



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**ESTUDO DO COMPORTAMENTO DE ATERROS DE RSU EM UM BIORREATOR
EM ESCALA EXPERIMENTAL NA CIDADE DE CAMPINA GRANDE-PB**

AUTORA: HOSANA EMÍLIA ABRANTES SARMENTO LEITE

ORIENTADORA: VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO

CAMPINA GRANDE, 01 DE AGOSTO DE 2008

Hosana Emília Abrantes Sarmiento Leite

**ESTUDO DO COMPORTAMENTO DE ATERROS DE RSU EM UM BIORREATOR
EM ESCALA EXPERIMENTAL NA CIDADE DE CAMPINA GRANDE-PB**

Dissertação submetida ao corpo docente da
Coordenação do Programa de Pós-Graduação
da Universidade Federal de Campina Grande,
como parte dos requisitos necessários à
obtenção do grau de Mestre em Engenharia
Civil e Ambiental.

Área de concentração: Geotecnia
Linha de pesquisa: Geotecnia ambiental

Orientadora: Veruschka Escarião Dessoles
Monteiro

CAMPINA GRANDE, 01 DE AGOSTO DE 2008

**ESTUDO DO COMPORTAMENTO DE ATERROS DE RSU EM UM BIORREATOR
EM ESCALA EXPERIMENTAL NA CIDADE DE CAMPINA GRANDE-PB**

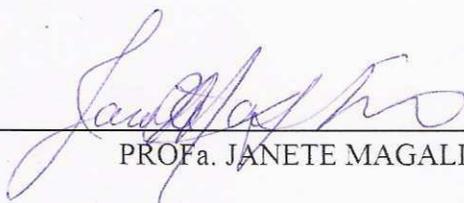
Hosana Emília Abrantes Sarmiento Leite

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA
GRANDE, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO
GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

Aprovada por:



PROF^a. VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO - D.Sc.
(Presidente)



PROF^a. JANETE MAGALI DE ARAÚJO - D.Sc.



PROF. VALDERI DUARTE LEITE D.Sc.



PROF. JOSÉ AFONSO GONÇALVES DE MACÊDO - D.Sc.

Campina Grande, CG – Brasil
Agosto de 2006

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

L533e

2008 Leite, Hosana Emília Abrantes Sarmiento

Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB / Hosana Emília Abrantes Sarmiento Leite.— Campina Grande, 2008.

218 f.: il.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.

Referências.

Orientador: Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

1. Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Aterros. 3. Lisímetros.
4. Geotecnia ambiental. 5. Biodegradação I. Título.

CDU – 628.47 (043)

*“Se quisermos ter menos lixo, precisamos
rever nosso paradigma de felicidade
humana. Ter menos lixo significa ter...
... mais qualidade, menos quantidade
mais cultura, menos símbolo de status
mais tempo para as crianças, menos dinheiro
trocado,
mais animação, menos tecnologia de
diversão,
mais carinho, menos presente...”*

(Gerard Gilreiner)

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Miguel e Socorro, a mais profunda gratidão pela lição de vida que, sabiamente, me prestaram e continuam a prestar, auxiliando na construção do meu alicerce. São meus grandes exemplos e apoio em todos os momentos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por estar sempre presente na minha vida, e tornar tudo possível.

Aos meus pais, e irmão agradeço de coração por este convívio maravilhoso durante o qual, em todos os momentos, transmitiram mensagens de incentivo, apoio e coragem para elaboração deste trabalho. Agradeço, também, pelas orações, pelos conselhos, empenho, estímulo, força para realizar este trabalho e o grande amor dado a mim em todos os momentos bons e ruins de minha vida.

A minha orientadora, Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, que sempre me apoiou e me transmitiu segurança, incentivo e compreensão, agradeço pelas orientações, discussões enriquecedoras, paciência e a amizade construída durante a realização deste trabalho. Gostaria de destacar sua competência, multidisciplinaridade, empenho, sabedoria e, acima de tudo, exigência e agradecer principalmente todos os conselhos recebidos, não só em termos acadêmicos, mas também, pessoais e pelas oportunidades que me foram concedidas, contribuindo na minha formação acadêmica.

Ao professor Salomão Anselmo Silva (*in memoriam*) pelo apoio financeiro, pela confiança depositada em mim e pelo grande exemplo acadêmico.

Ao professor Afonso Macêdo, pela amizade, constante apoio, incentivo em todos os momentos e diversas contribuições nas atividades desenvolvidas por mim dentro da UFCG. Agradeço profundamente a confiança depositada em mim, e retribuo agradecendo com muito carinho e admiração.

Ao professor Valderi pela constante contribuição e transmissão de conhecimento, incentivo e amizade.

A professora Janete Magali, pelo apoio técnico nas análises microbiológicas.

Aos professores da Universidade Federal de Campina Grande, em especial, Ademir, Francisco Souza, João Queiroz, Kennedy, Manasses, Nonato, agradeço por todas as contribuições e ensinamentos durante o curso de Pós-Graduação e desenvolvimento da pesquisa.

Aos atuais e ex-integrantes do grupo de estudo em Geotecnia Ambiental (GGA), Adma, Cássia, Clebiana, Deborah, Emanuely, Francisco, Franklin, Giovanna, Jonathas, Kaliana, Márcio, Polyanna, Rafael, Roberta Fraga, Roberta Meira, Rodrigo, Rosa e Silvania agradeço por todas as contribuições no desenvolvimento deste trabalho, pela prestatividade, apoio, incentivo e principalmente amizade, carinho, e momentos especiais.

Aos colegas do curso de pós-graduação, em especial, André, Andréa, Danilo, Emerson, Fábio, Fernando, Fonseca, Isabel, Ivonaldo, Jamilo, Jorge, Leda, Mery, Nilton, Paulo, Rafaela, Ricardo, Saul, Thiago e Yanna pelas colaborações no decorrer deste trabalho, pelo excelente convívio, amizade e pelos momentos de descontração.

Aos engenheiros Willian Paiva e Antônio Brito pelo apoio técnico no desenvolvimento da instrumentação deste trabalho.

A todos os integrantes da EXTRABES, em especial, Danuza, Edilma, Eva, Israel, Janaína, Joelma, Luciana, Marcelo, Nélia, Rita, Vanderley e Wilton pela amizade, apoio e contribuição durante o desenvolvimento deste trabalho.

Aos Alunos das Turmas de Materiais de Construção I, pela receptividade e amizade.

Aos vigilantes Paulo e Celso, juntamente com Marcone pela extrema ajuda no campo experimental, apoio e prestatividade sempre.

À Prefeitura Municipal de Campina Grande, especialmente em nome de Jomeres, que não mediu esforços no apoio a esta pesquisa, viabilizando equipamentos, materiais e pessoal para o desenvolvimento deste trabalho, bem como, Fabrício e Wanderley integrantes da empresa Líder.

À AESA, na pessoa de Alexandre Magno, pela extrema prestatividade e colaboração com dados técnicos para esta pesquisa.

Aos laboratoristas Rui e Sobreira pelo apoio técnico, parceria e amizade prestados durante o desenvolvimento deste trabalho;

Aos funcionários do programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental;

A Germano Galego pelo apoio técnico e prestatividade durante o desenvolvimento deste trabalho;

A todos os familiares, em especial tios e primos que sempre estiveram presentes me aconselhando e incentivando com carinho e dedicação.

Aos amigos Antônio Carlos, Aurélio, Bia, Bival, Daniela, Dayhane, Eisenhower, Élide, Euler, Gabriel Eduardo, João Batista, July, Kleber, Leonardo Augusto, Marlos, Minelle, Moacir Jr, Paulo Sérgio, Quitéria, Ricardo, Sharon e Suely pela amizade, apoio, carinho e incentivo sempre.

As amigas de todas as horas Raphaele, Sandra e Yanna, pelo apoio incondicional, carinho, palavras de conforto e incentivo, sempre presentes em momentos importantes e decisivos da vida profissional e pessoal.

A Lilyanne, ex-companheira de apartamento, pela extrema dedicação e apoio durante o desenvolvimento desta pesquisa, que gerou forte amizade durante todos os momentos, técnicos e psicológicos, deste trabalho e durante o curso.

A João Neto, pela prestatividade, amizade e incentivo sempre.

À CAPES pelo apoio financeiro da bolsa de estudos para o desenvolvimento desta pesquisa.

A todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a execução dessa dissertação de Mestrado.

