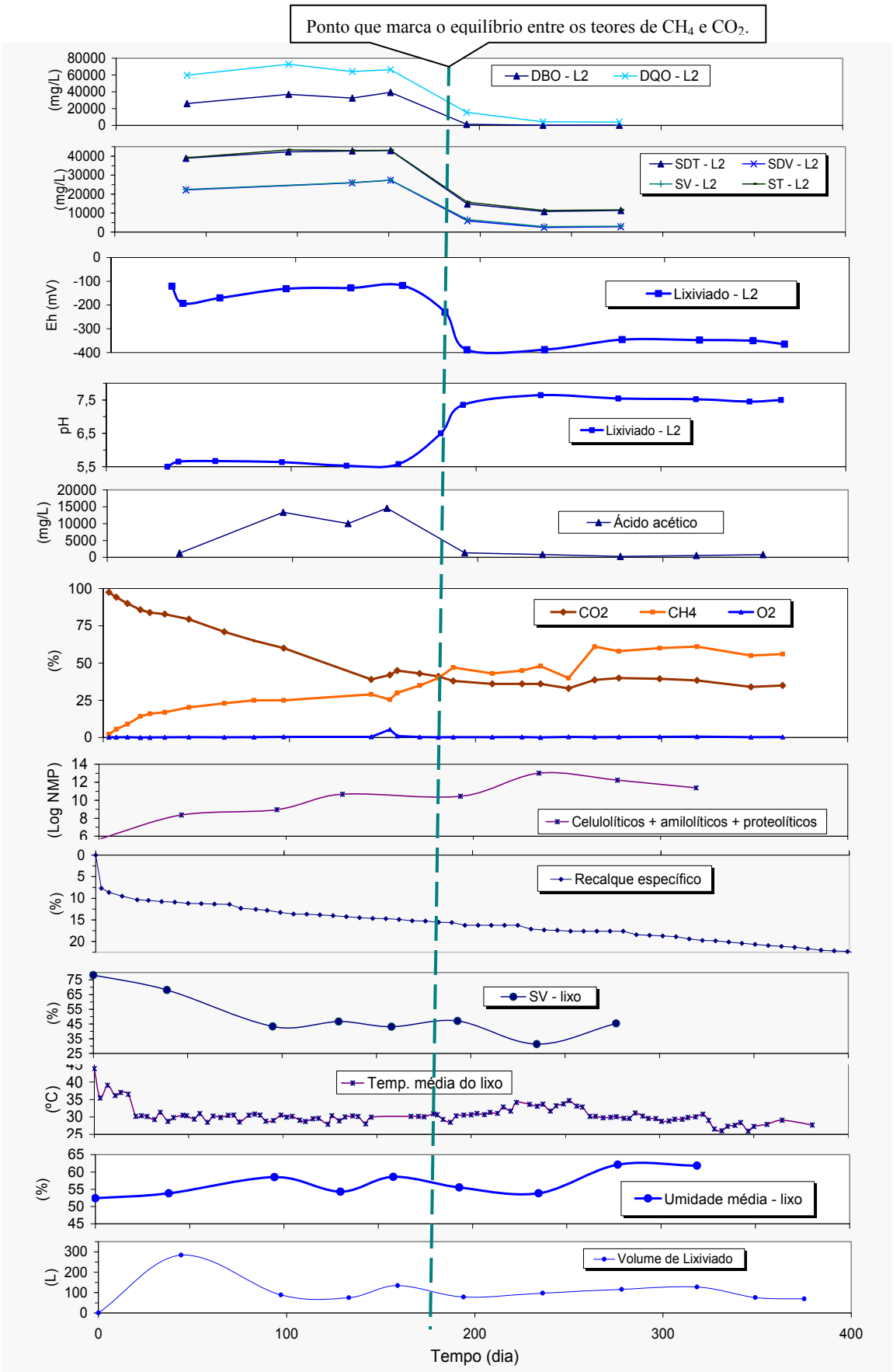


Figura 4.83 - Variação de parâmetros medidos no L2, com o tempo de aterramento.

CAPÍTULO 5 - CONCLUSÕES

5.1 Considerações iniciais

Neste capítulo são apresentadas as respostas às questões levantadas no início de pesquisa em relação aos principais parâmetros monitorados, as conclusões finais e algumas sugestões para manutenção desta e realização de novas pesquisas. Vale lembrar que as conclusões apresentadas, em princípio, são restritas, tão somente, a esse estudo de caso particularizado e ao período de monitoramento considerado neste trabalho. Portanto, as extrapolações para outras situações devem ser feitas com bastante cautela, considerando-se as singularidades e limitações dos experimentos projetados para este trabalho.

5.2 Análise das questões levantadas no início da pesquisa

1. ***O teor de umidade dos resíduos, a evolução da produção de lixiviado e as concentrações de CH_4 e CO_2 são influenciados pelas condições climáticas e pela composição dos resíduos?***

   Resposta:

   Em relação ao teor de umidade, os resultados apresentados na Figura 4.28 indicam que esse parâmetro foi bastante influenciado pelas condições climáticas. Nos primeiros 320 dias de monitoramento, em que cada lisímetro esteve submetido a uma condição climática diferenciada, as umidades médias medidas no L1, em todos os casos, considerando-se intervalos de tempo aproximados, foram inferiores aos valores medidos no L2. Todas as umidades médias, no L2, foram superiores a 50 %, enquanto, no L1, no referido período, na maioria dos casos, elas foram bem menores, tendo o valor mínimo chegado a ser inferior a 30 %.

   A Figura 4.71 comprova que a geração de lixiviado ocorreu de modo bastante diferenciado nos dois experimentos, sendo influenciado pelas condições climáticas (Figuras 4.72 e 4.73). No L1, o início da produção de lixiviado, suficiente para a coleta no dreno de líquidos, só ocorreu após vários meses de aterramento dos resíduos, enquanto no L2 ocorreu logo no primeiro mês. No L1, em 256, dias foi gerado um volume de apenas 15 litros, período em que foi medido um total de 421 mm de chuva e um déficit hídrico de 800

mm. No L2, em 236 dias de operação, foram medidos 768 litros de lixiviado para um total de 755 mm de chuva e um déficit hídrico em torno de 100 mm.

Em relação à geração de gás, através da Figura 4.68, é possível comprovar que a evolução das concentrações de CH_4 e CO_2, até o estabelecimento pleno da fase metanogênica, também ocorreu de modo bastante diferenciado. Considerando-se apenas o percentual de metano, observa-se que, no L1, houve um retardo na geração desse gás de aproximadamente 172 dias para atingir um percentual de 3%, de 242 dias para um percentual de 20% e em torno de 100 dias, para atingir o ponto que marca o equilíbrio entre as concentrações de CH_4 e CO_2. Esse ponto, a partir do qual o percentual de metano passa a ser superior ao de CO_2, caracteriza bem a fase metanogênica. Portanto os resultados comprovam que no L2 a fase metanogênica se estabeleceu com, pelo menos, 100 dias de antecedência, indicando que, para esse lisímetro, as condições climáticas e a composição dos resíduos foram mais favoráveis.

2. ***A composição dos resíduos e as condições climáticas atuantes contribuem para o aumento ou para a redução dos recalques superficiais?***

Resposta:

Os resultados apresentados nas Figuras 4.34, 4.35 e 4.36a comprovam que as velocidades médias de recalques, as deformações específicas e os recalques totais foram consistentemente maiores no Lisímetro 2. Considerando-se os recalques medidos pelas placas superficiais entre 28 e 320 dias (Figura 4.34), em média, a velocidade no L2 foi de 1,0 mm/dia contra 0,6 mm/dia no L1. Para os primeiros 322 dias de monitoramento, as deformações específicas e os recalques totais foram de 19,8 % e 523 mm no L2 e de apenas 9,2 % e 230 mm no L1, ou seja, menos da metade.

3. ***O processo de biodegradação anaeróbia dos resíduos aterrados em lisímetros, semelhante ao observado em aterros, ocorre de maneira espontânea sem a necessidade de inocular culturas de microrganismos?***

Resposta:

A presença e o estabelecimento da microbiota hidrolítica-fermentativa, comprovada através dos resultados apresentados nas Figuras 4.47, 4.52 e 4.56,

e o estabelecimento e a atividade das metanogênicas, denotados pela medida das concentrações de CH_4 (Figura 4.68), indicam que a evolução do processo ocorreu de maneira espontânea.

4. ***A evolução do crescimento dos microrganismos hidrolíticos - fermentaivos pode ser influenciada pelas condições climáticas e/ou composição dos resíduos?***

Resposta:

Em relação à evolução do crescimento dos grupos microbianos celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos, é possível concluir, através das Figuras 4.49, 4.53 e 4.57, que os microrganismos hidrolíticos-fermentativos anaeróbios apresentaram maiores concentrações no Lisímetro 2, indicando que o crescimento desses microrganismos pode ser influenciado pelas condições climáticas e/ou composição dos resíduos.

5. ***O solo utilizado na cobertura das células experimentais tem as suas características de impermeabilidade alteradas em função das condições climáticas atuantes?***

Resposta:

A observação das Figuras 4.18 e 4.19 permitiram constatar que, até os 200 dias de monitoramento, os teores de umidade da camada de cobertura no L1 foram bem menores do que os observados no L2, na maioria das análises. No período considerado, o L1 esteve submetido a menores índices de precipitação e maiores taxas de evaporação, que pode ser comprovado pela Figura 4.72. Considerando-se as variações dos teores de umidade experimentadas pelas camadas de cobertura, é possível constatar que há uma variação considerável na permeabilidade ao ar (Figuras 4.7 e 4.8), na contração (Figuras 4.4 e 4.5) e na sucção matricial (Figura 4.10) da camada de cobertura, que também contribuem para alterações na condutividade do solo ao ar e à água.

6. ***A composição dos resíduos, especialmente no que diz respeito ao percentual de matéria orgânica biodegradável e às condições climáticas dominantes no período de monitoramento, influenciam de forma marcante, na evolução do processo de degradação anaeróbia dos RSU?***

Resposta:

De acordo com a análise das questões supracitadas, pode-se concluir que, em função da composição dos resíduos e das condições climáticas diferenciadas a que foram submetidas as duas células experimentais, nos primeiros 322 dias de monitoramento: no Lisímetro 2, os recalques, a umidade dos resíduos e da camada de cobertura, a geração de lixiviado e a concentração de microrganismos hidrolíticos-fermentativos foram consideravelmente maiores. Por outro lado, o início da geração de metano e o pleno estabelecimento da fase metanogênica no Lisímetro 2 ocorreram num intervalo de tempo bem menor. Considerando-se que esses aspectos são fundamentais para o estabelecimento e evolução do processo de degradação, sugere-se que a Questão 6 seja respondida de modo afirmativo.

5.3 Análise conclusiva dos principais resultados

Neste item, são sumarizadas algumas das conclusões referentes aos principais resultados, apresentados e discutidos no Capítulo 4, em relação aos seguintes tópicos: i) umidade, temperatura e caracterização dos resíduos; ii) recalques; iii) microbiologia; iv) concentração de gases; v) geração e caracterização do lixiviado.

5.3.1 Umidade, temperatura e caracterização dos resíduos

- As condições climáticas influenciaram, de maneira bastante significativa, a umidade dos resíduos. No L1, verificou-se uma redução considerável do teor de umidade que, certamente, deve ter comprometido a evolução do processo de degradação, retardando o estabelecimento da fase metanogênica;
- A temperatura dos resíduos no L2 permaneceu mais estável, e os valores medidos foram relativamente maiores do que a temperatura média do ambiente, que parece ter exercido uma menor influência na temperatura interna do L2;
- As variações do teor de umidade das camadas de cobertura dos aterros simulados provocaram alterações volumétricas significativas, ocasionando fissuras no solo e danos ao sistema de drenagem superficial e, certamente, o aumento da infiltração de água de chuva e da emissão de gases para a atmosfera;

- A caracterização gravimétrica dos resíduos revelou teores de plásticos consideravelmente elevados, que refletem o crescimento do consumo de resinas termoplásticas no Brasil, indicando, possivelmente, uma tendência para a Região Metropolitana do Recife;

5.3.2 Recalques

- As duas metodologias utilizadas para medição de recalques, placa de recalque e disco magnético, apresentaram resultados muito próximos, sendo que os discos magnéticos podem ser utilizados com vantagens, devido à maior facilidade de medição e ao custo relativamente menor;
- As curvas de recalques apresentaram, nos dois experimentos, formatos semelhantes às curvas típicas sugeridas para aterros de RSU, sendo que no L2, considerando o mesmo período de aterramento, as deformações específicas foram bem maiores do que no L1;
- De um modo geral, o parâmetros das curvas de recalques, obtidos através do ajuste dos dados experimentais aos modelos analisados, foram compatíveis com aqueles observados para aterros de RSU;
- Dentre os modelos convencionais analisados, o modelo de Bjarngard & Edgers (1990) foi o que se ajustou melhor aos dados experimentais e, em alguns casos, apresentou melhores correlações do que os modelos biológicos analisados. Entretanto, do ponto de vista prático, ou seja, no que diz respeito à estimativa de recalques, esse modelo torna-se limitado pela dificuldade de estabelecer o tempo de início de cada uma das fases consideradas no modelo;
- Os modelos biológicos analisados (Meruelo - Arias, 1994; Gandolla *et al,* 1992; Edgers & Noble, 1992) se ajustaram bem melhor aos dados do Lisímetro 2, em que os recalques parecem ter sido mais rapidamente influenciados pelos efeitos da biodegradação. Dentre eles, as medidas de correlação indicaram que o melhor ajuste foi obtido para o modelo Meruelo;
- Em relação ao Lisímetro 1, verifica-se que as curvas de ajustes, obtidas a partir dos modelos biológicos, em alguns trechos, distanciam-se, progressivamente, da curva obtida experimentalmente. Isso ocorreu, certamente, porque a referida curva apresenta dois trechos com inclinações bem diferentes. Portanto seria necessário, por exemplo, em relação ao modelo Meruelo, a utilização de dois coeficientes de hidrólise (k_h), para descrever melhor o comportamento da curva de recalques;

- Não foi possível, ao longo do tempo, observar uma relação entre as "curvas" de crescimento de microrganismos anaeróbios totais, celulolíticos, amilolíticos ou de proteolíticos na massa de resíduos, com a evolução dos recalques. O que, aliás, teoricamente, já era esperado em virtude do comportamento da curvas de crescimento microbiano em substrato limitado (Figura 4.48) e da curva típica de recalques (Figura 4.36b). No caso de não haver mais aporte de resíduos em uma célula de aterro, como nos lisímetros, a tendência é que haja um crescimento inicial dos microrganismos, até atingir a fase estacionária. Durante essa fase, a quantidade de microrganismos tenderia a permanecer estável, enquanto os recalques aumentariam progressivamente, até a estabilização da matéria orgânica. Assim, é provável que haja uma correlação entre os recalques e o consumo acumulado de substrato em termos, por exemplo, de sólidos voláteis consumidos ou de produtos intermediários ou finais gerados no processo de degradação como, por exemplo, o volume de metano produzido. Alias, nesse sentido, a Figura 4.36a sugere que o início da maior inclinação na curva de recalques coincide com o início de medição das máximas concentrações de CH_4.

5.3.3 Microbiologia

- Considerando-se a metodologia utilizada neste trabalho para a quantificação de microrganismos, verifica-se que não é possível estimar as concentrações de celulolíticos, amilolíticos, proteolíticos na massa de resíduos sólidos, com base nas análises das amostras de lixiviado, o que pode ser confirmado pelas Figuras 4.51, 4.55 e 4.59. A variabilidade das concentrações nos dois meios (sólidos e líquidos) é muito grande e os valores medidos ao longo do tempo, não apresentam correlação linear significativa. O mesmo pode ser concluído em relação à espécie *P. aeruginosa* e aos demais grupos microbianos analisados. A única exceção refere-se às concentrações de coliformes totais medidas no Lisímetro 1, em que se verifica uma correlação linear significativa entre os valores determinados no lixo e no lixiviado.
- O ambiente formado pela massa de resíduos em decomposição, nas duas células experimentais, foi propício ao crescimento dos microrganismos hidrolíticos-fermentativos e anaeróbios totais e restringiu o crescimento dos microrganismos indicadores de poluição (Coliformes, *P. aeruginosa* e fungos), cujas concentrações na massa de resíduos permaneceram inferiores ou, no máximo, da mesma ordem de grandeza dos valores medidos inicialmente;

- A contagem de microrganismos hidrolíticos-fermentativos na massa de resíduos e no lixiviado revelou, nas duas células experimentais, a seguinte relação: proteolíticos > amilolíticos > celulolíticos;
- Houve uma certa predominância de microrganismos hidrolíticos-fermentativos aeróbios na porção superior dos lisímetros e de anaeróbios, na parte inferior, sendo que, em geral, há um certo equilíbrio entre aeróbios e anaeróbios. No L1, cerca de 52 % das amostras apresentaram maiores concentrações de anaeróbios, e, no L2, em cerca de 55 % da análises foram detectadas maiores concentrações de aeróbios;
- Embora, em culturas mistas, seja difícil distinguir as fases de crescimento microbiano (lag, exponencial, estacionária), de um modo geral, apesar das oscilações nos valores, o crescimento dos micorganismos hidrolíticos-fermentativos e de anaeróbios totais apresentou, em alguns casos, um comportamento semelhante à curva típica de crescimento microbiano.
- As concentrações dos diversos grupos microbianos analisados, em muitos casos e sem razão aparente, apresentam variações expressivas, dificultando o estabelecimento de uma relação de causa e efeito para essas oscilações ao longo do tempo, provavelmente devido à influência de fatores intermitentes não mensurados;
- A simples quantificação de microrganismos hidrolíticos-fermentativos, heterotróficos aeróbios e anaeróbios totais expressa em NMP ou UFC, embora contribua para o estabelecimento de padrões ou faixas de variação em aterros, não esclarece muito acerca da evolução do processo e estabelecimento das fases de degradação. Nesse aspecto, é mais importante concentrar esforços no sentido de quantificar os produtos metabólicos intermediários e finais do processo. As maiores dificuldades da interpretação de valores da densidade microbiana, certamente, reside no fato de que muitas espécies tem a capacidade formar esporos que podem sobreviver por muito tempo, em condições adversas e, também, na limitação dos meios de cultura empregados.

5.3.4 Monitoramento qualitativo do biogás

- De um modo geral, a concentração dos gases medidos nos lisímetros ficaram dentro dos valores esperados para aterros de RSU. Entretanto, observaram-se alguns picos de concentrações de H_2S que atingiram valores de 238 ppm (dreno de gás do L2), 448 ppm (dreno de gás do L1) e superior a 500 ppm (piezômetro do L1) indicando, portanto, a possibilidade de acidentes graves ou, até, fatais devido à inalação desse gás;

- A evolução das concentrações de CH_4 e CO_2, até atingir o ponto em que as concentrações de metano ultrapassam as de monóxido de carbono, ocorreu de modo bastante distinto, em cada lisímetro. Por outro lado, comparando-se com os modelos conceituais encontrados na literatura, que estabelecem uma relação entre as concentrações desses gases com as etapas de degradação, pode-se dizer que, em termos gerais, nos dois lisímetros, os valores foram compatíveis com o esperado para aterros de RSU. Os dados do L1 foram compatíveis com o modelo indicado na Figura 2.15, e os dados do L2, com o da Figura 2.14. Entretanto, no L2, ao contrário do observado na literatura, as concentrações de metano na fase ácida atingiram valores consideravelmente elevados;
- No Lisímetro 2, pode ser observado que há uma influência significativa do pH e do Eh na evolução do percentual de metano. Tomando-se como base o aspecto qualitativo da composição do biogás, os resultados sugerem que os valores ótimos de pH e Eh para a metanogênese foram em torno de 7,5 e -350 mV, para o L1 e de 7,5 e –370 mV, para o lixiviado do L2;
- O crescimento de microrganismos hidrolíticos-fermentativos independe da produção de metano, como pode ser observado através dos dados do Lisímetro 1, em que, nos primeiros 4 meses, foram medidas elevadas concentrações de celulolíticos, amilolíticos e proteolíticos, ao passo que, no mesmo período, não foi detectada a presença de CH_4;
- Algumas das medidas de concentrações de gases sugerem que um aumento ou diminuição do metano implica, respectivamente, na diminuição e aumento de sulfídrico, o que confirmaria a competição das Bactérias Redutoras de Sulfato com as metanogênicas pelo acetato e H_2.

5.3.5 Monitoramento de lixiviado

- Os resultados sugerem uma forte influência das condições climáticas, especialmente em relação ao regime de chuvas e evaporação, na geração de lixiviado. No L1, nos primeiros 214 dias, marcados por alturas de chuva relativamente baixas e forte evaporação, não houve geração de lixiviado em quantidade suficiente para a coleta no sistema de drenagem. Enquanto no L2, que começou a ser operado num período caracterizado por chuvas regulares, evaporação relativamente baixa e excedente hídrico, nos primeiros 44 dias, já havia sido coletado um volume de 284 L de lixiviado;

- No período em que os dois lisímetros estiveram submetidos às mesmas condições climáticas, os volumes de lixiviado foram aproximados;
- As concentrações de DBO, DQO e de sólidos voláteis, medidas no lixiviado, indicaram uma redução considerável da carga orgânica desse efluente em função do tempo de aterramento dos resíduos;
- As concentrações de amônia e de nitrato mantiveram-se bastante elevadas, apesar da redução da carga orgânica, indicada pelas concentrações de DBO, DQO e de sólidos voláteis, nos dois lisímetros;
- Os resultados das análises químicas nas amostras de lixiviado revelaram que, de um modo geral, a evolução das concentrações de DQO, ácido acético, sólidos voláteis, sólidos dissolvidos e sulfatos apresentaram comportamentos semelhantes nas duas células experimentais, embora os valores medidos tenham sido relativamente maiores no Lisímetro 2;
- De um modo genérico, as concentrações dos metais pesados analisados nos dois experimentos podem ser consideradas muito baixas e, na maioria dos casos, os valores atendem os padrões de lançamento de efluente em corpos d'água, conforme CONAMA (2005), acreditando-se, portanto, que os teores medidos não tenham influenciado negativamente na evolução do processo de biodegradação;
- As concentrações dos metais pesados apresentaram comportamentos semelhantes nos dois lisímetros, embora tenham sido relativamente maiores no L2, devido, possivelmente, a maior concentração de metais nos resíduos e, também, aos menores valores de pH observados nesse lisímetro;
- Os valores de Ca e Mg, inicialmente muito elevados, podem ter sido influenciado pelo material utilizado no revestimento interno das paredes dos lisímetros;
- Praticamente todos os valores de pH ficaram compreendidos entre 5,5 e 8,0, portanto genericamente, a faixa de variação do pH nos dois lisímetros favoreceu a atividade microbiana.
- Nas fases iniciais o pH no L1 foi relativamente maior (considerando-se as medidas no meio sólido) do que no L2, mas, apesar das condições distintas de cada um dos experimentos, na fase metanogênica, os valores medidos no lixiviado foram muito próximos, variando numa faixa de 6,8 a 7,6, que é praticamente o intervalo considerado ótimo para a digestão anaeróbia;

- Uma análise geral dos valores de Eh (considerando-se os resultados das amostras de lixiviado e de sólidos, no caso do L1) mostra que no L2 estabeleceram-se condições fortemente redutoras logo no início do processo de degradação, enquanto, no L1, isso só ocorreu alguns meses depois. Mas, na fase metanogênica, os valores medidos no lixiviado dos dois lisímetros foram muito próximos e permaneceram, quase sempre, com valores inferiores a – 300 mV, que são adequados à produção de metano.

5.4 Conclusões finais

1 As condições climáticas diferenciadas a que foram submetidos os lisímetros e a composição dos resíduos, especialmente no que diz respeito à fração orgânica biodegradável, influíram para o estabelecimento e a evolução do processo de biodegradação. Esses aspectos particulares foram mais favoráveis ao Lisímetro 2, abreviando o tempo necessário para o estabelecimento da fase metanogênica. A partir do estabelecimento dessa fase e no período em que os dois experimentos estiveram submetidos às mesmas condições ambientais, o comportamento da grande maioria dos parâmetros medidos foi muito semelhante;

2 Os resultados revelaram que o clima e a composição dos resíduos influenciaram de forma mais decisiva, na evolução das concentrações de gases (CH_4 e CO_2), nas concentrações de microrganismos (hidrolíticos-fermentativos e anaeróbios totais), na magnitude dos recalques, na geração de lixiviado e na umidade dos resíduos e da camada de cobertura;

3 Os resultados obtidos nos dois experimentos podem se considerados compatíveis com o esperado, teoricamente, para células de aterros de RSU e com a faixa de valores reportados na literatura. Portanto, conclui-se que os lisímetros conseguiram simular, de modo aproximado, o que ocorre em uma célula de aterro em escala real, especialmente nas camadas mais superficiais adjacentes à camada de cobertura. No geral, além da temperatura, parâmetro fundamental em sistemas de tratamentos biológicos, que foi relativamente mais baixa nos lisímetros em comparação com os aterros, vale ressaltar, que, no caso de células de aterro em fase de operação, diferentemente dos lisímetros, há o aporte diário de lixo novo e os valores máximos e mínimos de muitos parâmetros podem ser alterados em função dessa dinâmica. Assim, nos aterros, as variações de muitos dos parâmetros medidos em função do tempo, devem ocorrer de forma mais gradativa.

5.5 Sugestões para novas pesquisas

1 Continuar o monitoramento dos aterros simulados até o final do processo de digestão anaeróbia, denotado pela medição de concentrações nulas ou mínimas de metano;

2 Fazer uma "exumação" dos resíduos remanescentes do processo de degradação e avaliar qualitativa e quantitativamente as frações recalcitrantes;

3 Estudar a inoculação de espécies microbianas que possam degradar as frações recalcitrantes;

4 Utilizar as células experimentais para analisar o processo de degradação de resíduos com outras composições, incluindo RSU e resíduos industriais;

5 Analisar a influência do aterramento de resíduos de forma gradativa, simulando a dinâmica de operação de uma célula de aterro em escala real;

6 Adaptar um sistema eficiente para a medição do volume do biogás e medir, também, as concentrações de hidrogênio;

7 Adaptar, nas células experimentais, um sistema de isolamento térmico eficiente para reduzir, ao mínimo, a influência do meio na temperatura interna do lisímetro;

8 Adaptar um sistema para controle e manutenção da temperatura interna dos lisímetros, dentro da faixa termofílica;

9 Estudar o efeito da extração forçada de biogás na evolução do processo de biodegradação;

10 Estudar a evolução de outros grupos microbianos como acetogênicas, redutoras de sulfato e metanogênicas, tendo como objetivo isolar espécies microbianas mais ativas e que melhor se adaptem ao ambiente do aterro para cultivo em laboratório e inoculação em células experimentais;

11 Estudar, de forma comparativa, a evolução do processo de degradação em aterros simulados com uma célula de aterro iniciada no mesmo período de tempo;

12 Estudar, em escala de laboratório, a influência de processos físicos como a perda de massa por lixiviação e a degradação físico-química na magnitude dos recalques, através da inibição do crescimento microbiano;

13 Fazer adaptações nos lisímetros, de modo que se possam estabelecer melhores condições de contorno para obtenção de resultados mais adequados à simulação numérica.

REFERÊNCIAS

AGUILAR-JUAREZ, O. **Analyse et modélissation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un center d'enfouissement technique.** Toulouse, 2000. Thesis (PhD)

AIT - ASIAN INSTITUTE OF TECHNOLOGY. Environmental engineering and management. **Sustainable solid waste landfill management in Asian**. 2004. Disponível em:< http://www.serd.ait.ac.th/sida.SWM/slideshow.htm.> Acesso em: mar 2006.

_____. Sustentable solid waster landfill management in asia. **Construction of Landfill Lysimeter at AIT Environmental Research Station**. Disponível em : < http://www .swlf.ait.ac.th/Slide%20Show/constru.pdf > Acesso em: 2006

_____. **Comparative study on municipal solid waste management in Asia :**. Environmental Engineering and Management & School of Environment, Resources and Development. Thailand: ARRPET, 2004. Disponível em: <http:/ / www.arrpet.ait.ac.th/swlf/index.htm.>

ALBAIGES, J.**;** CASADO, F; VENTURA, F. Organic indicators of groundwater pollution by a sanitary landfill. **Water Res.** v.20, n. 9, p. 1153, 1986.

ALBANNA, M.; FERNANDES, L; WARITH, M. Methane oxidation in landfill cover soi: the combined effects of moisture content, nutrient addition, and cover thickness. **J. Environ. Eng. Sci**., v. 6, n. 2, p. 191-200, mar, 2007

ALCÂNTARA, P. B. **Recalques em aterros de resíduos sólidos**.Recife : UFPE, 2004. 31p. Trabalho apresentado como parte dos requisitos necessários para conclusão da disciplina Geotecnia Ambiental. Depto. Engenharia Civil/ UFPE

ALCÂNTARA, P.B; MONTEIRO, V.E.D.; .ALVES, M.C. .BRITO, A.R.; JUCÁ, J.F.T. Construction and monitoring of an experimental reduced scale cell for msw in Muribeca – Brazil. INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND AND LANDFILL SYMPOSIUM, 20, 2005, Italy. **Proceedings of the Tenth International Waste Management and Landfill Symposium Sardinia**. Italy, 2005.