RESUMO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) têm causado graves problemas sociais e ao meio ambiente nas cidades do Brasil e do mundo. A ausência de uma política de gestão destes resíduos sólidos tem agravado mais ainda este quadro. Levando em conta que ocorrem variações nas características dos resíduos de localidade para localidade dependendo da situação econômica, cultural e social da área estudada, bem como influência da sazonalidade e do clima da região, os dados encontrados na literatura a respeito do assunto em uma determinada localidade não podem ser generalizados para qualquer região, necessitando-se o desenvolvimento de estudos específicos para cada local. Células experimentais (lisímetros) possibilitam entender o comportamento de aterros de RSU e representam uma técnica bastante interessante para obter parâmetros de projetos, dimensionamento e construção de aterros, além do mais pode fornecer contribuições na área de saneamento através de monitoramento de processos. Esta pesquisa teve como objetivo principal analisar o comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB, avaliando aspectos geotécnicos e o processo evolutivo de degradação dos resíduos aterrados. Para isso, foi construído um lisímetro em formato cilíndrico, com um volume interno de, aproximadamente, $1,7 \text{ m}^3$, no campo experimental da EXTRABES, localizado na cidade de Campina Grande. Neste lisímetro foram acondicionados resíduos sólidos previamente caracterizados, provenientes de diferentes áreas da cidade de Campina Grande. Os dados foram obtidos através da instrumentação instalada e da coleta de amostras sólidas para análise em laboratório. O lisímetro foi dotado de sistemas de drenagens de líquidos e gases, medição de nível dos líquidos através de piezômetros, medidores de recalque superficiais e profundos por meio de placas circulares, medidores de temperatura ao longo da profundidade com o auxílio de termopares e um dreno de gás. O monitoramento da célula experimental envolveu medições no próprio lisímetro e coleta periódica de amostras sólidas para análises laboratoriais de vários parâmetros, como: teor de umidade, sólidos voláteis, pH, ácidos graxos voláteis, alcalinidade total, cloretos, DQO, DBO, fósforo, nitrito, nitrogênio amoniacal, quantificação de microrganismos (fungos e aeróbios totais), ensaios de fitotoxicidade, macronutrientes, micronutrientes, metais, matéria orgânica e carbono. Os resultados mostraram que a implantação da instrumentação foi essencial para o monitoramento do lisímetro, possibilitando o aperfeiçoamento, adaptação e o desenvolvimento de metodologias, equipamentos e instrumentos adequados a lisímetros de resíduos sólidos. Foi observada uma correlação entre os parâmetros determinados, em especial as condições climáticas, as quantificações de microrganismos e magnitude dos recalques. Verificou-se também que o comportamento da grande maioria dos parâmetros analisados, apesar das oscilações e particularidades dos resíduos, foi compatível com os resultados obtidos na literatura técnica. Esses resultados poderão contribuir com dados para instalação de um aterro sanitário na cidade de Campina Grande, haja vista, não há no município um aterro sanitário para dispor os resíduos gerados de maneira a satisfazer as normas e diretrizes ambientais; apenas se dispõem os resíduos em vazadouros a céu aberto.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos sólidos urbanos; aterros; lisímetros; geotecnia ambiental; biodegradação.

ABSTRACT

Municipal Solid Waste (MSW) has caused serious social and environmental problems in the cities of Brazil and the world. The absence of a policy on management of solid waste has deepened this issue. It is known that the characteristics of solid waste change from town to town depending on the economic, cultural and social situation, the study of the area and the influence of seasonality and climate of the region. Information found in the waste biodegradation in a given location can't be generalized to any region, requiring a development of a specific study for each place. Experimental cells (lysimeters) enable the understanding of the behavior of MSW landfills, and represent a very interesting technique to obtain parameters for a project, dimensions and construction of dumps. They can also offer contribution in the sanitation field through the monitoring of processes. The objective of this survey is to examine the behavior of main MSW landfills, studying a lysimeter in experimental scale. The lysimeter was built in the city of Campina Grande-PB. The geotechnical aspects and evolutionary process of degradation were evaluated in the deposited waste. For this reason a cylindrical lysimeter was constructed. It has an internal volume of approximately 1.7 m³ and was built in the EXTRABES experimental field sited in the city of Campina Grande. The lysimeter was filled with previously characterized solid waste from different areas of the city. The data was obtained through installed instrumentation and collection of solid samples analyzed in laboratory. The lysimeter was equipped with liquid and gas drainage systems, a liquid level measuring system, structures that measure the settlement of the soil, systems that measure temperature along the depth with the assistance of thermocouples and a gas drain. The monitoring of the experimental cell involved measurements in the lysimeter and periodic collection of solid samples for laboratory testing. The parameters analyzed were: humidity rate, volatile solids, pH, volatile fatty acids, total alkalinity, chloride, COD, BOD, phosphorus, nitrite, ammonia nitrogen, concentrations of microorganisms (fungi and totals aerobic), tests of phytotoxicity, macronutrients, micronutrients, metals, organic substance and carbon. The results showed that the deployment of the instrumentation was essential for the monitoring of the lysimeter, enabling the improvement, adaptation and development of methodologies, equipment and tools. There was a correlation between certain parameters, in particular climatic conditions, concentrations of microorganisms and magnitude of soil settlement. It was observed that the behavior of the majority of the examined parameters, despite fluctuations and particularities, was consistent with the results obtained in the technical literature. These results may help with data for the installation of a landfill in the city of Campina Grande. The city doesn't have a landfill to dispose the waste generated, in order to satisfy the environmental standards and guidelines. The waste is deposited in open lands.

Key-words: Municipal solid waste; landfill; lysimeters; environmental geotechnics; biodegradation.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	15
1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS	15
1.2 OBJETIVO DA PESQUISA	17
1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	18
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1 A ESSÊNCIA E A NATUREZA DO PROBLEMA	20
2.2 RESÍDUOS SÓLIDOS: ORIGEM, DEFINIÇÃO E CARACTERÍSTICAS	21
2.2.1 DEFINIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS	21
2.2.2 CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	22
2.2.2.1 Quanto aos riscos potenciais de contaminação ao meio ambiente	22
2.2.2.2 Quanto a natureza ou origem	23
2.2.3 CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS	24
2.3 DISPOSIÇÃO FINAL DE RSU	25
2.4 A GEOTECNIA AMBIENTAL APLICADA A ATERROS SANITÁRIOS	28
2.4.1 ASPECTOS GEOTÉCNICOS EM ATERROS SANITÁRIOS	29
2.4.2 MONITORAMENTO DE ATERROS SANITÁRIOS	29
2.4.2.1 Monitoramento geotécnico	30
2.4.2.1.1 Recalques	32
2.4.2.1.1.1 Mecanismos de recalques	35
2.4.2.1.1.2 Evolução dos recalques em aterros de RSU	37
2.4.2.1.1.3 Previsão de recalques (Modelos de recalques)	38
2.4.2.1.2 Impermeabilização de aterros de RSU	42
2.4.2.1.2.1 Sistemas de impermeabilização de laterais e fundo ou base	42
2.4.2.1.2.2 Sistemas de cobertura	43
2.4.2.1.3 Geração de percolado em aterros de RSU	43
2.4.2.1.4 Biogás em Aterros de RSU	45
2.4.2.1.3.1 Fatores que afetam a geração dos gases nos aterros	47
2.4.2.2 Monitoramento ambiental	48
2.4.2.2.1 Parâmetros físicos dos resíduos sólidos	48
2.4.2.2.1.1 Composição gravimétrica	49
2.4.2.2.1.2 Massa Específica	51
2.4.2.2.1.3 Teor de Umidade	52
2.4.2.2.1.4 Temperatura	54
2.4.2.2.2 Parâmetros físico-químicos dos resíduos sólidos	55
2.4.2.2.2.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)	55
2.4.2.2.2.2 Alcalinidade	56
2.4.2.2.2.3 Ácidos Voláteis	57
2.4.2.2.2.4 Cloretos	57
2.4.2.2.2.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda bioquímica de Oxigênio (DBO)	58
2.4.2.2.2.6 Relação Carbono/Nitrogênio	58
2.4.2.2.2.7 Teor de sólidos voláteis	59
2.4.2.2.2.8 Concentração de metais pesados	59
2.4.2.2.3 Propriedades biológicas dos resíduos sólidos	61
2.4.2.2.3.1 Biodegradação de RSU	61
2.4.2.2.3.2 Microbiologia <i>versus</i> RSU	66
2.4.2.2.3.3 Fitotoxicidade	70
2.5 LISÍMETROS E BIORREACTORES	71

3.1 INTRODUÇÃO	75
3.2 PROJETO, CONSTRUÇÃO E INSTRUMENTAÇÃO DO LISÍMETRO	77
3.2.1 PROJETO	77
3.2.2 CONSTRUÇÃO DO LISÍMETRO	78
3.2.2.1 Estrutura	78
3.2.2.2 Camada de base	78
3.2.2.3 Sistema de drenagem de base para líquido lixiviado	79
3.2.2.4 Camada de cobertura	79
3.2.3 INSTRUMENTAÇÃO DO LISÍMETRO	80
3.2.3.1 Drenagem de gases	81
3.2.3.2 Medição de Nível de líquidos	81
3.2.3.3 Medidores de recalque superficiais e em profundidade	82
3.2.3.4 Medidores de temperatura	83
3.3 ESCOLHA DO SOLO E CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA DE BASE E COBERTURA DO LISÍMETRO	86
3.4 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS E PREENCHIMENTO DO LISÍMETRO	91
3.4.1 PREPARAÇÃO DA AMOSTRA	91
3.4.1.1 Levantamento de dados	92
3.4.1.1.1 Caracterização da cidade de Campina Grande	92
3.4.1.2 Plano de amostragem	94
3.4.1.3 Coleta e amostragem	95
3.4.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA	99
3.4.2.1 Massa específica aparente solta	99
3.4.2.2 Teor de umidade	100
3.4.2.3 Composição gravimétrica dos resíduos	101
3.4.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA	104
3.4.4 PREENCHIMENTO DO LISÍMETRO	105
3.5 MONITORAMENTO	108
3.5.1 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS	108
3.5.2 ENSAIOS EM LABORATÓRIO	108
3.5.2.1 Monitoramento de sólidos	108
3.5.2.1.1 Parâmetros monitorados nos resíduos	110
3.5.2.1.1.1 Análises físico-químicas	112
3.5.2.1.1.2 Análises microbiológicas	119
3.5.2.1.1.3 Análises de macronutrientes, micronutrientes, metais pesados, matéria orgânica e carbono	124
3.5.2.2 Monitoramento de líquidos	131
3.5.3 MEDIÇÕES “IN SITU”	131
3.5.3.1 Temperatura	131
3.5.3.2 Recalques	132
3.5.3.3 Monitoramento de Gases	133

4.1 AVALIAÇÃO DA INSTRUMENTAÇÃO INSTALADA NO LISÍMETRO	134
4.2 CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA DE BASE E COBERTURA DE SOLO DO LISÍMETRO	135
4.2.1 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO	135
4.2.2 CARACTERIZAÇÃO DO SOLO EM LABORATÓRIO	136
4.3 CARACTERIZAÇÃO INICIAL DOS RESÍDUOS	141
4.3.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA DOS RESÍDUOS	141
4.3.1.1 Massa específica aparente solta e Teor de umidade	141
4.3.1.2 Composição gravimétrica	142
4.3.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA INICIAL DOS RESÍDUOS	145

4.4 MONITORAMENTO DO LISÍMETRO	147
4.4.1 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS	147
4.4.2 ENSAIOS DE LABORATÓRIO NOS SÓLIDOS	148
4.4.2.1 Parâmetros físico-químicos	149
4.4.2.1.1 Potencial hidrogeniônico (pH)	149
4.4.2.1.2 Teor de umidade e sólidos voláteis	150
4.4.2.1.3 Alcalinidade total e ácidos voláteis	154
4.4.2.1.4 Cloretos	156
4.4.2.1.5 DQO e DBO	157
4.4.2.1.6 Amônia e nitrito	161
4.4.2.2 Parâmetros microbiológicos	166
4.4.2.2.1 Fungos	166
4.4.2.2.2 Aeróbios	169
4.4.2.3 Toxicidade e biodegradação	171
4.4.3 Medições	178
4.4.3.1 Temperatura	178
4.4.3.2 Recalque – Análise com o tempo e profundidade	182
4.4.3.2.1 Análise do comportamento dos recalques: aspectos mecânicos, biológicos e climáticos	184
4.4.3.2.2 Recalque <i>versus</i> condições climática <i>versus</i> biodegradação	187
<u>CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS</u>	189
5.1 PRINCIPAIS CONCLUSÕES	189
5.2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	191
<u>REFERÊNCIAS</u>	193
<u>ANEXOS</u>	211
<u>ANEXO A – INSTRUMENTAÇÃO/MATERIAIS UTILIZADOS NOS ENSAIOS DO SOLO EM ESTUDO.</u>	212
<u>ANEXO B – ROTEIROS DE COLETA DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES E COMERCIAIS DE CAMPINA GRANDE.</u>	218

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1 - Classes dos resíduos sólidos segundo a origem ou natureza (adaptado de IB, 2008).</i>	23
<i>Figura 2 - Variação das características dos resíduos gerados (WEB RESOL, 2006).</i>	24
<i>Figura 3 – Disposição de resíduos: aterro sanitário Sítio de São João*, aterro controlado da Muribeca** e lixão de Piranhas*** (*JUCÁ, 2007; **GRS, 2008; ***EMA, 2008).</i>	26
<i>Figura 4 - Corte da seção transversal de um aterro de RSU (MANUAL DE OPERAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS, 2007).</i>	27
<i>Figura 5 - Interações físicas, químicas e biológicas em aterros de RSU (adaptado de CASTILHOS JR, 2003 apud MONTEIRO, 2006).</i>	28
<i>Figura 6 – Instrumentação geotécnica: piezômetro* e marco superficial de deslocamento** (*SANTEC RESÍDUOS, 2008; **MANUAL DE OPERAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS, 2008).</i>	31
<i>Figura 7 - Escoamento e vazamento de lixiviado (DINIS, 2000; HOWSTUFFWORKS, 2008).</i>	44
<i>Figura 8 - Principais fatores intervenientes no processo de geração de gases (MACIEL, 2003).</i>	47
<i>Figura 9 – Composição dos resíduos sólidos do Brasil (ABRELPE, 2006).</i>	50
<i>Figura 10 - Tipos de bactérias em relação à temperatura (KYAW, 2006).</i>	55
<i>Figura 11 - Esquema geral do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos (CASTILHOS JR et al., 2002).</i>	62
<i>Figura 12 - Princípios da decomposição em aterros sanitários (MONTEIRO, 2003).</i>	63
<i>Figura 13 - Fase aeróbia do processo (MONTEIRO, 2003).</i>	63
<i>Figura 14 - Seqüência das rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia</i>	65
<i>Figura 15 - Curva de crescimento bacteriano mostrando as quatro fases (TORTORA et al., 2000).</i>	68
<i>Figura 16 - Exemplos de tipos de microrganismos (KYAW, 2006).</i>	70
<i>Figura 17 - Biorreator anaeróbio (VIEIRA NETO et al., 2006).</i>	72
<i>Figura 18 - Célula experimental (Lisímetro).</i>	75
<i>Figura 19 – Fluxograma da metodologia desenvolvida.</i>	76
<i>Figura 20 - Desenho esquemático da célula experimental (Lisímetro).</i>	78
<i>Figura 21 - Sistema de impermeabilização de base executada por meio de compactação manual.</i>	79
<i>Figura 22 - Sistema de drenagem de base para lixiviado.</i>	79
<i>Figura 23 - Sistema de impermeabilização de cobertura.</i>	80
<i>Figura 24 - Sistema de drenagem de gases.</i>	81
<i>Figura 25 – Detalhe da instalação do piezômetro.</i>	82
<i>Figura 26 - Detalhe das placas de recalque superficiais e instalação.</i>	82
<i>Figura 27 – Termopar com conector tipo K.</i>	83
<i>Figura 28 – Detalhe da calibração da corrente emitida pelo termopar em função da temperatura da junção.</i>	84
<i>Figura 29 - Curva de calibração do termopar I.</i>	84
<i>Figura 30 - Curva de calibração do termopar II.</i>	84
<i>Figura 31 - Curva de calibração do termopar III.</i>	85
<i>Figura 32 - Determinação do teor de umidade e massa específica durante a extração do solo.</i>	87
<i>Figura 33 - Ensaio para determinação da massa específica dos grãos.</i>	88
<i>Figura 34 - Ensaio de análise granulométrica por peneiramento e sedimentação.</i>	88
<i>Figura 35 - Ensaio para determinação do limite de liquidez e plasticidade.</i>	88
<i>Figura 36 - Ensaio para determinação do coeficiente de permeabilidade e compactação.</i>	89
<i>Figura 37 - Preparo de amostras de solo para os ensaios de caracterização (TAYLOR, 1948).</i>	91
<i>Figura 38 - Localização da cidade de Campina Grande no Estado da Paraíba (www.licite.com.br).</i>	93
<i>Figura 39 - Local regulamentado para disposição dos RSU de Campina Grande (Lixão do Serrotão) (LEITE et al., 2007).</i>	94
<i>Figura 40 - Mapa dos Bairros de Campina Grande (WIKIPÉDIA, 2007).</i>	95
<i>Figura 41 – Componentes da equipe de trabalho equipados com EPI's.</i>	96
<i>Figura 42 - Descarregamento dos resíduos.</i>	96
<i>Figura 43 - Homogeneização dos resíduos.</i>	97
<i>Figura 44 - Quarteamento dos resíduos.</i>	97
<i>Figura 45 - Amostra final resultante do processo de homogeneização e quarteamento.</i>	98
<i>Figura 46 - Abertura dos receptáculos e homogeneização dos resíduos.</i>	98
<i>Figura 47 - Seleção e homogeneização dos resíduos destinados à caracterização.</i>	98
<i>Figura 48 – Esquema de preparação de amostras e preenchimento do lisímetro.</i>	99
<i>Figura 49 – Determinação da massa específica aparente solta dos resíduos.</i>	100
<i>Figura 50 – Determinação do teor de umidade dos resíduos.</i>	101
<i>Figura 51 - Etapas para determinação da composição gravimétrica dos RSU de Campina Grande.</i>	104