ALCITURRI, J. M. S. Comportamento geotécnico de vertederos de resíduos sólidos urbanos. In: SEMINÁRIOS SOBRE ASPECTOS GEOTÉCNICOS DO PROJETO E CONSTRUÇÃO DE ATERROS DE RESÍDUOS, 2000. Lisboa: Sociedade Portuguesa de Geotecnia, 2000.

ALJARALLAH, R. **Denitrification in a landfill bioreactor with the use of methane as a source of carbon and/or electron donor for denitrification.** 1997. Thesis (doctor of philosophy) – The Faculty of Graduate Studies – Department of Civil Engineering

AL-YAQOUT ,A. F.; HAMODA, M. F. Movement of unlined landfill under preloading surcharge. **Waste Management.** v. 27, n.3, p. 448-458, 2007.

ANDREOLI, C. V.; FERNANDES, F.; DOMASZAK, S. C. Proposta preliminar de regulamentação para a reciclagem agrícola do lodo de esgoto no Paraná. **R. SANARE**. Jan./jul. 1997.

ANDREOTTOLA, G.; CANNAS, P. Chemical and biological characteristics of land-fill leachate. In: CHRISTENSEN T.H., COSSU R., STEGMANN R. (eds.) **Landfilling of waste.** Leachate : Chapman & Hall, 1992.

ANRIHIRO, T.; YASHI, S.T.; HIRAISHI, AKIRA. Activity and phylogenetic composition of proteolytic bacteria in mesophilic fed-batch garbage composters. **Microbes Environ.** v.19, n.4, p.292-300, 2004.

ANTONIUTTI NETTO, L.; VAL, E. C.; ABREU, R. C. Desempenho de piezômetros vector em aterros sanitários. In: SIMPÓSIO SOBRE BARRAGENS DE REJEITOS E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS, 3, 1995. **III Simpósio sobre Barragens de Rejeitos e Disposição de Resíduos** : REGEO'95. Ouro Preto, MG, 1995. v.2I, p.593-601.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Compendium of methods for the microbiological examination of foods.** 4th ed. Washington, 2001.676 p.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20 ed. Washington, 1998. 1220 p.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION**. Compendium of methods for the microbiological examination of foods.** 3 ed. Washington, 1996. 873 p.

ARIAS, A. **Modelo de asentamiento de vertidros controlados de resíduos sólidos urbanos.** 1994 Tesiner (Magister em Ingenieria Sanitária y ambiental) Departamento de Ciências y técnicas Del Água y médio Ambiente, Universidad de Cantabria.

ASANO, T. **Wastewater reclamation, recycling, and reuse**: water quality management. Lancaster, Pennsylvania : Library Takashi Asano; Technomic Publishing, 1998.v.10, p. 40.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 5734**: Peneiras para ensaio com telas de tecido metálico. Rio de Janeiro, 1988. .

_____.**NBR 6457**: amostras de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 1986a. 9 p.

_____.**NBR 6459**: solos: determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 1984a. 6 p.

_____.**NBR 6484**: execução de sondagens de simples reconhecimento dos solos. Rio de Janeiro, 1980. 11 p.

_____**.NBR 6508**: Solo: determinação da massa específica. Rio de Janeiro, 1984b.

_____.**NBR 7180:** solos: determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984d. 3 p.

_____.**NBR 7181:** solo: análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984c. 13 p.

_____.**NBR 7182**: solo: ensaio de compactação. Rio de Janeiro, 1986b. 10 p.

_____.**NBR 7183**: determinação do limite e relação de contração de solos. Rio de Janeiro, 1982. 3 p.

_____**.NBR 10004**: classificação de resíduos sólidos: procedimento. Rio de Janeiro, 2004a.

_____**.NBR 10007**: Amostragem de resíduos. Rio de Janeiro, 2004b. 14 p.

_____.**NBR 11259**: coliformes totais e termolerantes: determinação do número mais provável pela técnica dos tubos múltiplos. Rio de Janeiro: ABNT, 1989.

ASTM 5298-92 : Standard test method for measurement of soil potential. (suction) using filter paper, 1992. v.15, n.9, p.264-268

_____ **D2216-05** : Standard test methods for laboratory determination of water (moisture) content of soil and rock by mass. West Conshohocken, PA : ASTM International, 2005.

_____. **D 2487-85** : Test methods for classification of soils for engineering purposes. USA: USCS, 1987.

_____. **D 5084-03** : Standard test methods for measurement of hydraulic conductivity of saturated porous materials using a flexible wall permeameter. West Conshohocken, PA : ASTM, 2003a.

_____.**D 5231-92:** International standard test method for determination of the composition of unprocessed municipal solid waste : United States, 2003b.

AUGENSTEIN, D.; PACEY, J. Modelling landfill methane generation. In: INTERANTIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 3, 1991, Sardinía, Italia. Proceedings of the… Sardínia, 1991. p. 115-148.

AZEVEDO JR, W. F. **Cristalização de macromoléculas biológicas**. Disponível em:< www.biocristalografia.df.ibilce.unesp.br>. Acesso em: 2004

AZEVEDO, J. A. **Relações físico-hídricas em solo de terraço e de meia encosta de Viçosa, MG**. 1976. 136 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

BARLAZ, M. A. Microbiology of solid waste landfills. In : PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. (eds.) **Microbiology of solid waste**. New York : CRC Press, 1996

BARLAZ, M. A.; ELEAZER W. E.; ODLE, W. S.; QIAN, X.; WANG, Y-S; BARLAZ, M.A.; HAM, R.K.; SCHAEFER D.M. Biodegradative analysis of municipal solid waste in laboratory-scale landfills mass-balance analysis of aerobically decomposed refuse. **J. Env. Eng**. v.115, n. 6, p.1088-1102, 1989.

BARLAZ, M. A.; SCHAEFER, D. M.; HAM, R. K. Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill. **Appl. Environ. Microbiol.** v.55, p. 55-56, 1989a.

_____. Effects of prechilling and sequential washing on enumeration of microorganisms from refuse. **Appl. Environ. Microbiol.** v.55, p. 50-54, 1989b.

_____. 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.

BATSTONE, R.; SMITH, J.; WILSON, D. **The safe disposal of hazardous wastes**: the special needs and problems of developing countries. Washington : World Bank Technical, 1989. v.1,2. n.93.

BATSTONE, D. J. **High rate anaerobic treatment of complex wastewater**. Brisbane, Australia, 2000. Thesis (PhD) -Advanced Wastewater Management Centre - The University of Queensland.

BECK, R. W. **Anaerobic digestion feasibility study for the bluestem solid**. LA : Waste Agency and Iowa Department of Natural Resources, 2004. p. 249

BENATTI, C. T; TAVARES, C.R.G.; DIAS FILHO, B.P.; MOITINHO, M.L.R. Operation of a slow rate anaerobic digester treating municipal secondary sludge. **Electron. J. Biotechnol**. v.5, n.3, dec. 2002.

BENGTSSON, L. ; BENDZ, D.; HOGLAND, W.; ROSQVITZ, H; AKESSON, M.Water balance for landfills of different age. **J. Hydrology**, n. 158, p. 203-217, 1994

BENSON, C.H; BARLAZ, M.A; LANE, D.T; RAWE, J.M. Practice review of five bioreactor/ recirculation landfills. **Waste Management.** v. 27, n. 1, p.13-29, 2007.

BIDONE, F .R .A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos : EESC/USP, 1999.

BITTON, G. **Wastewater microbiology.** New York : John Wiley & sons, 1999. 578 p.

BJARNGARD, A; EDGERS, L., Settlements of municipal solid waste Landfills. In: MADISON WASTE CONFERENCE, 13, 1990, Madison. **Proc. 13th annual Madison Waste Conference.** Madison, 1990. p. 192-205.

BLEIKER, D. E.; McBEAN, E.; FARQUHAR, G. Refuse sampling and permeability testing at the Brock West and Keele Valley Landfill. CONGRESO INTERNATIONAL MADISON WASTE CONFERENCE, 16, 1993. **Actas del.**. Estados Unidos : University of Wisconsin-Madison,, 1993. p. 548 – 567.

BLIGHT, G.E.; FOURIE, A.B.; SHAMROCK, J.; MBANDE, C.; MORRIS, J.W.F. The effect of waste composition on leachate and gas quality: a study in South Africa. **Waste Manag. Res.** v. 17, p. 124–140, 1999.

BOBBIO, F. O. ; BOBBIO, P. A. **Introdução à química dos alimentos**. 3.ed. São Paulo: Varela, 2001. 237p.

BOGNER, J.; MEADOWS, M.;CZEPIEL, P. Fluxes of methane between landfills and atmosphere: natural and engineered controls. **Soil Use and Management.** v.13, p. 268-277, 1997.

BOOKTER, T.J.; HAM, R.K. Stabilization of solid wastes in landfills. **J. Environ. Eng**. ASCE, v.108, n. 6, p.1089-1100, 1982.

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.

BORJESSON, G.; SVENSSON, B.H. Seasonal and diurnal methane emissions from a landfill and their regulation by methane oxidation. **Waste Management and Res.** v.15, p.33-54, 1997.

BOSCOV, M. E. G. ; ABREU, R. C. . Aterros sanitários. Previsão de desempenho x comportamento real.. In: ABMS; NRSP. (Org.). **Previsão de desempenho x comportamento real.** São Paulo: ABMS/NRSP, 2000. p. 7-44.

BROOKS, G.F.; BUTEL, J.S. **Micorobiologia médica:** Jawtz, Melnick & Adelberg. 20.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2000.

BURRELL P. C.; O'SULLIVAN, C.; SONG, H.; CLARKE, W. P.; BLACKALL, L L. Identification, Detection, and Spatial Resolution of Clostridium Populations Responsible for

Cellulose Degradation in a Methanogenic Landfill Leachate Bioreactor. **Appl. Environ. Microbiol.** v.70, p. 2414-2419, 2004.

CAMARA, K. R.; PEREIRA, A..C. Análise de perfis SPT para solos do município de Natal. **Revista HOLOS**, Ano 21, p. 38-53, maio, 2005

CARDOSO, A.J.; LEVINE, A.D; NAYAK, B.S.; HARWOOD, V.J.; RHEA, L.R. Lysimeter comparison of the role of waste characteristics in the formation of mineral deposits in leachate drainage system. **Waste Manage Res.** v. 24, p. 560–572, 2006.

CARSON, L.A; FAVERO, M.S; BOND, W.W; PETERSEN, N.J. Factors affecting comparative resistance of naturally occurring and subcultured pseudomonas aeruginosa to disinfectants. **Appl Microbiol.** v.23, n.5, p. 863–869, may, 1972.

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.

CARVALHO, L. G.; SAMPAIO, S. C.; SILVA, A. M. Determinação da umidade na capacidade de campo "in situ" de um latossolo roxo distrófico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25., 1995, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV/SBCS, 1995. v. 1, p. 32-34.

CARVALHO, M.F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. 1999. Tese (Doutorado em Engenharia) – EESC-USP- São Carlos.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; FERNANDES, F. ; FERREIRA, J. A.; JUCA, J. F. T.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P. ; PESSIN, N. ; SANTOS NETO, P. M. ; ZANTA, V. M.. **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água**: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Petrópolis, RJ: SERMOGRAF, 2006. 494 p.

CASTILHOS JUNIOR, A.B.(coord.). **Residuos sólidos urbanos:** aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Florianópolis : PROSAB; ABES, 2003.

CASTILLO, T.M.; LENGUA, F.M.; ROBLES, A.G.; LÓPEZ, J.O. Proteínas com afinidad a celulosa: uma herramenta em biotecnologia. **Avance y Perspectiva**, v.21, 2002.

CATAPRETA, C.A. A.; SIMÕES, G. F. ; BATISTA, H. P. Avaliação de técnicas de perfuração e amostragem de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários. In: VI CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 6. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOSSINTÉTICOS, 5 , 2007, RECIFE**. Anais do...** Recife : ABMS, 2007. p. 1-6.

CATAPRETA, C.A.A; SIMÕES, G. F. ; BARROS, R.T.V. Aterro experimental para disposição de resíduos sólidos urbanos: caso de Belo Horizonte, MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. **Anais do ...** Rio de Janeiro : ABES, 2005. v. 1

CATELLI, V. V. **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos gerados em um restaurante universitário**. 1996. 0 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo.

CAVALCANTI, P.F.F.; HAANDER, A.; KATO, M. T.; SPERLING, M.; LUDUVICE, M.L.; MONTEGGIA, L.O. Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por lagoas de

polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**.Belo Horizonte : Projeto PROSAB, 2001.

CEPOLLINA, M.; KAIMOTO, L. S. A.;LUDEMANN, S. M. Investigações de condicionantes geotécnicos de maciços sanitários. In: SIMPÓSIO SOBRE BARRAGENS DE REJEITOS E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS, 10, 1994. **X Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia de Fundações**. Foz do Iguaçu, 1994. v.3. p.979-986.

CEREDA, M. P. **Alguns aspectos sobre a fermentação da fécula de mandioca**. 89p. Dissertação (Mestrado em Ciências dos Alimentos) Faculdade de Ciências Médicas e Biológicas. Botucatu, 1973.

CESAR, M. **H2S o gás da morte.** 2004. Disponível em: <http://www.clickmacae. com.br/?sec=47&cod=559&pag=coluna. Acesso em: mar. 2006.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental**. Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. 2.ed.São Paulo : CETESB, 2001.

_____. **Qualidade do ar:** padrões e índices. Disponível em: < http://www.cetesb.sp. gov .br/Ar/ar_indice_padroes.asp.> Acesso em: mar. 2006.

_____. **Resíduos sólidos urbanos e limpeza pública**. São Paulo, SP, 1990.

CHAIN, E. S. K. & DEWALLE, F. B. **Evaluation of Leachate Treatment**, v. 1: Characterization of Leachate. US Environmental Protection Agency, Municipal Environmental Research Laboratory, EPA-600/2-77-186a, 1977.

CHANDLER, R. L.; CRILLY, M. S.; MONTGOMERY-SMITH, G. A lowcost method of assessing clay desiccation for low-rise buildings. In: THE INSTITUTION OF CIVIL ENGINEERING. **Proc. of the Institution of Civil Engineering**, 1992. p. 82-89.

CHEN, CHING-YI; HSU, JIH-TAY The effects of starch and protein degradation rates, hay sources, and feeding frequency on rumen microbial fermentation in a continuous culture system. v. 22,n. 4, p. 159-165, 1998.

CHENOST, M.; KAYOULI, C. Roughage utilization in warm climates. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome FAO Animal Production and Health Paper 135. **FAO.** Rome, v. 135, p.1-226, 1997.