Figura 52 - Determinação do teor de umidade natural do solo e acréscimo de água para atingir a umidade ótima.	106
Figura 53. Etapas de preenchimento do lisímetro.	107
Figura 54 - Detalhe da instalação da instrumentação ao longo do preenchimento do lisímetro e na fase final.	107
Figura 55 – Amostrador utilizado na coleta de sólidos.	109
Figura 56 – Presença do solo de cobertura no orifício 1 e abertura do orifício 2.	109
Figura 57 – Amostra em agitador magnético com imersão de eletrodo.	112
Figura 58 – Determinação de Cloretos.	115
Figura 59 – Determinação de DQO.	116
Figura 60– Determinação da DBO.	117
Figura 61 – Semeadura de aeróbios em placas de Petri.	122
Figura 62 – Colônia de fungos.	123
Figura 63 – Ensaio de Fitotoxicidade: sementes germinadas de tomate e repolho.	124
Figura 64 - Amostra picotada e acondicionada em sacos Zip.	125
Figura 65 - Amostra e estufa e processada em moinho de bolas.	125
Figura 66 - Digestão da amostra para análise de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg).	126
Figura 67 - Determinação do teor de matéria orgânica e de carbono.	131
Figura 68 – Medição de temperatura interna (termopares) e externa.	132
Figura 69 – Medição do deslocamento vertical das placas de recalque.	133
Figura 70 - Curva granulométrica do solo utilizado para base e cobertura do lisímetro.	137
Figura 71 – Curva de variação da massa específica aparente seca em função da umidade referente ao ensaio de compactação Proctor normal.	139
Figura 72 - Composição gravimétrica dos RSU da Cidade de Campina Grande-PB (LEITE et al., 2008).	142
Figura 73 – Dados de precipitação e evaporação da cidade de Campina Grande.	148
Figura 74 – Evolução do potencial hidrogeniônico dos resíduos sólidos ao longo do tempo.	150
Figura 75 – Evolução do teor de umidade dos resíduos sólidos aterrados ao longo do tempo.	151
Figura 76 – Evolução do teor de sólidos voláteis e matéria orgânica dos resíduos sólidos aterrados.	153
Figura 77 – Evolução da concentração de alcalinidade total e ácidos graxos voláteis dos resíduos sólidos aterrados.	156
Figura 78 – Evolução da relação AGV/AT dos resíduos sólidos aterrados.	156
Figura 79 – Evolução da concentração de cloretos nos resíduos sólidos aterrados.	157
Figura 80 – Evolução da concentração de DQO nos resíduos sólidos aterrados.	159
Figura 81 – Evolução da concentração de DBO nos resíduos sólidos aterrados.	160
Figura 82 – Evolução da relação DBO/DQO dos resíduos sólidos aterrados.	161
Figura 83 – Evolução da concentração de nitrogênio amoniacal dos resíduos sólidos aterrados.	163
Figura 84 – Evolução da concentração de nitrito nos resíduos sólidos aterrados.	164
Figura 85 - Evolução da relação Carbono/nitrogênio (C/N) ao longo do tempo.	165
Figura 86 - Concentração de fungos em amostras de resíduos sólidos.	169
Figura 87 - Concentração de microrganismos aeróbios em amostras de resíduos sólidos.	171
Figura 88 - Germinação relativa das sementes de repolho e tomate.	172
Figura 89 - Crescimento relativo das raízes das sementes de repolho e tomate.	172
Figura 90 – Teor de cobre e zinco na massa de resíduos.	176
Figura 91 – Teor de manganês e ferro na massa de resíduos.	176
Figura 92 – Teor de potássio e cálcio na massa de resíduos.	177
Figura 93 – Teor de manganês na massa de resíduos.	177
Figura 94 – Teor de fósforo na base seca e líquida.	178
Figura 95 - Variação da temperatura na massa de resíduos em função do tempo.	179
Figura 96 - Variação da temperatura na massa de resíduos de acordo com a profundidade.	181
Figura 97 – Evolução temporal dos recalques da massa de resíduos na superfície e em profundidade.	183
Figura 98 – Evolução temporal da deformação específica da massa de resíduos na superfície e em profundidade.	184
Figura 99 – Evolução temporal da velocidade dos recalques na superfície e em profundidade.	184
Figura 100 - Períodos onde ocorreram variações nos valores de recalque.	186
Figura 101 - Recalque versus microbiologia com o tempo.	188

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 1 - Geração de Resíduos Sólidos (PNSB, 2000).</i>	20
<i>Tabela 2 – Dados dos percentuais de disposição e/ou tratamento de resíduos (baseado em dados da PNSB, 2000).</i>	25
<i>Tabela 3 - Composição dos lixiviados em função da fase de decomposição dos resíduos (DINIS, 2000).</i>	45
<i>Tabela 4 - Composição média percentual de resíduos domésticos comparando cidades do Brasil e Estados Unidos (JUNQUEIRA, 2000).</i>	50
<i>Tabela 5 - Composições gravimétricas médias de algumas cidades brasileiras em diferentes anos (%) (GOMES, 1989; JARDIM et al., 1995 e OLIVEIRA, 1997).</i>	51
<i>Tabela 6 – Resultados de massa específica de RSU, segundo vários autores (ALCÂNTARA, 2007).</i>	52
<i>Tabela 7 – Teor de umidade de RSU segundo vários autores (ALCÂNTARA, 2007).</i>	54
<i>Tabela 8 – Teor total de metais pesados (mg/kg peso seco).</i>	61
<i>Tabela 9 – Nível crítico de metais pesados aceitos no solo (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1986).</i>	61
<i>Tabela 10 – Grupos microbianos presentes em sistemas aeróbios (VAZOLLER, 2001).</i>	70
<i>Tabela 11 - Exemplos de bactérias anaeróbias presentes nos tratamentos de rejeitos por biodigestão anaeróbia (VAZOLLER, 2001).</i>	70
<i>Tabela 12 - Limites de erro para termopares, de acordo com ASTM E-230 (com junção de referência a 0 °C) (MOREIRA, 2002).</i>	85
<i>Tabela 13 – Resultados dos ensaios do solo “in situ”.</i>	135
<i>Tabela 14 – Resultados dos ensaios de caracterização do solo em laboratório.</i>	136
<i>Tabela 15 – Resultados do ensaio de compactação em laboratório e campo.</i>	138
<i>Tabela 16 – Massa específica aparente solta e teor de umidade inicial dos resíduos.</i>	141
<i>Tabela 17 - Composição gravimétrica dos RSU da cidade de Campina Grande em Jun/2004 (LEITE et al., 2007b).</i>	143
<i>Tabela 18 - Composição gravimétrica dos resíduos da cidade de Campina Grande (Outubro 2007).</i>	144
<i>Tabela 19 - Quantitativo das diversas frações de RSU produzidas diariamente (LEITE et al., 2006)</i>	145
<i>Tabela 20 – Caracterização físico-química inicial dos resíduos utilizado no preenchimento do lisímetro.</i>	146

LISTA DE QUADROS

<i>Quadro 1 – Principais formas de disposição final e tratamento de RSU no Brasil.</i>	26
<i>Quadro 2 – Contribuições ao estudo de recalques em RSU (adaptado de SIMÕES, 2000).</i>	34
<i>Quadro 3 - Potencial poluidor de elementos químicos utilizados em pilhas e baterias.</i>	60
<i>Quadro 4 - Descrição dos ensaios realizados durante a extração do solo.</i>	87
<i>Quadro 5 - Descrição dos Ensaios de solos realizados no estudo e Norma correspondente.</i>	90
<i>Quadro 6 - Guia para triagem dos componentes para determinação da composição gravimétrica adaptado de LIPOR (2000).</i>	103
<i>Quadro 7 – Parâmetros analisados no monitoramento dos resíduos aterrados.</i>	111
<i>Quadro 8 - Parâmetros microbiológicos determinados.</i>	121

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

1.1 Aspectos gerais

De maneira geral a produção e a composição dos resíduos sólidos é função das atividades humanas e industriais dentro de qualquer contextualização social. Os humanos sempre estiveram e permanecem associados diretamente aos resíduos por eles produzidos, podendo o resultado desta interação ser responsável por diversificadas escalas de agressões ambientais. Os problemas inerentes à taxa de produção per capita e a composição gravimétrica e química dos resíduos sólidos, principalmente dos resíduos sólidos urbanos (RSU), envolvem questões de natureza social, econômica, política e cultural. Em países subdesenvolvidos os RSU têm se tornado um problema gravíssimo de saneamento básico e até mesmo de saúde pública.

Dados da Organização Mundial de Saúde - OMS registram que 95% dos leitos hospitalares são ocupados por pessoas portadoras de doenças provocadas pela falta de saneamento ambiental, tendo os RSU uma contribuição significativa nesta estatística (ANDRADE, 2001). A Agenda 21 cita que, até o final do século passado, cerca de 4 milhões de crianças morreram por doenças provocadas por resíduos sólidos. Nessa conjuntura, torna-se fundamental o estudo de soluções para o problema. Contudo, para que seja possível a criação de qualquer solução, é necessário o conhecimento detalhado a cerca dos resíduos produzidos (TAVARES *et al.*, 2007). Levando em conta que ocorrem variações nas características dos resíduos de localidade para localidade dependendo muito da situação econômica, cultural e social da área estudada, bem como influência da sazonalidade e do clima da região, os dados encontrados na literatura a respeito do assunto em uma determinada localidade não podem ser generalizados para qualquer região, necessitando-se o desenvolvimento de estudos específicos para cada local.

A cidade de Campina Grande está localizada na mesorregião Agreste do Estado da Paraíba e possui área de 621km². A sede do município tem uma altitude aproximada de 552 metros distando 120km da capital do Estado da Paraíba. A cidade exerce influência geoeconômica em limites que transpõem fronteiras estaduais, tornando-se, assim, uma das mais importantes de toda região nordeste do Brasil. A população da cidade de Campina Grande de acordo com o IBGE (2000) é de aproximadamente 400.000 habitantes. Com a intensa industrialização, advento de novas tecnologias, crescimento populacional na cidade de

Campina Grande e a diversificação do consumo de bens e serviços, os resíduos transformaram-se em um grave problema urbano. De acordo com Leite *et al.* (2007a) a área de estudo, o Município de Campina Grande, produz em média 240 toneladas por dia de RSU, com taxa de produção per capita de aproximadamente $540\text{g.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ dos quais 80% apresentam capacidade de reaproveitamento, contudo o município não dispõe de alternativas tecnológicas para disposição e reaproveitamento racional da fração coletada.

Apesar de ser um assunto bastante debatido e focado atualmente, o estudo dos resíduos sólidos e especificamente dos aterros de RSU, pode ser considerado relativamente recente, daí subsistirem importantes incertezas ainda sobre o assunto.

No Brasil há muitos locais de disposição de resíduos os quais podem provocar danos ambientais e a saúde humana além de serem esteticamente desagradáveis. Estudar técnicas para a disposição, tempo de degradação desses resíduos e como otimizar processos degradativos devem ser viabilizados no país. Na cidade de Campina Grande a situação não é diferente da maioria dos municípios brasileiros. Não há no município um aterro sanitário para dispor os resíduos gerados de maneira a satisfazer as normas e diretrizes ambientais; apenas se dispõem os resíduos em vazadouros a céu aberto (LEITE *et al.*, 2007c).

No mundo inteiro, com algumas poucas exceções, os aterros representam a principal destinação final dos RSU. Em vários países o aterro sanitário tem sido o meio mais importante para se tratar resíduos sólidos de maneira adequada. Neste sentido, vem-se buscando novas técnicas para aprimorar a disposição e o tratamento destes resíduos. As técnicas de tratamento estão cada vez mais interligadas a aspectos geotécnicos e biotecnológicos. No intuito de conhecer melhor o funcionamento de aterros de RSU, células experimentais representam uma técnica bastante interessante, pois permitem obter parâmetros para projetos, dimensionamento, construção e monitoramento de aterros. Além disso, normas técnicas que hoje são muitas vezes inadequadas podem ser reformuladas ou aprimoradas a partir dos estudos desenvolvidos em células experimentais como os lisímetros (MONTEIRO *et al.*, 2006). As pesquisas desenvolvidas em lisímetros envolvem a busca de alternativas tecnológicas que poderão ser adaptadas não apenas para grandes aterros, mas também para aterros de pequeno e médio porte, como é o caso da cidade de Campina Grande. Os aterros para municípios de pequeno e médio porte devem ser projetados com base em tecnologias apropriadas que associem a simplicidade operacional, baseada em procedimentos científicos,

à flexibilidade necessária para compatibilizar o projeto, a operação, os requisitos ambientais e as potencialidades locais (MONTEIRO, 2006).

Além disso, os resíduos sólidos urbanos têm sido estudados como um novo material geotécnico, pois eles apresentam um comportamento bastante diferenciado dos materiais geotécnicos clássicos. Eles são constituídos por diferentes materiais (metais, plásticos, papéis, vidros, madeiras, têxteis, resíduos alimentares, entulho etc), que dispostos conjuntamente resultam em um material altamente heterogêneo, de propriedades mecânicas e hidráulicas variáveis e com estrutura porosa. As propriedades dos RSU são em função das propriedades dos constituintes individuais, das interações entre eles e com o meio ambiente (SIMÕES, 2000).

Vários trabalhos envolvendo o comportamento de aterro de RSU já foram desenvolvidos em várias regiões do Brasil (MONTEIRO, 2003; MELO, 2003; ALCÂNTARA 2007; JUCÁ *et al.*, 1999). Em Campina Grande já foram efetuados alguns estudos relacionados aos RSU (LEITE *et al.*, 2004; LEITE *et al.*, 2007a; LOPES *et al.*, 2003; MESQUITA *et al.*, 2000), porém nenhum relacionava aspectos geotécnicos, físico-químicos e microbiológicos. A maioria dos trabalhos realizados foram relacionados ao comportamento degradativo dos resíduos, levando em conta somente a porção equivalente a matéria orgânica, sendo, portanto, o presente estudo, envolvendo o comportamento de aterros de RSU em escala experimental, pioneiro na cidade de Campina Grande.

O campo experimental onde foram desenvolvidas as pesquisas foi o EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários) um núcleo de pesquisa utilizado pela Universidade Federal de Campina Grande localizado em terreno pertencente à Companhia de Água e Esgoto do Estado da Paraíba – CAGEPA, contando com o apoio de uma equipe multidisciplinar, como professores e alunos de iniciação científica da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

1.2 Objetivo da pesquisa

Este trabalho tem como objetivo geral estudar o comportamento de aterros de RSU em escala experimental em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande, através da análise de aspectos geotécnicos e das propriedades físicas, químicas e microbiológicas dos resíduos sólidos. O estudo abrange inter-relações entre a geotecnia

ambiental, química, microbiologia, entre outras áreas de conhecimento, na busca de alternativas tecnológicas que propiciem um melhor aproveitamento dos resíduos com maior eficiência do tratamento dos resíduos aterrados e melhorar a eficiência do tratamento de resíduos sólidos dispostos em aterros.

Dentro deste contexto a pesquisa teve como objetivos específicos:

- caracterizar e estudar o comportamento dos resíduos da cidade de Campina Grande-PB, fornecendo suporte para o entendimento dos resíduos futuramente depositados em aterro;
- analisar um solo viável para utilização em camadas de base e cobertura de aterros de RSU;
- quantificar os recalques na massa de resíduos aterrada, em função do tempo e profundidade;
- relacionar os recalques medidos aos ciclos de crescimento da população microbiana e aspectos físico-químicos dos resíduos;
- avaliar o processo de biodegradação nas suas diversas fases;
- estudar as inter-relações que se estabelecem durante o processo degradativo dos resíduos depositados em aterro;
- mostrar a importância de se desenvolver e aperfeiçoar técnicas de amostragens e instrumentação para células experimentais de RSU.

1.3 Estrutura da dissertação

A dissertação está distribuída em 5 capítulos. O **Capítulo 1**, a Introdução, aborda a problemática dos resíduos sólidos, com ênfase na sua disposição final, fazendo-se a contextualização e a delimitação do problema de pesquisa, a justificativa do trabalho e indicação dos objetivos do estudo.

No **Capítulo 2**, a Revisão bibliográfica, compreende o tema principal e suas interfaces. Neste capítulo serão expostos definições e discussões de conceitos, técnicas e processos que serviram de embasamento para o desenvolvimento desta dissertação de acordo com a literatura técnica sobre o tema.

No **Capítulo 3**, têm-se os materiais e métodos empregados para desenvolvimento do estudo, contendo uma descrição das etapas de projeto, construção, enchimento e

monitoramento do lisímetro, bem como detalhamento das técnicas de ensaios de campo e laboratório utilizadas na pesquisa.

No **Capítulo 4**, faz-se a apresentação e discussão dos resultados ao longo da pesquisa, sendo apresentados os valores relativos ao monitoramento da célula experimental (lisímetro), simulando uma célula de aterro sanitário, com posterior comparação e análise desses dados. Inicialmente, foi feita uma avaliação da instrumentação utilizada e uma discussão dos resultados da caracterização inicial das camadas de base e cobertura e dos resíduos aterrados no lisímetro. Em seguida, será apresentada, na forma de gráficos a evolução temporal do comportamento e correlação de cada uma das variáveis observadas durante o monitoramento dos resíduos aterrados.

Por fim, no **Capítulo 5**, são apresentadas as conclusões mais relevantes acerca dos principais aspectos abordados na pesquisa, bem como sugestões para pesquisas futuras.

CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo serão expostos definições e discussões de conceitos, técnicas e processos que serviram de embasamento para o desenvolvimento desta dissertação.