CHIEMCHAISRI, C.; CHIEMCHAISRI, W.; NONTHAPUND, U.; SITTICHOKTAM, S. Acceleration of Solid waste biodegradation in tropical landfill using bioreactor landfill concept. In: ASIAN SYMPOSIUM ON ACADEMIC ACTIVITIES FOR WASTE MANAGEMEN, 5, 2002, Malaysia. **5th Asian Symposium**… Lumpur, Malaysia, 2002.

CHRISTENSEN, T.H.; KJELDSEN, P. Basic biochemical process in landfills. In: CHRISTENSEN, T.H., COSSU, R.; STEGMANN, R (eds.) Sanitary Landfilling: process. technology and environmental impact. London : Academic Press, 1989. p. 29-49.

CHRISTENSEN, T; KJELDSEN, P; BJERG, P; JENSEN, L.; CHRISTENSEN, B; BAUN, A; ALBRECHTSEN, H.J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry**. v. 16, n. 7, p. 659-718, June 2001. Disponível em : <www.elsevier.com>

CHRISTOPHERSEN, M.;LINDEROD,L.; JENSEN, P.E.; KJELDSEN, P. Methane oxidation at low temperatures in soil exposed to landfill gas. **J. Envriron. Quality,** v.29, p. 1989-1994, 2000.

CHUGH, S.; CLARKE, W.; PULLAMMANAPPALLIL, P.; RUDOLPH, V. effect of recirculated leachate volume on msw degradation. **Waste Management and Res.** v. 16, n. 6, p. 564-573, 1998.

CHYNOWETH, D. P.; PULLAMMANAPPALLIL, P. Anaerobic digestion of municipal solid wastes. In : PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. (eds.) **Microbiology of solid waste**. New York : CRC Press, 1996

CODUTO, D.P; HUITRIC, R. M**onitoring landfill movements using precise instruments[m] geotechnics of waste fills-theory and practice**. Philadelphia: ASTM, 1990. p. 358-370

COELHO, H.M.G.; LANGE, L.C.; SIMÕES, G. F. ; FERREIRA, C.F.A; VIANA, D.F. Avaliação do desempenho de camadas de cobertura intermediárias e finais em células experimentais de disposição de resíduos sólidos urbanos. In: : CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2005, Campo Grande. **Anais do ...** Rio de Janeiro : ABES, 2005. v. 1.

COMLURB. **Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares do Município do Rio de Janeiro – 2005**. Disponível em: <http://www2.rio.rj.gov.br/ comlurb/ ma_l cole tado.asp#comp_grav> Acesso em: jun. 2007.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 03 de 28/06/90, estabelece os padrões de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosférico**s , 1990.

_____.**Resolução No 274 de 29 de novembro, 2000**. 5 p.

_____.**Resolução nº 357, de 17 de março de 2005:** dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias /res_ conama _ 357_05.pdf.>

COOPER, R.C.; POTTER, J.L.; LEONG, C. Virus surviral in solid waste leachates. **Water Res.** v.9, p. 733-739, 1975.

CORTÁZAR, A. L. G. **Desarrollo de Moduelo 2**: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos. 2003. 346p. Tesis (Doctoral) Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente - Universidad de Cantabria E.T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Santander.

COSSU, R; ROSSETTI, D. Pilot scale experiences with sustainable landfilling based on the paf conceptual model . In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 9, 2003, Cagliary. **Proceedings Sardinia 2003**,… Cagliari, Italy, 2003.

COUMOULOS, D.; KORYALOS, T: METAZAS, L.; GIOKA, D. Geotechnical investigations at the main landfill of Athens. In: Landfill Symposium, 5,1995, Cagliari. **Proceedings. of Sardinia 95**: 5th International Landfill Symposium. Cagliari, 1995. v.2 , p. 886- 895.

CRUZ, S.A.; ZANIN, M. Caracterização elétrica do HDPE reciclado proveniente de resíduo sólido urbano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE POLÍMEROS, 5., 1999, Águas de Lindóia. SP, 1999. p.1589-1590. Trabalho n.440. CD-ROM

D'ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A. **Lixo municipal**: manual de gerenciamento integrado. 2.ed. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 370 p.

DALY, K.; SHARP, R. J.; MCCARTHY, A. J. Development of oligonucleotide probes and PCR primers for detecting phylogenetic subgroups of sulfate-reducing bacteria. **Microbiology.** v. 146, p. 1693-1705, 2000.

DANIEL, D.E. Soil barriers layers versus geosynthetic barriers in landfill cover Systems. **ASCE Geotechnical Special Publication.** n.53, p.1-18, 1995.

DAVIS, B.D.; DULBECCO, R.; ELISEN, H.N.; GILSBERG, H.. **Microbiology**. 3 ed. New York : Harper and Row, 1980. chap. 7 - the basis of chemoterapy, chap. 12 plasmids, chap. 25 - chemotherapy of bacterial diseases, chap.67 - sterilization and disinfection.

DEMIREKLER, E.; ROWE, R. K.; UNLU, K. odeling leachate production from municipal solid waste landfills.In: CONGRESO SARDINIA, 1999. INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 7, 1999. **Actas del**… Cagliari, Itália : CISA, 1999. p. 17 – 24.

DEFRA - DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD & RURAL AFFAIRS. **Waste composition analysis**: guidance for local authorities. London , 2004.

DNER. **PRO 381/98**: projeto de aterros sobre solos moles para obras viárias. Rio de Janeiro: DNER, 1998. p 1-34

DONNELLY, F. A.; P. V. SCARPINO. **Isolation, characterization and identification of microorganisms from laboratory and full scale landfill**s: EPA Project Summary. Cincinnati, Ohio. : U.S. Environmental Protection Agency, 1983.

DUFOUR, A.P. Escherichia coli: the faecal coliforms. In: Holadley, A.W. ; Dutka, B.J. (eds) **Bacterial indicators :** health hazards associated with water. Philadelphia : ASTM, 1997. ASTM STP 635, p. 48-58.

EDGERS, L.; NOBLE, J.J.; WILLIAMS, E. A biological model for long term settlement in landfills. In: MEDITERRANEAN CONFERENCE ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNOLOGY, Balkema, 1992. **Proceedings of the…**. Rotterdam, 1992. p. 177-184.

EDIL, T.B.; RANGUETTE, V.J.; WUELLNER, W.W. **Settlement of municipal refus**e: Geotechnics of waste fills – theory and practice. West Conshohocken, Pa. : Landva and Knowles; ASTM, 1990. p. 225-239.

EHRIG, H.J. Leachate quality in sanitary land filling. In: CHRISTENSEN, T.H.;COSSU, R.; STEGMEN, R. **Process technology and environment impact**. New York : Academic Press, 1989.

EL-FADEL, M. ; AL-RASHED, H. Settlement in municipal solid waste landfills I. field scale experiments**. J. Solid Waste Tec. Manag.** v. 25, n. 2, p. 89-98, 1998.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. Gas simulation models for Solid Waste Landfills". **Crit. Rev.Environ. Sci. Technol.** v. 27, n.3, p. 237-283, 1997.

_____. Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills. **Environ. Technol.** v 18, p. 669-686, 1997.

EL-FADEL, M.; KHOURY, R. Modeling settlement in MSW landfills: a criticas review. **Crit. Rev. Environ. Sc. Tec.** v.30, n.3, p.327-361, 2000.

EMCON Associates. Controlled Landfill Project. **First, Second,Third, Fourth, and Fifth Annual Report:** Project 343-3.1. San Jose, California, USA, 1986.

ENGECORPS. Corpo de Engenheiros Consultores. **Rel**: estado da arte dos aterros sanitários, 233p. São Paulo, 1996.

ENGELBRECHT, R.S; WEBER, M.J; AMIRHOR, P. FOSTER, D.H; LAROSSA, D. Biological properties of sanitary landfill leachate. In : MALINA, J.F; SAGIK, B.P. (eds) **Virus survival in water and wastewater systems.** Austin : University of Texas at Austin, 1974. p. 201-217.

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

ENVIRONMENT AGENCY. **Guidance on the monitoring of Landfill leachate groundwater and surface water**. Reino Unido, 2001. Disponível em: <www. environment-agency.gov.uk.> Acesso em: mar. 2006.

ESPINACE, R.; PALMA, J.; SZANTÓ, M.; SCHIAPPACASSE, M. C.; CHAMY, R. Asentamientos de un vertedero controlado a escala con recirculación de lixiviados.In: CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA GEOTÉCNICA, 4, 1997. **Proc. IV Congreso Chileno de Ingeniería Geotécnica**. Valparaíso, Chile, 1997.

ERRA - EUROPEAN RECOVERY AND RECYCLING ASSOCIATION. **Waste analysis procedure**. Brussels, 1993.

EVISON, L.M. Comparative studies on the survival of indicator organisms and pathogens infresh and sea water. **Wat. Sci. Technol**. v.20, p. 309-315, 1988.

EWING, G.W. **Instrumental methods of chemical analysis**. 4.ed. New YorK: McGraw-Hill, 1975.

FABIAN, A. J.; OTTONI FILHO, T. B. Determinação de capacidade de campo in situ ou através de equações de regressão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.35, n.5, p.1029-1036. maio 2000

FARQUHAR, G. H.; ROVERS, F. A. Gás production during refuse decomposition. **Water Air Soil Pollut** . v.2, p.483-495, 1973.

FASSETT, J. B; LEONARDO, G. A.; REPETTO, P. C. Geothecinal Properties of Municipal Solid Wastes and Their Use in Landfill Desing. In: WASTE THCHNICAL CONFERENCE, 1994, Charleston. **Proceedings…** Charleston, 1994.

FAVERO, M.S.; CARSONL.A.; BOND, W.W. Pseudomonas aeruginosa: growth in distilled water from hospitals. **Science**, v. 173, p. 836-838, 1971.

FDA - FOOD AND DRUG ADMINISTRATION .**Bacteriological analytical manual**. 6 ed. EUA: Food and Drug Administration, 1984. 614p.

FERREIRA, A. B. H. **Novo dicionário da língua portuguesa** 3. ed. Curitiba : Positivo, 2004.

FERREIRA, L. L**. Estrutura clonal e multi resistência em pseudomonas aeruginosa**. 2005. 99 f. Dissertação (Mestrado em Vigilância Sanitária) - Fundação Oswaldo Cruz.

FLEMING, I.R.; ROWE, R.K.; CULLIMORE, D.R. Field observations of clogging in a landfill leachate collection system. **C. Geotech. J.** v. 36, p. 685–707, 1999.

FONTES, R. **O sentido das reacções de oxirredução e a fosforilação oxidativa.** Disponível em: < http://users.med.up.pt/ruifonte/PDFs> Acesso em: 2005.

FORESTI, E. ; FLORÊNCIO, L. ; HAANDEL, A. V. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J.R. (Org.). **Sistemas anaeróbios para tratamento de esgoto doméstico**. Rio de janeiro: ABES, 1999. v. , p. 29-52.

FRAZIER, W.C.; WESTHOFF, D.C. **Microbiologia de los alimentos**.4. ed. Zaragoza, Espanha: Acribia, 1993. 539p.

FREDLUND, M.D., WILSON, G.W e FREDLUND, D.G. Representation and estimation of the shrinkage curve. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON UNSATURATED SOILS, 3, 2002, Recife. **Proceedings of the Third International Conference on Unsaturated Soils**. Recife, 2002. v.1, p. 145-149.

FREIRE, J. C. Condutividade hidráulica e capacidade de campo de Latossolo Roxo distrófico não saturado. **R. Bras. Ci. do Solo,** Campinas, v. 3, n. 2, p. 73-77, abr./jun. 1979.

FUNASA. FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Orientações técnicas para apresentação de projetos de resíduos sólidos urbanos** . Brasília: Funasa, 2004. 46 p.

FUNGAROLI, A.A.; STEINER, R.L. Laboratory study of the behavior of a sanitary landfill. **J. Water Pollution Control Federation,** v.43, n.2, p. 252-267, 1971.

FUNGOS. Disponível em : <http://www.enq.ufsc.br/labs/probio/disc_eng_bioq/ trabalhos_ pos 2003/const_microorg/fungos.htm> Acesso em: 3 jan. 2006.

GABR, M. A.; VALERO, S.N. Geotechnical properties of municipal solid waste. **Geotechn. Test. J.** v.18, n. 2, p. 241-251, jun.1995.

GALLERT, C. ; BAUER, S.; WINTER J. Effect of ammonia on the anaerobic degradation of protein by a mesophilic and thermophilic biowaste population. **Appl Microbiol Biotechnol ,** v. 50, p. 495-501, 1998.

GANDOLLA, M.; DUGNANI, L.; BRESSI, G; ACAIA, C. The determination of subsidence effects at municipal solid waste disposal sites. In: INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION CONFERENCE, 1992. **Proceedings** …. Madrid, 1992. p. 1-17.

GERBA, C. P. Microbial pathogens in municipal solid waste. In : PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. (eds.) **Microbiology of solid waste**. New York : CRC Press, 1996

GIAJ-LEVRA, L. A. **Estudo de metodologia de contagem para bactérias anaeróbias celulolíticas**. 1991. 140 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos Universidade de São Paulo.

GOMES, C.; LOPES, M. L.; LOPES, M. G. A Study of MSW properties of a Portuguese landfill. INTERNATIONAL WORKSHOP, 2005, Grenoble. **Hydro-Physico-Mechanics of Landfills**. Grenoble : LIRIGM; University France , 2005. p. 4.

GOMES, E. A. T. ; MENDONÇA-HAGLER, L. C. S. Bacterial community structure in two sediments with different organic matter content of a tropical coastal lagoon (Brazil) **Acta Limnol. Bras**. v.16, n.1, p. 11-23, 2004.

GOMES, L.P. **Avaliação da atividade bacteriana anaeróbia celulolítica do chorume originado em sistema de disposição de resíduos sólidos urbnos à céu aberto.** 1995. Tese (Doutorado – hidráulica e saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

GONDIM, L.P.N.S.M. Caracterização física e físico-química dos resíduos sólidos urbanos domesticos e comerciais da cidade de palmas-to. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** João Pessoa: ABES, 2001. p 1-7.

GRANT, W. D.; LONG, P. E. **Microbiologia ambiental**. Zaragoza,Espanha : Acribia, 1989. p 1-222.

GRAY, G.; VASIL, M. Isolation and genetic characterization of toxin-deficient mutants of Pseudomonas aeruginosa. **J. Bacteriol.** v.147, p.275-281, 1981.

GREEN, D.; JAMENJAD, G. Settlement characteristics of domestic waste. In: CONFERENCE ON CONTAMINATED GROUND, 1977. **Proceedings Conference on Contaminated Ground.** Cardiff : BGS,1997. p. 319–324.

GRISÓLIA, M.; NAPOLEONI, X. Geotechnical characterization of municipal solid waste: choice of design parameters. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 2, 1996, Osaka. **Proceedings of the second International Congress on Environmental Geotechnics**. Osaka, 1996. v. 2, p. 641 – 646.

GRISÓLIA, M.; NAPOLEONI, Q.; SIRINI, P.; TANCERDI, G. Geotechnical behavior of sanitary landfill based on laboratory and in situ tests. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SOLID WASTE MANAGEMENT AND SECONDARY MATERIALS, 7, 1991, Torino. **Proceedings of the Seventh International Conference on Solid Waste Management and Secondary Materials**. Italy, 1991. Section 3C

FILIP, Z; SMED-HILDMANN, R . Microbial activity in sanitary Landfills: a possible source of the humic substances. **Water Science and Technology**. v. 20, n. 3, p 55-59, 1988.

GRS. Grupo de Resíduos Sólidos. **Relatórios de monitoramento do aterro de resíduos sólidos de Muribeca referente ao período julho a dezembro de 2005**. Muribeca, 2005.

GRUNDMANN, H; SHNEIDER, C.; HARTUNG, D.; DASCHNER, F. D.; PITT, T. L. Discriminatory power of three DNA-based typing techniques for pseudomonas aeruginosa **J Clin Microbio**, v. 33, p. 528-34,1995

GUERRA, H. O. C. **Física dos Solos.** Campina Grande: UFCG, 2000. 173p.

GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. Conversion processes in anaerobic digestion. **Wat. Sci. Tech.,** v. 15, p. 127-167, 1983.

GUNARATHNE, D.G.M. **Quantifications of landfill gás emissioons.** Galgary, 2002. Thesis (master – Science in Civil Engineering) – University of Galgary – department of civil Engineering.

HANG, X.M.; YANG, H.; CORNE. W. PCR amplification of anaerobic fungal 18S rDNA from landfill sites. **Sheng Wu Gong Cheng Xue Bao.** v.17, n.5, p.515-9, sep, 2001.

HARMSEN, J . Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. Environ. **Sci. Technol.** v. 17, n. 6, p. 699, 1983.

HARTZ, K. E.; KLINK, R. E.; HAM, R.K. Temperature effects: methane generation from landfill samples. **J. Environ. Eng. Div**. v. 108, p. 629-638, 1982.

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.

HASSELRIS, F. **Refuse-derived fuel processing.** Butterworth, Boston: Stoneham, 1984

HAWKSWORTH, D. L. **The fungal dimension of biodiversity:** magnitude, significance, and conservation. **Mycological Res**. v. 95, p. 641-655, 1991.

HAWKSWORTH, D. L.; KIRK, P. M.; SUTTON, B. C.; PEGLER, D. N. **Ainsworth and bisby's dictionary of the fungi**. 8.ed. Wallingford, United Kingdom : CAB International, 1995. 616 p.

HERRMANN, P. S. P. ; ANDRADE, M.G.; COLMAGO, L.A.; SILVEIRA, P.M. Equipamento para medida da taxa de difusão de oxigênio e potencial de oxirredução no solo **Rev. PAB**.,v. 32, n. 7, jul.1997.

HILGER, H. H.; BARLAZ, M. A. Anaerobic decomposition of refuse in landfills and methane oxidation in landfill cover soils. In: HURST, C. J. (ed). **Manual of environmental microbiology**. Washington : ASTM Press, 2002. p. 696-718.

HOBSON, P. N. **The Rumen Microbial Eco-system**. London : Elsevier Applied Science, 1989.

HOSSAIN, S. **Solid of compressibilityand strength of solid waste in bioreactor landfills.** Thesis (Doctor – Philosophy) – North Caroline State University at Raleigh – department of Civil Engineering, 2002.

HOUAISS, A.; VILLAR, M. S. **Dicionário Houaiss da Língua Portuguesa.** Rio de Janeiro: Objetiva, 2001.

HUITRIC, R. **Sanitary Landfill settlement rates**. Berlin : Technical University of Berlin, 1981.

IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB/200**0. Rio de Janeiro: IBGE/DPE, 2002. CD-Rom.

ILMEN, M.; SALOHEIMO, A.; ONNELA, M.-L.; PENTTILA, M.E. Regulation ofcellulase gene expression in the filamentous fungus trichoderma reesei**. Appl.Environ.Microbiol**. v.63, p. 1298-1306, 1997.

IMHOFF, P.T; REINHART, D.R.; ENGLUND, M; GUÉRIN, R.; GAWANDE, N.; HAN, B.; JONNALAGADDA, S.; TOWNSEND, T.G.; YAZDANI, R. Review of state of the art methods for measuring water in landfills. Waste Management. v. 27, n. 6, p. 729-745, 2007.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA**.** 3º Distrito de meteorologia. **Chuva acumulada 24 h.:** Estação Recife (curado). Disponível em:<http://www.inmet.gov.br/html/ observações.php. Acesso em:ju. 2006

ITO, J. A. Técnicas espectroscópicas em biofísica. **Cad. Fís.UEFS**, v. 3 n.1,p. 21-29 , 2004. Disponível em: <http://www2.uefs.br/depfis/caderno/vol3n>

IVANOVA, L.K.; RICHARDS, D.J.; SMALLMAN, D.J. An investigation into the factors affecting secondary settlement of wastes. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 9, 2003, Italy. **Proceedings of the Sardinia** … Cagliari, Italy, 2003. CD-Rom.

JAHNEL, M.C.; MELLONI, R.; CARDOSO, E. J. B. N. Urban solid waste maturity. **Sci. Agric**. , v.56, n.2, p.301-304, 1999.

JAMBECK, J. R.; TOWNSEND, T.; SOLO-GABRIELE, H. **Leachate Quality from Simulated Landfills Containing CCA-Treated Wood. In:** TREATED WOOD CONFERENCE, 2004. Orlando, FL : Environmental Impacts of Preservative, 2004.

JESSEBERGER, H.L. **Geotechnical aspects of landfill design and construction**. Proc. Institution Civil Engineers, Geotechnical Engineering, 1994. v.107, p. 99-113.

JOKELA, J.P.Y.; RINTALA, J.A. Anaerobic solublization of nitrogen from municipal solid waste. **Rev. Environ. S. Biotechnol.** v.2, p.67-77, 2003.

JONES, H.A. NEDWELL, D.B. Methane emission and methane oxidation in landfill cover soil. **FEMS Microbiology Ecology**, v.102, p. 185-195, 1993.

JONES, K. L.; GRAINGER J. M. The application of enzyme activity measurements to a study of factors affecting protein, starch and cellulose fermentation in domestic refuse. **Appl. Biochem. Biotechnol.** v.18, n.3, p. 181-185,may, 1983. Disponível em: < http://dx. doi .org/10.1007/BF00498042>

JONES, K.L.; REES, J.F.; GRAINGER, J.M. Methane generation and microbial activity in a domestic refuse landfill site. **Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechn.,** v.18, n.4, p. 242-245, 1983.

JUCÁ, J.F.T. Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 5, 2003, Porto alegre. 2003. **Anais do ..**. Porto Alegre, RS, 2003.

JUCÁ, J.F.T. **Comportamiento de los suelos parcialmente saturados bajo succion controlada**. Espanha, 1990. Tese (Doutorado) - Universidad Politécnica de Madrid.

JUCÁ, J.F.T. **Comunicação pessoal.** Recife: UFPE, Depto. Engenharia Civil, 2007.

JUCÁ, J.F.T.; MARIANO, M.O.H.; ALVES, M.C.M.; MACIEL, F.J.; MILINS, E.A. Feasibility of gas recovery from the Muribeca landfill Brazil. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 20, 2005. **Prooceedings of the tenth international Waste Management and Landfill Symposium.** Italy, 2005.

JUCÁ, J.F.T.; MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M.C. Monitoreo ambiental de la recuperacón Del Vertedero de residuos sólidos de Muribeca, Brasil – 1a parte. **Residuos** : Revista Técnica Mdio Ambiente**.** Espanha : Alegrus. Ano 12, n.64, ene/feb, p. 100-106, 2002.

JUCÁ, J.F.T; MARIANO, M.O.H.; MELO V.L.A. Recalques e Decomposição da Matéria orgânica em aterros de resíduos sólidos da região metropolitana de Recife,In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAl, 20, 1999, Rio de Janeiro. **20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Rio de Janeiro, 1999.

JUCÁ, J.F.T; BASTOS, E.G.; MELO, V.L.A. Monitoramento ambiental do aterro de resíduos sólidos da Muribeca, PE**.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTA, 19, 1997. **19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Foz de Iguaçu, 1997. v.3, p.37

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**. 289 p. Tese (doutorado) Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília. Brasília, 2000.

JUSTINO DA SILVA, J. M. **Variação volumétrica de uma argila contráctil-expansiva não saturada submetida a diferentes condições climáticas.** 2001. Tese (Doutorado - Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo.

KAIMOTO, L. S. Experiência na implantação do aproveitamento energético do biogás do Aterro Bandeirantes – SP . In: SEMINÁRIO AVALIAÇÃO DO POTENCIAL ENERGÉTICO DO BIOGÁS PROVENIENTE DE ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS, Recife, 2005. Grupo de Resíduos Sólidos – GRS da UFPE.

KAMRA, D. N. Rumen microbial ecosystem. **Current Science**, v. 89, n. 1, jul. 2005.

KAUFMANN, W. Influence of the composition of the ration and the feeding frequency on pH-regulation in the rúmen and feed intake in ruminants. **Livestock Production Science**. v.3, p. 103-114, 1976.

KAVAZANJIAN, E.; MATASOVIC, N; BONAPARTE, R; SCHMERTMAM, F.R. Evaluation of MSW Properities for Seismic Analysis: Geoenvironmental 2000. **ASCE Geot. Spec. Pub.** New Orleans, v.2, n.46, p. 1126-1142, 1995.

KAYHANIAN, M.; HARDY, S. The impact of four design parameters on the performance a high-solids anaerobic digestion of municipal solid waste for fuel gas production**. Envir. Tech.**, v.15, p.557-567,1994.

KELLY, R. J. **Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability.** 2002. Thesis (Environmental Science and Engineering). Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University.

KEYERA ENERGY. **Material safety data sheet hidrogen sulphide**. 2004. Disponível em: < www.keyera.com/titanweb/keyera/keyera.nsf/AllDoc> Acesso em: fev 2006.

KHAMPA ,S; WANAPAT, M; WACHIRAPAKORN, C; NONTASO, N; WATTIAUX ,M. Effect of levels of sodium dl: malate supplementation with concentrate containing high level of cassava chip on rumen fermentation and microbial protein synthesis efficiency in dairy steers. **Asian. Aust. J. Anim. Sci**. v.19, p. 368-375, 2005.

KIGHTLEY, D.; NEDWELL, D.B.; COOPER, M. Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms. **Appl. Environ. Microbiology**. v.61, n.2, p. 592-601, 1995.

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.

KINMAN, R. N., J; 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.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M.; ROOKER, A.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. Present and long term composition of MSW landfill leachate – A review. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.** v. 32, n.4, p. 297–336, 2003.

KNOCHENMUS, G.; WOJNAROWICZ, M.; VAN IMPE. Stability of municipal solid Wastes. In: CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 3, 1998,Lisboa. **Proceedings of**… Lisboa, Portugal, 1998. p. 977-1000

KONEMAN, E.W.; WASHINGTON, W.JR.; STEPHEN, A. **Koneman's color atlas and textbook of diagnostic microbiology.** 6.ed. Baltimore :Lippincott Williams e Wilkins, 2005. 120 p.

KÖNIG , D.; JESSEBERGER, H. L. **Waste mechanics**. In: ISSMFE Technical Committee TC5 on Environmental Geotechnics. Germany, 1997. p. 35-76.

KÖNIG, H. Isolation and characterization of methanobacterium uliginosum sp. nov. from a marshy soil. **Can J Microbiol**. v. 30, p. 1477–1481, 1984.

KOTSYURBENKO, O.; NOZHENIKOVA, A.; ZAVARVING, G. Methanogenic degradation o organic matter by anaerobic bacteria at low temperature. **Chemosphere.** v. 27, p.1745-1761, 1993.

LACERDA, A.; LEROUX, T.; MORATA, T. Efeitos ototóxicos da exposição ao monóxido de carbono: uma revisão. **Pró-Fono Revista de Atualização Científica**, Barueri (SP), v. 17, n. 3, p. 403-412, set.-dez. 2005.

LADAPO, J.A; BARLAZ, M.A. Isolation and characterization of refuse methanogens. **J. Appl. Microbiol.** v.82, p. 751-758, 1997.

LAMBE, T.W. The structure of compacted clay**. J. Soils Mech. Found. Div**. ASCE, v. 84, n. SM2, 1958.

LAMBE, T.W.; WHITMAN, R. V. **Soil Mechanics, SI Version**. New York : John Wiley & Sons,1978.

LAMED, R; MORAG, E; MORYOSEF, O; BAYER, E.A. Cellulosome-like entities in Bacteroides cellulosolvens. **Curr Microbiol.** v.22, p. 27-34, 1991.

LANDVA, A. O.; PELKEY, S. G.; VALSANGKAR, A. J. Coefficient of permeability of municipal refuse. In: SÊCO E PINTO, P.S. (ed). **Environmental geotechnics**. Rotterdam, Holanda : Balkema, 1998.

LANDVA, A.O ; CLARK, J.I. Geotechnics of waste fill, geotechnics os waste fill: theory and pratice. **ASTM Spec. Tech. Publ.** n.1070, p. 86-103, 1990.

LANDVA, A.O.; VALSANGKAR, A.J.; PELKEY, S.G. Lateral earth pressure at rest and compressibility of municipal solid waste. **Can. Geotech. J.** n.37, p.1157–1165, 2000.

LANGE, L.C.; COELHO, H.M.G.; SANTANA, D.W.E.E.; SIMÕES, G.F. FERREIRA, C.F.A.; SILVA, F.V.B. Metodologias para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos, líquidos lixiviados de aterros sanitários e solos. In: CASTILHOS JUNIOR, A.B. (Org.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: Rima ABES, 2003. 294p.

LEDNICKA, D; MERGAERT, J; CNOCKAERT, M.C; SWINGS, J. Isolation and identification of cellulolytic bacteria involved in the degradation of natural cellulosic fibres. **Syst Appl Microbiol.** v.23, p. 292-299, 2000.

LENNETTE. E.H.; BALLOWS, A.; HAUSLER, W.J.; SHADOMY, J.H. (Eds.) **Manual of clinical microbiology.** 4.ed. Washington: American Society for Microbiology, 1985. p.921-923.

LESCHINE, S.B. Cellulose degradation in anaerobic environments. **Annu. Rev. Microbiol.** Massachusetts, v. 49, p. 399-426, 1995.

LEVINE, A. D.; HARWOOD, V.J.; CARDOSO, A.J.; RHEA, L.R.; KAYAK, B.S.; DODGE, 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.