2.1 A Essência e a natureza do problema

O problema dos resíduos sólidos na grande maioria dos países e particularmente em determinadas regiões vem se agravando como consequência do acelerado crescimento populacional, concentração das áreas urbanas, desenvolvimento industrial e mudanças de hábitos de consumo. Geralmente o desenvolvimento econômico de qualquer região vem acompanhado de uma maior produção de resíduos sólidos. Esta maior produção tem um papel importante entre os fatores que afetam a saúde da comunidade, constituindo assim um motivo para que se implantem políticas e soluções técnicas adequadas para resolver os problemas da sua gestão e disposição final (OPAS, 2006).

No Brasil, segundo Jucá (2003) a questão dos resíduos sólidos tem sido amplamente discutida na sociedade, a partir de vários levantamentos da situação atual brasileira e perspectivas para o setor. De uma forma geral este assunto permeou por várias áreas do conhecimento, desde o saneamento básico, meio ambiente, inserção social e econômica dos processos de triagem e reciclagem dos materiais, e mais recentemente, ainda de forma insipiente, o aproveitamento energético dos gases provenientes dos aterros sanitários.

De acordo com a PNSB (2000) no Brasil, se coleta cerca de 228.413 toneladas de resíduos sólidos diariamente, sendo 125.258 toneladas referentes aos resíduos domiciliares. A Tabela 1 apresenta a população brasileira e sua distribuição regional, a quantidade de resíduos sólidos gerados diariamente e a geração por pessoa e por região.

Tabela 1 - Geração de Resíduos Sólidos (PNSB, 2000).

	População Total		Geração de Resíduos		Geração percapita (kg/hab/dia)
	Valor	Percentual (%)	Valor	Percentual (%)	
Brasil	169.799.170	-	228.413	100	1,35
Norte	12.900.704	7,6	11.067	4,8	0,86
Nordeste	47.741.711	28,1	41.558	18,2	0,87
Sudeste	72.412.411	42,6	141.617	62	1,96
Sul	25.107.616	14,8	19.875	8,7	0,79
Oeste	11.636.728	6,9	14.297	6,3	1,23

Em relação à geração por pessoa, observa-se uma grande discrepância de resultados por região, devido aos resíduos não domiciliares, que não tem uma relação direta com a população (JUCÁ, 2003). Destaca-se a Região Sudeste, que é responsável pela geração de 62% dos resíduos sólidos no País.

2.2 Resíduos Sólidos: origem, definição e características

A questão da gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) ganhou nos últimos anos uma importância vital, dado o aumento das quantidades geradas no nosso país e o seu ineficiente encaminhamento final. Os problemas associados com a gestão de resíduos sólidos (RS) na sociedade atual são complexos, dada a sua quantidade e diversidade gerada diariamente e que vem aumentando ao longo do tempo. O desenvolvimento explosivo de áreas urbanas, o financiamento limitado dos serviços públicos, os impactos tecnológicos e as limitações emergentes em termos energéticos e de matérias-primas também não facilitaram essa gestão (ROSAS, 2003).

2.2.1 Definição de resíduos sólidos

Resíduo pode ser considerado qualquer material que sobra após uma ação ou processo produtivo. Diversos tipos de resíduos (sólidos, líquidos e gasosos) são gerados nos processos de extração de recursos naturais, transformação, fabricação ou consumo de produtos e serviços. Esses resíduos passam a ser descartados e acumulados no meio ambiente causando não somente problemas de poluição, como caracterizando um desperdício da matéria originalmente utilizada (COMPAM, 2006).

A ABNT (2004a), por meio da NBR 10004, define resíduos sólidos como: resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.

Os 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 (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993 *apud* ALCÂNTARA, 2007). Esses resíduos, que se constituem numa mistura heterogênea de matérias sólidas que podem ser parcialmente reciclados e/ou reutilizados, vem se constituindo em um dos maiores problemas da sociedade moderna (ALCÂNTARA, 2007).

2.2.2 Classificação dos resíduos sólidos

São várias as maneiras de se classificar os resíduos sólidos. As mais comuns são quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente e quanto à natureza ou origem.

2.2.2.1 Quanto aos riscos potenciais de contaminação ao meio ambiente

Esta classificação baseia-se nas características dos resíduos, se reconhecidos como perigosos, ou quanto à concentração de poluentes em suas matrizes. De acordo com a ABNT (2004a) - NBR 10004, os resíduos são classificados da seguinte forma:

- **resíduos classe I** – perigosos: são aqueles que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, apresentam risco à saúde ou ao meio ambiente, ou apresentam características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, ou fazem parte da relação constante nos anexos A e B da ABNT (2004a) - NBR 10004. Ex.: óleo lubrificante usado ou contaminado, equipamentos descartados contaminados com óleo; lodos gerados no tratamento de efluentes líquidos de pintura industrial e acumuladores elétricos a base de chumbo (baterias);
- **resíduos classe II** - não perigosos:
 - **resíduos classe II – A:** não inertes: aqueles que não se enquadram na classificação de resíduos Classe I ou resíduos Classe II B. Ex.: o resíduo comum gerado em qualquer unidade industrial (proveniente de restaurantes, escritórios, banheiros etc).
 - **resíduos classe II – B:** inertes: quando amostrados de forma representativa, conforme ABNT (2004c) - NBR 10007, e submetidos aos procedimentos da ABNT (2004b) - NBR 10006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se aspecto, turbidez, dureza e sabor.

2.2.2.2 Quanto à natureza ou origem

De acordo com o Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (2001) a origem é o principal elemento para a caracterização dos resíduos sólidos. Segundo este critério, os diferentes tipos de resíduo podem ser agrupados em cinco classes (Figura 1):

- **resíduo doméstico ou residencial:** resíduos gerados nas atividades diárias em casas, apartamentos, condomínios e demais edificações residenciais.
- **resíduo comercial:** resíduos gerados em estabelecimentos comerciais, cujas características dependem da atividade ali desenvolvida.
- **resíduo público:** resíduos presentes nos logradouros públicos;
- **resíduo domiciliar especial:** destaque para entulhos de obras, pilhas e baterias, lâmpadas fluorescentes e pneus.
- **resíduo de fontes especiais:** destaque para o resíduo industrial, radioativo, de portos, aeroportos e terminais rodoferroviários, agrícola e resíduos de serviços de saúde.



Figura 1 - Classes dos resíduos sólidos segundo a origem ou natureza (adaptado de IB, 2008).

2.2.3 Características dos resíduos sólidos

As características e composição dos resíduos gerados são influenciadas conforme a cidade, em função de diversos fatores, como por exemplo, a atividade dominante (industrial, comercial, turística etc), os hábitos e costumes da população (principalmente quanto à alimentação) e o clima (Figura 2).

De acordo com Lima (1995) *apud* Vaz *et al.* (2003) os principais fatores que interferem a composição e conseqüentemente geração dos resíduos são:

- **poder aquisitivo**, pois a quantidade per capita de resíduo por família é correlacionada à sua renda;
- **evolução das embalagens**, pois os processos tecnológicos acarretam na diminuição do peso específico do resíduo urbano, tornando-o mais leve devido ao uso de embalagens plásticas;
- **hábitos da população**, pois a depender da região hábitos culturais a composição do resíduo se altera significativamente;
- **fatores econômicos** devido à interferência da economia, do país ou região, na geração de resíduos;
- **fatores sazonais** onde principalmente as épocas festivas acabam por alterar o consumo modificando sensivelmente a qualidade e quantidade do resíduo.



Figura 2 - Variação das características dos resíduos gerados (WEB RESOL, 2006).

Segundo Junqueira (2000) a caracterização do resíduo produzido em uma cidade é um processo que deve ser executado com uma periodicidade regular, considerando que os resultados obtidos podem ser utilizados em vários segmentos do processo de gerenciamento de resíduos sólidos:

- **aspectos humanos**, onde indicam o estilo e padrão de vida da população de uma cidade ou de seus segmentos;
- **aspectos econômicos**, com a avaliação dos materiais recicláveis e conseqüentes recursos gerados a partir dessa atividade, além de um melhor planejamento de toda infra-estrutura necessária e dos trechos de coleta e;
- **aspectos ambientais**, quando a partir da reciclagem pode-se diminuir a carga de resíduo depositada em aterro e ter uma idéia dos tipos de contaminante potenciais que poderão surgir a partir da decomposição de um resíduo característico, permitindo a criação de processos de tratamento direcionados e com maior eficiência.

2.3 Disposição final de RSU

Existem várias formas de disposição e tratamento de resíduos urbanos que são comumente escolhidas em função de custo, da área disponível e da necessidade do município.

De acordo com Pavan (2007) a responsabilidade pela prestação de serviços de limpeza urbana (que incluem resíduos de origem domiciliar, comercial e de serviços públicos) no Brasil é do município. Na maioria das cidades brasileiras, a coleta de resíduos é realizada pela iniciativa privada, sob forma de concessão, ou permissão (cerca de 60%). No entanto, mais de 20% de todo o resíduo gerado no país diariamente é disposto em lixões a céu aberto ou lugares não fixos. A Tabela 2 apresenta os dados percentuais das formas de disposição de RSU praticadas no país.

Tabela 2 – Dados dos percentuais de disposição e/ou tratamento de resíduos (baseado em dados da PNSB, 2000).

	Brasil (%)	Norte (%)	Nordeste (%)	Sudeste (%)	Sul (%)	Centro-Oeste (%)
Vazadouro a céu aberto	21,3	57,2	48,3	9,8	25,9	22,0
Aterro controlado	37,0	28,3	14,6	46,5	24,3	32,8
Aterro Sanitário	36,2	13,3	36,2	37,1	40,5	38,8
Estação compostagem	2,9	0,0	0,2	3,8	1,7	4,8
Estação de triagem	1,0	0,0	0,2	0,9	4,2	0,5
Incineração	0,5	0,1	0,1	0,7	0,2	0,2
Locais não-fixos	0,5	0,9	0,3	0,6	0,6	0,7
Outra	0,7	0,2	0,1	0,7	2,6	0,2

As principais formas de disposição são: vazadouro a céu aberto, aterro controlado e aterro sanitário (Figura 3). Observa-se que a forma de disposição de resíduos em lixões a céu aberto está fortemente presente nas regiões norte e nordeste do país. Esta prática estimula catadores e crianças a buscarem nos lixões, de forma precária, seu sustento do dia a dia. No Quadro 1 encontram-se descritas as principais formas de disposição supracitadas.



Figura 3 – Disposição de resíduos: aterro sanitário Sítio de São João*, aterro controlado da Muribeca** e lixão de Piranhas*** (*JUCÁ, 2007; **GRS, 2008; ***EMA, 2008).

Quadro 1 – Principais formas de disposição final e tratamento de RSU no Brasil.

Disposição/tratamento de RSU	Descrição
Aterro Sanitário*	Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se for necessário.
Aterro controlado**	O aterro controlado se caracteriza basicamente pelo simples enterramento do resíduo, não se levando em conta os problemas ambientais resultantes da sua decomposição. Este termo é usado erradamente como sinônimo de aterro sanitário, muito embora o método elimine os aspectos indesejáveis dos depósitos de resíduos a céu aberto. Os chamados aterros controlados se originam, na maioria das vezes, da desativação de lixões.
Lixões***	Os RSU são simplesmente depositados em extensas áreas a céu aberto, sem qualquer tipo de tratamento. Sem a impermeabilização, o solo fica exposto à degradação e há risco de contaminação dos lençóis freáticos pelos efluentes produzidos na degradação do resíduo quando estes são absorvidos pelo solo. Além disso, os lixões são freqüentados por famílias de baixa renda que ficam expostas a animais transmissores de doenças e outros riscos.
Estação compostagem***	A compostagem é um processo biológico em que os microrganismos transformam a matéria orgânica, como estrume, folhas, papel e restos de comida, num material semelhante ao solo, a que se chama composto, e que pode ser utilizado como adubo.
Estação de triagem	A Estação de Triagem é o local onde se realiza a separação e a preparação dos resíduos de embalagens provenientes da coleta seletiva para a reciclagem.
Incineração**	Incineração é um processo de combustão controlada para transformar resíduos sólidos, líquidos e gases combustíveis em dióxido de carbono, outros gases e água, reduzindo significativamente o volume e pesos iniciais. Da incineração dos resíduos resulta um residual sólido constituído basicamente de materiais incombustíveis que deverão ser dispostos em aterros sanitários ou reciclados.
Locais não-fixos	-

*ABNT (1992); **Alves (2008); ***IB (2008).

Em termos de disposição final, a disposição dos resíduos em aterros é ainda a técnica mais utilizada, devido a sua praticidade e baixo custo. Entretanto, os aterros sanitários não podem ser vistos como simples local de armazenamento de resíduos. O comportamento dos resíduos depositados em aterros é semelhante a um biorreator e em condições ótimas o biorreator provê uma quebra completa da fração biodegradável dos resíduos sólidos. Do ponto de vista da engenharia, a quebra acelerada dos compostos, através do controle das condições ambientais, conduz a uma estabilização mais rápida, maiores recalques e eventual reuso do local (MCDOUGALL & PHILP, 2001). Avaliar o comportamento de aterros quanto à eficiência na degradação e geração de gases tóxicos, torna-se necessário para entender e aperfeiçoar essa técnica de disposição e reaproveitamento de áreas (MONTEIRO, 2006).

A Figura 4 apresenta um corte da seção transversal de um aterro de resíduos sólidos urbanos, apontando a estrutura de setores em preparo, em execução e concluído.



Figura 4 - Corte da seção transversal de um aterro de RSU (MANUAL DE OPERAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS, 2007).

Vale salientar a importância do estudo dos processos físicos, químicos e biológicos experimentados pelo aterro desde o momento da disposição dos resíduos sólidos, até muitos anos depois do seu fechamento, visto que o não conhecimento destes processos implica na dificuldade de seleção de locais para disposição de resíduos sólidos, uma vez que, as características do local incidem sobre a dinâmica do aterro sanitário. Além disso, é necessário enfatizar que toda construção e obra de engenharia têm seu impacto ambiental, o que significa

um risco ambiental não só ao solo como também ao lençol freático e ao ar, e dependendo das condições geológicas, aos aquíferos mais profundos, assim como as águas superficiais, a flora, a fauna e ao próprio homem. A Figura 5 mostra as interações físicas, químicas e biológicas em aterros de RSU.

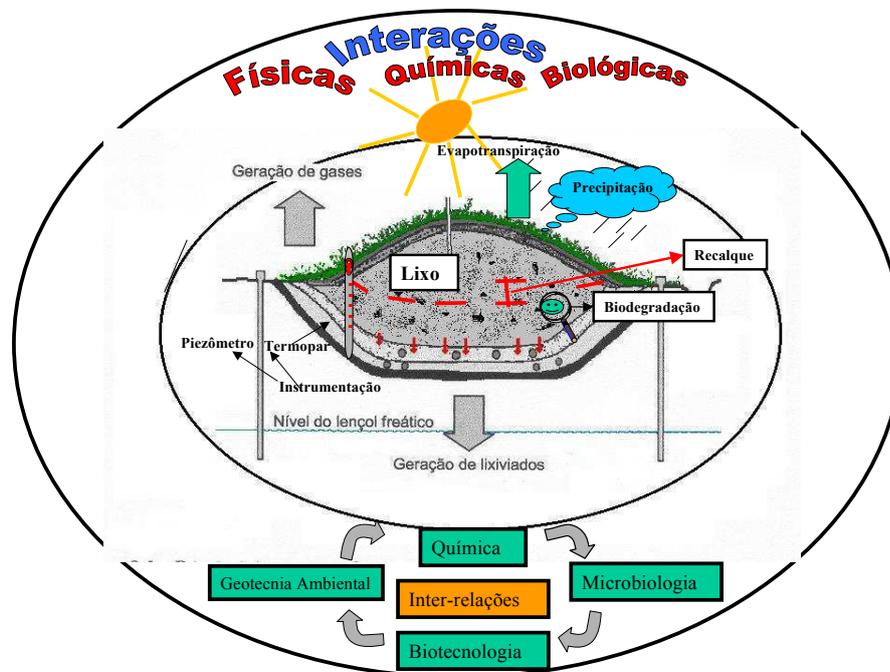


Figura 5 - Interações físicas, químicas e biológicas em aterros de RSU (adaptado de CASTILHOS JR, 2003 *apud* MONTEIRO, 2006).

2.4 A Geotecnia ambiental aplicada a aterros sanitários

Etimologicamente, GEO - crosta terrestre (solos e rochas) e TECNIA - técnica (Engenharia). Geotecnia é, portanto, a ciência que estuda os solos e as rochas para fins de Engenharia. O conhecimento básico da Geotecnia está inserido nos conteúdos da Mecânica dos Solos, da Mecânica das Rochas, e da Geologia de Engenharia (FERREIRA, 1997). Os aterros estão incluídos nos estudos dessa ciência, contudo segundo Carvalho (1999) os aterros de resíduos sólidos urbanos, ao contrário dos maciços de solos compactados, são constituídos por diferentes tipos de componentes (metais, plásticos, papéis, vidros, matéria orgânica, solos etc) que, quando depositados, interagem formando um maciço heterogêneo e poroso com comportamento peculiar.

Segundo Monteiro (2006) a grande heterogeneidade do principal material usado no aterro representa dificuldades adicionais no tocante ao estudo do comportamento desses aterros como:

- produção de lixiviado e biogás (poro-pressões de líquidos e gases);
- físico-química e microbiologia dos resíduos e do lixiviado (potencial contaminante);
- elevada compressibilidade dos resíduos depositados;
- baixa capacidade de carga;
- baixa estabilidade etc.