LIMA, A.L.; JUCÁ, J. F. T; BRITO, A. R; MELO, M. C. Estudos comparativos de diferentes metodologias para determinação de umidade e sólidos voláteis aplicadas em resíduos sólidos urbanos. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002, Vitória. **VI Simpósio Ítalo Brasileiro De Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vitória, 2002.

LIMA, L.M.Q. **Lixo**: tratamento e bioremediação. São Paulo: Hemus, 1991.

LIMPURB .Departamento de Limpeza Urbana do Município de São Paulo. SãoPaulo,1999.

LING, H.I.; LESCHINSKY, D.; MOHRI, Y.;KAWABATA, T. Estimation of municipal solid waste landfill settlement. **J. Geot. Geoenviron. Eng.**, v.124, n.1, p. 21-28, 1998.

LINS, E.A.M.A. **Utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no Aterro da Muribeca.** Recife, 2003. Dissertação (Mestrado), Universidade de Pernambuco.

LIPOR. **Serviço intermunicipalizado de tratamentos de lixos da região do Porto:** a caracterização dos resíduos sólidos. Porto, 2000. p. 142. Cadernos Técnicos n.1.

LOCKHART, R. J.; VAN DYKE, M. I.; BEADLE, I. R.; HUMPHREYS, P.; McCARTHY, A. J. Molecular biological detection of anaerobic gut fungi (neocallimastigales) from landfill sites. **Appl. Environ. Microbiol**. v.72, p. 5659-5661, 2006.

LOPES, M. L.;GOMES, C. C. **Problemas relativos a estabilidade de aterros de resíduos. Seminário sobre aspectos geotécnicos do projeto e construção de aterros de resíduos**. Lisboa : Sociedade Portuguesa de Geotecnia; LNEC, 2000. p 1-55.

LORY, S., TAI, P. C.; DAVIS, B. D. Mechanism of protein excretion by gram-negative bacteria: Pseudomonas aeruginosa exotoxin A. **J. Bacteriol.** v.156, p. 695-702, 1983.

LU, J.C.S.; EICHENBERGER, B.; STEARNS, R. J. (ed.) **Leachate from municipal landfills, production and management**. Park Ridge : Noyes Pub., 1985.

LYND, L. R.; WEIMER, P. J.; VAN ZYL, W. H.; PRETORIUS, S. I.. Microbial cellulose utilization: fundamentals and biotechnology. **Microbiol. Mol. Biol**, Vol. 66, No. 3, p. 506-577, 2002.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE.** 158 p. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. Investigations to analyse gas recovery potential from Muribeca's Landfill – Brazil. INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND AND LANDFILL SYMPOSIUM, 20, 2005, Italy. **Proceedings of the Tenth International Waste Management and and Landfill Symposium Sardínia**. Italy, 2005.

_____. **Laboratory and Field tests for studying gas flow through MSW landfill cover soil**. In: GEODENVER, 2000. Denver/USA, 2000.

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. 8 p.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Brock biology of microorganisms.** 10. ed. Upper Saddle River, NJ : Prentice Hall, 2002. p. 1088.

MANASSERO, M.; VAN IMPE, W.F; BOUAZZA, A. Waste Disposal and Containment. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL, 2, 1996. **Second International Congress on Environmental** : Geotechnics : State of the Art reports. v 1. p. 193-242

_____. Waste disposal and containment. In: KAMON, M. (ed). **Environmental geotechnics.** Holanda, Rotterdam: Balkema, 1997.

MANNAPPERUMA, N.R.C.; BASNAYAKE, B.F.A. Tropical climatic influence on municipal solid Waste landfill Dynamics- Lysimeter Studies. **Trop. Agric. Res.** v.16, p. 316-326, 2004.

MARIANO, M.O.H.. **Comunicação pessoal**. Grupo de Resíduos Sólidos (GRS) – UFPE, Recife, 2006.

_____. **Recalques no aterro de resíduos sólidos da Muribeca – PE.** 108 p. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 1999.

MARIANO, M.O.H.; MACIEL, F.J.; FUCALE, J.F.T.J.;BRITO, A.R. Estudo da composição dos RSU do projeto piloto para recuperação do biogás no Aterro da Muribeca/PE**.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 6, Recife, 2007.

MARINHO, F. A. M. Medição de sucção em solos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SOLOS NÃO SATURADOS, 3, 1997, Rio de Janeiro. **3° Simpósio Brasileiro de Solos não Saturados.** Rio de Janeiro, RJ, 1997. v. 2, p. 373-397.

_____. A técnica do papel filtro para medição de sucção. In: ENCONTRO SOBRE SOLOS NÃO SATURADOS, Porto Alegre, 1994. v. 1. p. 112-125.

MARQUES. A. C. M. **Aterros sanitários**: estudo de técnicas construtivas e de parâmetros geotécnicos a partir de aterro experimental. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos, 2001.

MARQUES, A.C.M. VILAR, O.M; KAIMOTO, L.S. Compactação de resíduos sólidos urbanos. **Solos e Rochas,** v.25, n.1, p. 37-50, jan./abr. 2002.

MATA-ALVAREZ, J.; MARTINEZ-VITURTIA, A. Laboratory simulation of municipal solid waste fermentation with leachate recycle. **J. Chem. Technol. Biotechnol.**, v. 36, p. 547-556, 1986.

MATOS, A. T.; FONTES, M.P.F.; COSTA, L.M.; MARTINEZ, M.A. Mobility of heavy metals as related to soil chemical and mineralogical characteristics of Brazilian soils. **Environ. Pollution**. v. 111, p. 429-435, 2001.

McBEAN, E.A.; FARQUHAR, G.J. An examination of temporal / spatial variations in landfill-generated methane gas. **J. of Air, Water and Soil Pollution,** v.13, p. 157-172, 1980.

McCARTY, P.L. Anaerobic waste treatment fundaments II. Environmental requeriments and control. **Public Works,** v. 95, p.123, 1964.

_____. The methane fermentation. In: HENKELEKIAN, H.; DONDERO, N.C. (ed). **Principles and applications in aquetin microbiology**. New York :John Wiley and Sons, 1964.

McINERNEY, M. J. Anaerobic hydrolysis and fermentation of fats and proteins. In: ZENDER, A. J. B.(ed.) **Biology of Anaerobic Microorganisms.** New York: Wiley, 1988. p. 373-415.

McSWEENEY, C.S. The application of rumen biotechnology to improve the nutrituve value of fibrous feedstuffs: pre – and post-ingestion. **Livestock Production Sci**. v.59, n. 265-283, 1999.

MEDEIROS, P. A. ; CASTILHOS JUNIOR, A. B. ; OLIVEIRA, J. C. S. ; SOARES, Sebastião Roberto. Geração de líquidos percolados em resíduos urbanos com cobertura permeável. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002, Vitória. **Anais do ...** Rio de Janeiro: ABES, 2002. v. 6. p. 1-10.

MEGONIGAL, J.P.; HINES, M.E.; VISSCHER, P.T. Anaerobic metabolism: linkages to trace gases and aerobic processes. In: SCHLESINGER,W.H. (ed.). **Biogeochemistry**. Oxford, UK : Elsevier-Pergamon, 2004. p. 317-424

MELO, M.C**. Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da muribeca.** Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003.

MELO, V.L.A.; JUCÁ, J. F. T. Diagnóstico ambiental em aterros de resíduos sólidos a partir de estudos de referência. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa**. Anais do XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. João Pessoa, 2001.

MELLO, C. R.; OLIVEIRA, G. C.; DIAS JUNIOR, M. S.; RESCK, D. V. S. Estimativa da capacidade de campo baseada no ponto de inflexão da curva característica .**Ciênc. Agrotec.** Lavras, v.26, n.4, p.836-841, jul./ago., 2002.

MENDES, C.; HSIUNG, A.; KIFFER, C.; OPLUSTIL, C.; SINTO, S., MIMICA, I.; ZOCCOLI, C.; MYSTIC STUDY GROUP. Evaluation of the in vitro activity of 9 antimicrobials against bacterial strains isolated from patients in intensive care units in Brazil: MYSTIC antimicrobial surveillance program. **Braz J Infect Dis**, v. 4, p. 236-244, 2000.

METCALF, L; EDDY, P. H. **Wastewater engineering**: treatment, disposal, reuse. 3rd. ed. Singapore: McGraw-Hill Int., 1991.

MIRON, J.; BEM-GHEDALIA D. Adhesion mechanisms of rúmen cellulolytic bacteria. **J. Dairy Sci.** v.84, n.6, p. 1294-309, 2001.

MITCHELL, J.K.; HOOPER, D.R.; CAMPANELLA, R.G. Permeability of compacted clay. **J. Soil Mech. Found. Div.** ASCE, v.91, n.SM4, p.41-65, 1965.

MONTEIRO, J.H.P; FIGUEIREDO, C.E.M; MAGALHÃES, A.F.; MELO, M.A.F.; BRITO, J.C.X.; ALMEIDA, T.P.F; MANSUR, G.L. **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos.** Rio de Janeiro : IBAM, 2001.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises químicas e biológicas no estudo do comportamento do Atero da Muribeca.** 2002. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.

MONTVILLE, T.J. Principies which influence microbial growth, survival, and death in foods. In: DOYLE, M.P.; BEUCHAT, L.R. **Food microbiology**: fundamentals and frontiers. Washington : ASM Press, 1997. p. 13-29.

MOOLENAR, R. L.; CRUTCHER, J. M.; SAN JOAQUIN, V. H.; SEWEL, S. V.; HUTWAGNER, L. C.; CARSON, L. A.; ROBISON, D. A.; SMITHEE, L. M.; JARVIS, W. R. A prolonged outbreak of pseudomonas aeruginosa in a neonatal intensive care unit: did staff fingernails play a role in disease transmission? **Infect Control Hosp Epidemiol**, v. 21, p. 80-85, 2000.

MORENO, M.T. **Bacteris metanògens:** cultius, biodegradió i anàlisi lipídica. Catalúnia : Universitat Politécnica de Catalunya, 2001. p. 193.

MORRIS, D.V.; WOODS, C.E. Settlement and engineering considerations in landfill and final cover design. In: LANDVA, A.; KNOWLESS, G.D. **Geotechnics of waste fills:** theory and practice. Philadelphia : American Society for Testing and Materials, 1990. p. 9-21.

MOSEY, F.E.; HUGES, D.A. The toxicity of heavy metal ions to anaerobic digestion. **J. Inst, Wat. Control**, v.75, n.1, 1985.

MOSSO, M. A.; SÁNCHEZ, M. C. Y; LA ROSA, M.C. Microbiología del agua mineromedicinal de los Balneários de Alhama de Granada. **Anal. Real Acad. Nac. Farm**. p. 68, 2002,

MOULD, F. L.; ORSKOV, E. R. Manipulation of rumen fenid pH and influence on cellulose in sacco, dry matter degradation and the run microflora of sheep offered either hay or concentrate. **Animal Feed Science and Technology**, v.10, n.1, p.1-14, 1984.

MOYA, A; JOO, L.; RODRIGUEZ, A.; HERNANDEZ, J.; HERNANDEZ, J.; ALMENARES, J.F.; BERRIOS, D.; RODRIGUEZ, Z.; CÁDIZ, A.; ESNARD, S.C.. Preparado de inmunoglobulina contra LPS de pseudomonas aeruginosa serotipo O11. **VacciMonitor** Año 11, n.1. Ene./mar. 2002. Disponível em : < http://www.finlay.sld. cu/ publicaciones/ vaccimonitor/VM 2002-1/2002-A3.PDF>

MUNASINGHE, R. **Effect of hydraulic retention time on landfill gas production.** Thesis (Ph.D) Department of Civil Engeneering, University British Columbia. Vancouver, 1997.

NARIHIRO, T.; ABE, T.; YAMANAKA, Y.; HIRAISHI, A. Microbial population dynamics during fed-batch operation of commercially available garbage composters. **Appl. Microbiol. Biotechnol.** v.65, p. 488-495, 2004.

NAVAL, L. P.; GONDIM, S. M. Caracterização física e físico-química dos resíduos sólidos urbanos domesticos e comerciais da cidade de Palmas-TO. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** João Pessoa: ABES, 2001 p 1-7.

NEAL JR, J.L.; LARSON, R.I.; ATKINSON, T.G. Changes in rhizosphere populations of selected physiological groups of bacteria related to substitution of specific pairs of chromosomes in spring wheat. **Plant and Soil**, v.39, p.209-212, 1973

NOPHARATANA, A.; PULLAMMANAPPALLIL, P.C.; CLARKE, W. P. Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor. **Waste Management**, v. 27, n. 5, p. 595-603, 2007.

NOZHEVNIKOVA, A. N.; NEKRASOVA, V. K.; LEBEDEV, V. S.; LIFSHITS, A.B. Microbiological Processes in Landfills. **Water Sc. Technol.** v. 27, n. 2, p. 243-252, 1993.

O PLÁSTICO no Brasil. **Plásticos em Revista** , v. 36, n. 431, ago, 1998.

OHARA, H; KARITA,S; KIMURA, T; SAKKA, K. OHMIY,A. K. Characterization of the cellulolytic complex (cellulosome) from Ruminococcus albus. **Biosci Biotechnol Biochem** v. 64,p. 254-260, 2000.

OLIVEIRA D A F. **Estabilidades de taludes em aterros de resíduos sólidos**. 2002. 154 p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Universidade de Brasília, 2002.

OLIVIER, F; GOURC, J. Hydro-mechanical behavior of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. **Waste Management.** v. 27, n. 4, p. 40-58, 2007,

OMSTEAD, D.R.; JEFFRIES, T.W.; NAUGHTON, R.; GREGOR, H.P. Membrane – controlled digestion: anaerobic production of methane and organic acids. In: BIOTECHNOLOGY AND BIOENGINEERING SYMPOSIUM, 1980. n.10. p. 247-258.

OSTMAN, M.; WAHLBERG, O.; AGREN S.; MARTENSSON, A. Metal and organic matter contents in a combined household and industrial landfill. **Waste Management**. v. 26, p. 29–40, 2006.

OTTONI, M.V. **Classificação física hídrico de solos e determinação da capacidade de campo IN SITU a partir de testes de infiltração.** 2005. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro.

OWEIS, I.S.; SMITH, D. A.; ELLWOOD, R.B.; GREENE, D.S. Hydraulic characteristics of municipal refuse. **J. Geotechn. Eng.** ASCE. v. 116, n. 4, p.539-553, 1990.

PÁDUA, H. B. Conhecimento e utilização das variáveis físicas, químicas e biológicas na aqüicultura dulcícola brasileira : biodiversidade na aqüicultura. CONGRESSO BRASILEIRO DE AQÜICULTURA, 1, 1993, João Pessoa. SIMPOSIO BRASILEIRO SOBRE CULTIVO DE CAMARÃO, 4. **Anais do**... João Pessoa,1993. p.315-357. Disponível em:<www.pescar.com.br /helcias>.

PAKSY, A.; POWRIE, W.; ROBINSON, J.P.; PEELING, L. A laboratory investigation of anaerobic microbial clogging on granular landfill drainage media. **Geotechnique,** v. 48, p. 389–401, 1998.

PALMA J.; ESPINACE R.; VALENZUELA P.; SZANTO M. Reducción de los tiempos de estabilización en rellenos sanitarios operados con recirculación de lixiviados tratados. In: CONGRESO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 13, 1999. **XIII Congreso de Ingenieria Sanitaria y Ambiental**. CHILE, Antofagasta : AIDIS, 1999.

PALMA, J. H. **Comportamento geotécnico de vertederos controlados de resíduos sólidos urbanos.** 300 p. Tesis (Doctoral) Escuela Tecnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos - Universidad de Cantabria, 1995.

PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A. Introducion to solid waste decomposition. In: PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A. (eds.) **Microbiology of solid waste.** New York:: CRC PRESS, 1996. p.224.

PALMISANO, A. C.; MARUSCIK, D. A.; SCHWAB, B. S. Enumeration and Hydrolytic microorganisms from three Sanitary Landfills. **J. Gen. Microbiogy.** UK, v.139, p.387-391, 1993.

PARKER, A. Behaviour of waste in landfill leachate and behaviour of waste in landfill – Methanegeneration. In: HOLMES, J. R(ed). **Pratical waste managenent**. Chichester, Inglaterra: John Wiley & Sons, 1983.

_____. Behavior of wastes in landfill-leachate. In: HOLMES, R. (ed.). **Pratical waster management.** England : John Wiley & Sons, 1983.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry.** San Diego, CA : Academic Press, 1989. Chapter 7: Dynamics of residue decomposition and soil organic matter turnover.

PAZ-Y-MIÑO, M; BRAZOLA, C.; LAZCANO, C.; PONCE, M.; LEON, J. Colifagos como indicadores de contaminación fecal y de remoción bacteriana en la potabilización del agua. **Rev. peru. biol**. v.10, n.2, p. 133 -144, 2003.

PELCZAR, M. J.; CHANG, E. C. S.; KRIEG, N. R. **Microbiologia**: conceitos e aplicações. 2. ed. São Paulo: Makron BooKs, 1996. v.2.

PEREIRA NETO, J.T.; MESQUITA, M.M.F. **Compostagem de resíduos sólidos urbanos:** aspectos teóricos, operacionais e epidemiológicos. Lisboa, 1992. 25p. (Informação Técnica-Hidráulica Sanitária, 37)

PERERA, L.A.K. **Gás migration model for sanitary landfill cover systems.** 2001. Thesis (Doctor of philosophy) Department of Civil Engineering, University of Calgary.

PFEFFER, J. T. **Reclamation of energy from organic refuse**. NSF RANN, Report No. 231-176. 1973.

PLASTIVIDA. **Mercado**: principais conclusões a respeito da pesquisa de recicladores. Disponível em : <http://www.abiquim.org.br/ plastivida/ mail.htm> Acesso em: 4 nov. 2004.

_____. **Os plásticos.** Disponível em: http://www.plastivida.org.br/ plasticos/ tipos > Acesso em: 30 maio 2004.

PLASTVAL. **Testes simples de identificação de plásticos**. Disponível em: <http://plastval.pt/ conteudo/autarquias/tipos.html#01. Acesso em: 10 ju. 2004.

PLAZA, C.; XU, Q.; TOWNSEND,T.; BITTON,G.; BOOTH, M. Evaluation of alternative landfill cover soils for attenuating hydrogen sulfide from construction and demolition (C&D) debris landfills. **J. Environ. Manag.,** 2006.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills.** Cincinnati: US Environmental Protection Agency, 1985. EPA/600/2-86/07

_____. **Retrospective evaluation of the effects of selected industrial wastes on municipal solid waste stabilization in simulated landfills**. Washington : Environmental Protection Agency, 1986.

POHLAND, F.G. Fundamental principles and managemente strategies for landfill codisposal practice. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 3, 1991. **Proceedings…** Imola, Italy, 1991. v.2, p. 1445-1460.

POLLACK, M. Pseudomonas aeruginosa. In: MANDELL, D.; BENNETHS, J.; DOLIN, R. (eds.). **Principles and practice of infections diseases**, 1995.

POURCHERA A-M.; SUTRAB L.; HEBEA I.; MOGUEDETA G.; BOLLET, C.; SIMONEAU, P.; GARDAN, L. Enumeration and characterization of cellulolytic bacteria from refuse of a landfill. **FEMS Microbiol Ecol.** v.34, n.3, p.229-241, 2001.

POVINELLI, J. ; GOMES, L. P. Caracterização Física dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de São Carlos-SP**. Estudos Tecnológicos Unisinos:** Arquitetura, v. 14, n. 9, p. 91-106, 1991.

POVINELLI, J. ; SCHALCH, V. ; SCHULZ, H. E.. Estudo comparativo de dois aterros sanitários. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1, 1992, Rio de Janeiro. **Anais** ...Rio de Janeiro, 1992. p. 11-21.

POWRIE W. ; BEAVEN, R. P. Hydraulic properties of household waste and implications for landfills. In: CONGRESO GEOTECHNICAL ENGINEERING, 1999. **Actas**… Institution of Civil Engineers,1999. v.137, p. 235 – 247.

POWRIE, W.; BEAVEN, R. P.; HUDSON, A. P. Factors affecting the hydraulic conductivity of waste. In: INTERANTIONAL WORKSHOP ON HYDRO-PHYSICO-MECHANICS OF LANDILLS, 2005, Grenoble. **Proceedings**… Grenoble, 2005.

QUASIM, S.R; CHIANG,W. **Sanitary Landfill leachate.** Lancaster : Technomic Publishing Company, 1994.

QUIAN, X.; BARLAZ, M.A. Enuemration of anaerobic refuse-decomposing micro-organisms on refuse constituints. **Was. Manage. Res.** V.14, p. 151-161, 1996.

RAMIREZ, P.; COHA, J.M. Degradación enzimática de celulosa por actinomicetos termófilos: aislamiento, caracterización y determinación de la actividad celulolítica. **Rev. Peru Biol**. v.10, n.1, p.67-77, ene./jul. 2003.

RAMOS, P.R.; PRATES, E.R.; FONTANELLI, R. S. et al. Replacing corn by cassava bagasse in concentrate mix fed to growing cattle. 2. Apparent digestibility, digestible nutrients intake, live weight gain and feed:gain ratio. **R. Bras. Zootec.** Viçosa, v. 29, n. 1, 2000.

RAO, S.K.; MOULTON, L.K.; SEALS, R.K. **Settlement of refuse landfills.** Geotechnical practice for disposal of solid waste materials. Reston, Va. :ASCE, 1977. p. 574-598.

REES, J.F. The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter. **J. Chem. Technol. Biotech.** v. 30, p. 161-175, 1980.

REINHART, D. R.; COOPER, D. C.; WALKER, B. L. Flux chamber design and operation for the measurement of municipal solid waste land®ll gas emission rates. **J. Air and Waste Management Assoc**. v. 42, p. 1067-1070, 1992

REINHART, D. R.; GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality.** Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management. Florida: University of Central Florida. Report 97-3, p. 1-108, 1998.

REINHART, D. R; AL-YOUSFI, A. B. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. **Waste Management & Research.** v. 14, p. 337–346, 1996.

REINHART, D., MCCREANOR, P., TOWNSEND, T.. The bioreactor landfill: Its status and future. **Waste Management and Research**. v.20, n. 2, p. 162–171, 2002.

REINHART, D.R.; TOWNSEND, T.G. **Landfill bioreactor design and operation.** Boca Raton, FL.: Lewis Publishers, 1998.

REITZEL, S.; FARQUHAR, G.; MCBEAN, E. Temporal characterisation of municipal solid waste leachate. **C. J. Civil Engin.** v.19, p. 668–679, 1992.

RICHARDS, M.J.; EDWARDS J.R.; CULVER D.H.; GAYNES R.P. Nosocomial infections in pediatric intensive care units in the Unites States. National Nosocomial Infections Surveillance System. **Pediatric**, v. 103, p. 39- 43, 1999.

ROSQVIST, H.; BENDZ, D.; OMAN, C.; MEIJER, J.E. Water flow in a pilot-scale landfill. In: INTERANTIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 6, 1997, Cagliari. **Proceedings** …Cagliary, Italy: Environmental Sanitary Engineering Centre, 1997. v.2, p. 85-96.

ROSQVIST, N. H;,DOLLAR, L. H.; FOURIE, A. B. Preferential flow in municipal solid waste and implications for long-term leachate quality: valuation of laboratory-scale. experiments. **Waste Manage Res** v. 23, p. 367–380, 2005.

ROWE, R. K. ; NADARAJAH, P. Estimating leachate drawdown due to pumping wells in landfills. **Can. Geotech. J.** v. 33, n.1, p.1-10, 1996.

ROWE, R.K.; VANGULCK, J.F.; MILLWARD, S.C. Biologically induced clogging of granular medium permeated with synthetic leachate. **J. Environ. Engin. Sci.** v.1, p. 135–156, 2002.

RUBIN, A. R.; SHELTON, J. **Basic principles of composting.** 2001, Disponível em: < http://www. owr.ehnr.state.nc.us/ref/15/14101.pdf> Acesso em: 05 ago. 2006.

RUIZ, H. A.;FERREIRA, G. B.; PEREIRA, J. B. M. Estimativa da capacidade de campo de Latossolos e Neossolos Quartzarênicos pela determinação do equivalente de umidade. **Rev. Bras. Ciênc. *Solo*,** v.27, n.2, p.389-393. mar./abr. 2003.

RUSSO, M.A.T. **Tratamento de resíduos sólidos.** Coimbra :Universidade de Coimbra; Faculdade de Ciências e Tecnologia Departamento de Engenharia Civil , 2003. p.196

SADER, H. S.; GALES, A. C.; PFALLER, M. A.; MENDES, R.E.; ZOCOLLI, C.; BARTH, A.; JONES, R.N. Pathogen frequency and resistance patterns in Brazilian hospitals: summary of results from three years of the SENTRY Antimicrobial Surveillance Program. **Bras J Infect Dis**, v. 5, p. 200-214, 2001.

SADER, H. S.; JONES, R.N.; GALES, A.C.; WINOKUR, P.; KUGLER, K.C.; PFALLER, M.A.; DOERN, G.V. Antimicrobial susceptilibity patterns for pathogens isolated from patients in Latin America medical centers with a dianostic of pneumonia: analysis of results from the SENTRY Antimicrobial Surveillance Program. **Diagn Microbiol Infect Dis**, v. 32, p. 289-301, 1998.

SÁEZ, N R; GARCIA, J. M. R ; FUENTES, E D. **Ciências de la tierra y del médio ambiente.** Madrid : Grupo Anaya , 2001. p. 390.

SALYERS, A. A.; WHITT, D. D. **Bacterial pathogeneis: a molecular approach**. 2.ed. Washington, DC: American Society for Microbiology, 2002.

SANCHEZ-LEDESMA, D.M.; DORRONSORO, J.L;, FERNANDES-SERRANO, M.E.; HERRAEZ, I. Study of the leachates generated by two differentlandfills located in the municipality of Madrid. In: Interantional Landfill Symposium, 4, 1993, Caligari. **Proceedings Sardinia 93**, … Caligari, Italy, 1993.p. 1919–1032.

SANDERS, W.T.M. Anaerobic hydrolysis: mechanism, assessment of the hydrolysis rate and pitfalls. In: WORKSHOP ON HARMONISATION OF ANAEROBIC, 2002**. Proocedings of Workshop on Harmonisation of Anaerobic:** biodegradation, activity and inhibition assays. Lago d' Orla, Italy, 2002. p. 1-7

SANOMIYA, L.T.; NAHAS, E. Hydrolases producers microorganisms involved in the soil carbon and nitrogen cycling. **Cie. Rural.** Santa Maria, v. 33, n. 5, 2003.

SCHALCH, V. **Análise comparativa do comportamento de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia.** 1992. Tese (Doutorado – hidráulica e saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

SCHEUTZ, C.; KJELDSEN, P. Methane Oxidation and Biodegradation of Halogenated Organic Compounds in Landfill Soil Covers. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 8, 2001, Calgary, Italy. Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. Calgary, Italy, 2001. p. 541-550.

SCHNURER, A.; SCHNURER, J. Fungal survival during anaerobic digestion of organic household waste. **Waste Management.** v. 26, n. 11, p. 1205-1211, 2006.

SCHUELER, A.S. **Estudo de caso e proposta para classificação de áreas degradadas por disposição de resíduos sólidos urbanos.** 2005. 223 p. Tese (Doutorado - Engenharia Civil) Universidade Federal do Rio de Janeiro.

SCHULTZ, B.; KJELDSEN P. Screening of organic matter in leachates from sanitary landfills using gas chromatography combined with mass spectrometry. **Water Res**, v. 20, p. 965– 70, 1986.

SCHWARTZ, M.O.E. **Comunicação pessoal**: central analítica. Recife : Departamento de Química Fundamental;Universidade Federal de Pernambuco, 2005.

SEPA - SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY. **Waste Data Digest 4**. Stirling, UK, 2004.

SENIOR, E.; BALBA, M.T.M. **Landfill biotechnology:** bioenvironmental systems. Boca Raton, FL. : CRC press, 1987.

SHAINBERG I.; LETEY, J. Response of soils to sodic and saline conditions. **Hilgardia,** v. 52, p. 1-57, 1984.

SHARHOLY, M; AHMAD, K.; VAISHYA R.C.; GUPTA, R.D. Municipal solid waste characteristics and management in Allahabad, India. **Waste Management.** v. 27, n. 4, p. 490-496, 2007.

SHARMA, M; MCBEAN, E. A methodology for solid waste characterization based on diminishing marginal returns. **Waste Management.** v. 27, n. 3, p. 337-344, 2007.

SILVA, A.C.N. ; BERNARDES, R.S.; MORAES, L.R.S.; REIS, J. P. Critérios adotados para seleção de indicadores de contaminação ambiental relacionadosaos resíduos sólidos de serviços de saúde: uma proposta de avaliação. **Cad. Saúde Pública,** Rio de Janeiro, v.18, n.5, p. 1401-1409, set-out, 2002.

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. **Anais do ...** Rio de Janeiro : ABES, 2005. v. 1.

SILVA, P.; ACEVEDO, E; SILVA, H. **Manual de estúdio y exercícios**. 2. ed. Chile : Universidad de Chile; Facultad de cs. Agronômicas, 2000. p 58

SILVA, W.P.; SILVA, C.M.D.P.S. **LAB Fit Ajuste de Curvas**: regressão não-linear e tratamento de dados: V 7.2.14 c (2003-2004): teoria: tratamento de dados experimentais. J. Pessoa, PB : UFPB;Editora Universitária, 2004.

SILVEIRA, I. A.; CARVALHO, E. P.; PÁDUA, I. P. M; DIONÍZIO, F L; MARQUES, S. C. Isolamento e caracterização da microbiota ácido-lática envolvida no processo fermentativo para produção do polvilho azedo. **PRO HOMINE**. Lavras: UNILAVRAS, v.2, n.2, p.7-15. jan./jun. 2003.

SIMPSON, P.T.; ZIMMIE, T.F. 2001. Laboratory investigations of potential sanitary landfill settlement. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SOIL MECHANICS, 15, 2002, Istanbul. **Proceedings of International Conference on Soil Mechanic.** Instanbul, 2001. p. 1925–1928.

SINGH, A.; MITCHELL, J. K. General stress- strain-time function for soils. **J. Soil Mech. Found. Div**. Am. Soc. Civil Engrs 94, n. SMI, p. 21-46, 1968.

SINGH, A.; MITCHELL, J. K. General stress-strain-time function for soils. **J. SMFD.** ASCE, v. 94, SM-1, p. 21-46, 1968.

SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Cad. Saúde Públ.** Rio de Janeiro, v.12, n. 4, p. 515-523, out-dez, 1996.

SO, H. B.; AYLMORE, L.A.G. How do sodic soils behave? The effects of sodicity on soil physical behaviour. **Aust. J. Soil Res.** v.31, p.761-777, 1993.

SOBSEY, M.D. Field survey of enteric viruses in solid waster landfield leachates. **Am. J. Public heath.** V.68, p. 858-864, 1978.

SWA- SOLID WASTE ANALYSIS. **Methodology for the analysis of solid waste**: project: Solid Waste Analysis-Tool European Commission, Program: 5th Framework Program. England, 2004. p.61

SOWERS, G. F. Settlement Of Waste Disposal Fills. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SOIL MECHANICS AND FOUNDATION ENGINEERING, 8, 1973, Moscow. **Proceedings of** … Moscow, Russian Federation, 1973.p. 207-210.

SPEECE R, E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Nashville, Tennessee, Archae Press : 1996. p. 394.

SRINIVASAN, S.V.; JAYANTHI, S.; SUNDARAJAN, R. Synergistic effect of Kitchen refuse and Domestic sewage in Biogas production. In: NATIONAL SEMINAR ON ANAEROBIC TECHNOLOGIES FOR WASTE TREATMENT, MADRAS . India, 1997 p. 87-91,

STEIN, V.B.; HETTIARATCHI, J.P.A. ACHARI, G. A numerical model for biological oxidation and migration of methane in soils. ACSE practice Peirodical of Hazardous, **Toxic and Radiative Waste Management,** v.5, n.4, p. 225-234, 2001.

SUFLITA, J. M.; GERBA, C. P.; HAM, R. K.; PALMISANO, A. C.; RATHJE, W. L.; ROBINSON, J. A. The world's largest landfill – a multidisciplinary investigation. **Environ Sci Technol . v.** 26, p.1486-1494, 1992.

SWAIN, D.J.; SCOTTER, D.R. Hydraulic properties and field capacity of Himatangi sand. **New Zeal J Exp Agr.** v.16, p. 367-374, 1988.

SWATI, M.; KURIAN, J.; NAGENDRAN, R. Bioreactor landfill lysimeter studies on indian urban refuse. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 20, 2005, Cagliari, Italya. **Proceedings Sardinia 2005**, … Cagliari, Italy, 2005.

SYMPOSIUM, 8, 2001, Cagliari, Italy. **Proceedings of the Sardinia.** Cagliari , 2001.v. 2. p. 105–114.

TABASARAN, 0. ests on the composting of domestic refuse and waste- water sludge. **Wasser-Abwasser Gewasser.** v. 20, p. 1-35, 1976.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL S. **Integrated solid waste management** : engineering principles and management issues. New York : Irwin MacGraw-Hill, 1993. 978 p.

TERZAGHY, K. ; PECK, R. B. **Soil Mechanics in Engineering Practice**. New York: John Wiley & Sons, 1948.

THEODOROU, M. K; KING-SPOONER, C; BEEVER, D. E. **Presence of absence of anaerobic fungi in landfill refuse:** Energy Technology Support Unit (ETSU) Report B 1246. Osfordshire, U. K.:Depto. of Energy; Harvell Laboratory, 1989.

TONG, X. G.; SMITH, L. H.; MCCARTY, P. L. Methane fermentation of selected lignocellulosic materials. **Biomass**, v. 21, p. 239-255, 1990.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B.R.; CASE, C.L. **Microbiologia.** 6a ed., Porto Alegre: Artmed, 2000.

TRABULSI, L. R.; ALTERTHUM, F. **Microbiologia.** 4.ed. São Paulo: Atheneu, 2004.

UFSC. Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos. Grupo de processos biotecnológicos**. Fungos.** Disponível em: <http://www.enq.ufsc.br/labs/probio/disc_eng_bioq/trabalhos_pos2003/const_microorg/fungos.htm> Acesso em: mai. 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Municipal **Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States**: Facts and Figures for 2005. EPA-530-F-06-039. Washington, U.S. EPA, October 2006.

_____.**Decision-maker's guide to solid waste managemen** .2 ed. Washington : U.S. Environmental Protection Agency, 1995.

_____. Feseability assessment for gas-to-energy at selected landfills in São Paulo, Brazil. Public Review Draft. EPA 68-W6-004. January 1997.

_____. **International Anthropogenic methane emissions:** estimates for 1990. Washington : Office of policy Planning and Evaluation, 1993.

_____. **Municipal solid waste in the united states:** 2001 Facts and Figures. U.S, 2003.

_____.**Office of solid waste andemergency response** : greenhouse gas emissions from management of selected materials in municipal solid waste. Washington, 1998.

_____.Reviews total coliform rule: health stream article. n.27, sep. 2002. Disponível em: <www.epa.gov> Acesso em: 5 jul. 2006.

VADILLO, I.; CARRASCO, F.; ANDREO, B.; GARCIA DE TORRES, A.;BOSCH, C. Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a Mediterranean climate (Marbella, southern Spain). **Environ. Geol.** v. 37, p. 326–332, 1999.

VAIDYA, R. D. **Solid waste degradation, compaction and water holding capacity**. Thesis (Master of Science in Environmental Engineering). Blacksburg, Virginia : Virginia Polytechnic Institute and State University, 2002. 79 p.

VAN DYKE, M. I.; McCARTHY, A. J. Molecular biological detection and characterization of Clostridium populations in municipal landfill sites. **Appl. Environ. Microbiol**. v.68, p. 2049–2053, 2002.

VAN SOEST, P.J. **Nutrition ecology of the ruminants**. 2.ed. London: Constock Publishing Associates, 1994. 476 p.

VAVLIN, V. A.; RYTOV, S.V.; JOKELA, J.; RINTALA, J. A distributed model of solid waste anaerobic digestion sensitivity analysis. **Water Sci. Technol.** v.38, n. 4, p. 147-154, 2003.

VAZOLLER, R.F.; GOMES, L.P.; BALDOCHI, V.M.Z.; VILLAS-BÔAS, D.M.F.; BADRA, R.J.; POVINELLI,J. Biodegradability potential of two experimental landfills in Brazil. **Braz. J. Microbiol**., v.32, n.2, p.87-92 apr./june, 2001.

VELÁSQUEZ, M.T.O; CRUZ-RIVERA, R; ROJAS-VALENCIA, N; MONJE-RAMÍREZ, I: SÁNCHEZ-GÓMEZ, J. Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. **Waste Manage Res.** v. 21, p. 137–144, 2003.

VIHINEN, M.; MÄNTSÄLÄ., P. Microbial amylolytic enzymes. **Crit. Rev. Biochem. Mol. Biol**. v.24, p.329-418, 1989.

VILLAS BÔAS, D.M. F. **Estudo da microbiota anaeróbia hidrolítica-fermentativa em aterros sanitários**. 1990.Dissertação (Mestrado) Escola de Engenharia de São Carlos - SP. 156 p.

VISVANATHAN, C.; TRÄNKLER, J; KURUPARAN, P; XIAONING, Q. Effects of monsoon conditions on generation and composition of landfill leachate – lysimeter Experiments with various input and design features. In: INTERNATIONAL WASTE MANAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM. **Proceedings Sardinia 2003, Ninth International…** Cagliari, Italy; 2003.

VISVANATHAN, C.; TUBTIMTHAI, O.; KURUPARAN, P. Influence of landfill top cover design on methane oxidation: pilot scale lysimeter experiments under tropical conditions. In: Asian-Pacific Landfill Symposium, 3, 2004, Kitakyushu. **Third Asian-Pacific Landfill Symposium**. kitakyushu, Japan, 2004.

VOET, D.; VOET, J.G. **Biochemistry** 3.ed. NewYork : J. Wiley & Sons, 2004

VON DER BECKE, C H; MOTTO, A; LIMA, J. **Procesos de la industria de los alimentos**: principales variables de la tecnología alimentaria., potencial de óxido – reducción. 2000. Disponível em: < http://www.geocities.com/ohcop/prodex.html >Acesso em: jan. 2007

WALL, D.K.; ZEISS, C. Municipal landfill biodegradation and settlement. **J. Environ. Eng.,** v.121, n.3, p. 214-224, 1995.

WARITH, M.; LI, X.; JIN, H. Bioreactor landfills: state-of-the-art review **Emirates Journal for Engineering Research**, v.10, n. 1, p. 1-14, 2005.

WARITH, M. Bioreactor landfills: experimental and field results. **Waste Management** , v. 22, p. 7–17, 2002.

WARITH, M.A.; SHARMA, R. Thechnical review of methods to enhance biological degradation in sanitary Landfills. **Water Qual. Res. J. Can.** v. 33, n. 3, p. 417-437, 1998.

WATTS, K.S.; FISHER, A.R.J.; LEWICKI, R.A. A large scale instrumented test of the behaviour of newly placed domestic waste. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 8, 2001, Cagliari, Italy. **Proceedings of the Sardinia.** Cagliari , 2001.v. 2. p. 105–114.

WEIMER, P. J. Why don't ruminal bacteria digest cellulose faster? **J. Dairy Sci.** v.79, p. 1496–1502, 1996.

WESTLAKE, K. **Landfill waste pollution and control**. Chichester, U.K.: Albion Publishing, 1995.

WHALEN, S.C.; REEBUGH, W.S.; SANDBERK, K.A. Rapid methane oxidation in landfill cover soil. **Appl. Environ. Microbiology.** v.56, n.11, p. 3405-3411, 1990

WHITE, P.; FRANKE, M; HINDLE, P. **Integrated solid waste management:** a lifecycle inventory. London: Blackie Academic & Profissional, 1995

WHITICAR, M. J. Carbon and hydrogen isotope systematics of bacterial formation and oxidation of methane. **Chem.Geol**. v.161, p. 291–314. 1999.

WHITMAN, W. B.; BOWEN, T. L.;BOONE, D. R.**.** The methanogenic bacteria. In: BALOWS, A.; TRÜPER, H. G.; WORKIN, M.D; HARDER,W.; SCHLEIFER, K.H. (ed.) **The Prokaryotes**, 2nd. Ed. New York: Springer, 1992. p.719-767.

WHO. International Reference Center For Wastes Disposal. **Methods of analysis of sewage sludge solid waste and compost.** Switzerland, 1979.

WILLIAMS, N. D.; POHLAND, F. G.; McGOWAN, K. C.; SAUNDERS, F. M. **Simulation of leachate generation from municipal solid waste**. Estados Unidos : Environmental Protection Agency, 1987.

WINKLER, P.F; WILSON, D. C. Size Caracteristics of Municipal Sólid Waste. **Compost Science,** v. 14, n. 5, apr. 1973.

WOESE, D.R.; KANDLER, O.;WHEELIS,M.L. Towards aa natural system of organisms: proposal for the domains Archaea, Bacteria, and Eucarya. **Proc. Natl. Acad. Sci.** USA. v.87, p. 4756-4579, 1990.

WOOLFORD, M. K. **The silage fermentation.** New York: Marcel Dekker, 1984

XIMENES, E. A. Fungos anaeróbios. **R. Ci. Méd. Biol..** Salvador, v. 2, n. 2, p. 269-275, jul./dez, 2003

XIMENES, E.A.; CHEN, H.; KATAEYA, I.A.; COTTA, M.A.; FELIX, C.R.; LJUNGDAHL, L.G.; LI, X.. A mannanase, mana, of the polycentric anaerobic fungus orpinomyces sp. strain pc-2 has carbohydrate binding and docking modules. **Can. J. Microbiol.** v.51, p. 559-568, 2005.

YEN, B.C.; SCANLON, B.. Sanitary landfill settlement rates. **J. Geot. Engin**. ASCE, v.101, n.5, p. 475-487, 1975.

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.

YOUNG, A. Mathematical modelling of the methanogenic ecosystem. In: SENIOR, E. **Microbiology of landfill sites.** Estados Unidos : Lewis Publisher, 1995.

YUEN, S.T.S.; McMAHON, T.A.; STYLES, J.R. Monitoring in situ moisture content of municipal solid waste landfills. **J. Environ. Eng.** v.126, n.12, p.1088-1095, 2000.

ZAPATA, L.E.; PARADA, J.L. **Almidòn agrio de yuca**: aspectos tecnológicos e microbiológicos. Bogotá, Colômbia, 1988.

ZEHNDER A.J.B. **Biology of anaerobic micro-organisms**. New York : John Wiley & Sons, 1988. p. 846

ZEHNDER, A. Ecology of methane formation. In: MITCHELL, R. (ed).**Water pollution microbiology.** New York, USA: John Wiley & Sons,Inc., 1978. v. 2, p. 349 - 376.

ZEISS, C. A. Accelerated methane oxidation cover system to reduce greenhouse gas emissions from MSW landfills in cold, semi-arid regions.**Water, Air, & Soil Pollution,** v. 176, p. 285 -306, 2006.

ZIGLIO, L. O mercado da reciclagem de papel no município de São Paulo, Brasil. **Scripta Nova**: Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales, Universidad de Barcelona, v.6 n. 119, 2002. Disponível em: <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn119-33.htm>

ZINDER, S.H. Physiological ecology of methanogens. In: FERRY, J.G. (ed). **methanogenesis ecology, physiology, biochemistry and genetics.** New York :Chapman and Hall, 1993. p. 128-205.

ZORNBERG, J.G.; JERNIGAN, B.L.; SANGLERAT, T.H.; COOLEY, B.H. Retention of free liquid in landfill undergoing vertical expansion. **J. Geotech. Geoenv. Eng.** ASCE, v.125, n.7, p. 583-594, 1999.