Neste contexto insere-se a geotecnia ambiental, que segundo Palma (2005) é o ponto de encontro entre a geotecnia clássica e as ciências do ambiente que se produz quando se atende questões relacionadas com esses temas, que por meio do próprio material ou pelo método de solucionar o problema, é necessário o emprego da geotecnia, ou quando se trata de aspectos geotécnicos nos quais as ações necessárias são do tipo ambiental.

2.4.1 Aspectos geotécnicos em aterros sanitários

De acordo com Monteiro (2006) os aspectos que envolvem a geotecnia de aterros vão desde a escolha do local para disposição dos resíduos, passando por estudos de caracterização e permeabilidade dos solos de fundação e dos materiais de jazidas e materiais artificiais para impermeabilização como as geomembranas, estudos geológicos e hidrogeológicos da área e monitoramento ambiental durante a implantação, projeto, construção e operação do aterro.

2.4.2 Monitoramento de aterros sanitários

Segundo Alcântara (2007) o monitoramento em aterros 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 a sua área de influência, portanto devem ser eleitas prioridades, de acordo com cada caso e as exigências legais do órgão de controle ambiental.

Geralmente, são monitorados em aterros, parâmetros relacionados aos resíduos sólidos e aos efluentes líquidos e gasosos, seja por meio de determinações “in situ” ou laboratório através de coletas de amostras.

De acordo com Simões *et al.* (2003) diversos trabalhos vêm sendo realizados, com o objetivo de investigar o comportamento geotécnico dos RSU e dos sistemas de disposição

como um todo, por meio de ensaios de laboratório e de campo, do monitoramento de aterros existentes e da proposição de modelos de comportamento. Os trabalhos de Landva & Clark (1990), Gabr & Valero (1995) e König & Jessberger (1997) sumarizam diversos desses estudos realizados internacionalmente. No Brasil, destacam-se os trabalhos que vêm sendo desenvolvidos no aterro da Muribeca, em Recife (JUCÁ *et al.*, 1997; MARIANO & JUCÁ, 1998; OLIVEIRA & JUCÁ, 1998; JUCÁ *et al.*, 1999; JUCÁ *et al.*, 2001; MONTEIRO *et al.*, 2001), no aterro Bandeirantes, em São Paulo (ANTONIUTTI NETO *et al.*, 1995; CARVALHO & VILLAR, 1998; CARVALHO, 1999; MARQUES, 2001), no aterro de Brasília (JUNQUEIRA & PALMEIRA, 1998) e no aterro de Belo Horizonte (SMLU, 2002), onde extensos programas experimentais e de monitoramento têm contribuído significativamente para o entendimento do comportamento geotécnico dos RSU em condições brasileiras.

2.4.2.1 Monitoramento geotécnico

Segundo Jorge *et al.* (2004) as atividades do monitoramento geotécnico de um aterro sanitário devem ser estruturadas e sistematizadas em um plano operacional (Plano de Monitoramento Geotécnico). Na elaboração do Plano de Monitoramento Geotécnico devem ser definidos o padrão de desempenho mecânico esperado (comportamento deformacional), bem como os indicadores e parâmetros de verificação do desempenho. Os parâmetros básicos, normalmente considerados são: os deslocamentos horizontais e verticais, os níveis piezométricos, pressões de gás, vazões de lixiviado e índices pluviométricos. O monitoramento é realizado por meio de vistorias sistemáticas e periódicas e da utilização de uma rede de instrumentação constituída, no mínimo, por marcos superficiais de deslocamentos verticais e horizontais, medidores de nível d'água e piezômetros. A seguir são descritos os principais pontos de um monitoramento geotécnico apresentados por Jorge *et al.* (2004).

Inspeções visuais

As vistorias compreendem exames visuais das condições superficiais do maciço do aterro, através de suas bermas e taludes, e das áreas adjacentes. As vistorias ou inspeções visuais constituem o procedimento básico para a execução do monitoramento geotécnico, devendo ser realizadas em base contínua e de forma sistemática, por técnico experiente e treinado.

Instrumentação geotécnica

A rede de instrumentação geotécnica é normalmente constituída por instrumentos que permitem determinar em superfície as deformações do maciço, traduzidas pelos parâmetros de deslocamentos verticais e horizontais, e internamente, as pressões de percolados e gases. Os instrumentos básicos utilizados são:

- **marcos superficiais de deslocamentos:** correspondem a pontos de referência fixos para controle dos deslocamentos horizontais e verticais do maciço (Figura 6). As leituras destes instrumentos são feitas de forma sistemática e periódica por meio de levantamento topográfico eletrônico de precisão ("estação total"). Os resultados das leituras e o acompanhamento das movimentações em superfície permitem obter o rumo e a intensidade dos deslocamentos horizontais e a variação de magnitude e a velocidade dos deslocamentos verticais ao longo do tempo.
- **piezômetros e medidores de nível d'água:** constituem instrumentos que permitem identificar os valores ou níveis de pressões neutras (níveis piezométricos) no interior do maciço do aterro, devido à presença de percolados e gases. Os piezômetros utilizados em aterros sanitários podem ser dos tipos simples e de câmara sifonada (Figura 6).
- **manômetros - pressões de gás:** o gás gerado no aterro é um produto da decomposição do material orgânico presente na massa de resíduos que compõem o maciço. A presença de gases, do ponto de vista geotécnico, influi no conjunto das pressões internas de fluidos do maciço. A leitura das pressões de gás pode ser feita nos piezômetros de câmara sifonada com a instalação de um registro para conexão de um manômetro de gás, que pode ser removível.

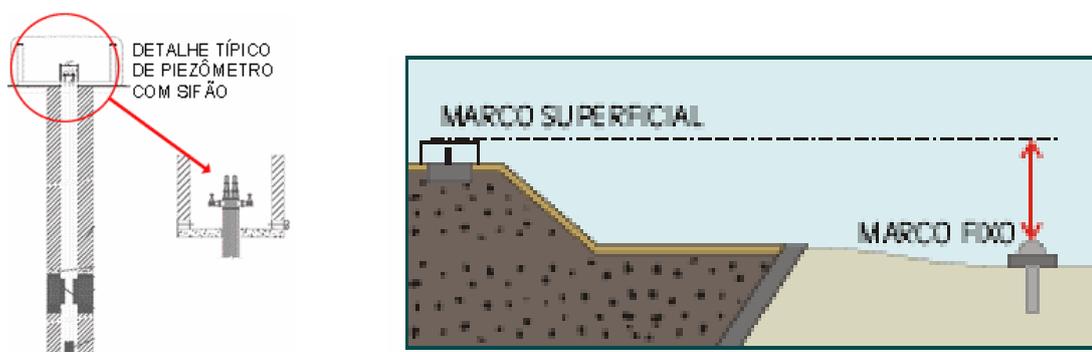


Figura 6 – Instrumentação geotécnica: piezômetro* e marco superficial de deslocamento** (*SANTEC RESÍDUOS, 2008; **MANUAL DE OPERAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS, 2007).

Pluviometria e vazões de lixiviado

Os registros pluviométricos da área do aterro subsidiam a análise do comportamento geotécnico do maciço e do desempenho ambiental do aterro. Esses registros permitem determinar as vazões de escoamento superficial, as taxas de infiltração, a necessidade de implantação e o dimensionamento dos dispositivos de drenagem superficial. O acompanhamento dos registros pluviométricos permite controlar o acúmulo e o escoamento das águas pluviais, por meio da verificação da funcionalidade dos dispositivos de drenagem superficial implantados quando da ocorrência de episódios de chuvas intensas. O aumento da taxa de infiltração de águas pluviais no maciço de resíduos contribui para a geração de percolados e aumento na vazão de lixiviado, além de elevar a superfície piezométrica. A elevação da superfície piezométrica reflete diretamente nos resultados das análises numéricas das condições de estabilidade do maciço do aterro. Vale ressaltar que a estabilidade de um aterro depende não apenas dos parâmetros geotécnicos, mas também da eficiência dos sistemas de drenagem dos líquidos percolados e dos gases.

Análise de estabilidade

As análises de estabilidade para avaliar as condições de segurança do maciço, são realizadas com base na geometria da superfície do aterro definida a partir de levantamentos planialtimétricos atualizados, nos parâmetros geomecânicos dos materiais envolvidos (coesão, ângulo de atrito e peso específico) e nos registros dos níveis piezométricos (níveis d'água ou lixiviado) e das pressões de gás determinados nos piezômetros (e manômetros) instalados no corpo do aterro.

2.4.2.1.1 Recalques

Os resíduos sólidos urbanos têm sido estudados como um novo material geotécnico, pois eles apresentam um comportamento bastante diferenciado dos materiais geotécnicos clássicos. Eles são constituídos por diferentes materiais (metais, plásticos, papéis, vidros, madeiras, têxteis, resíduos alimentares, entulho etc), que dispostos conjuntamente resultam em um material altamente heterogêneo, de propriedades mecânicas e hidráulicas variáveis e com estrutura porosa. As propriedades dos RSU são função das propriedades dos constituintes individuais, das interações entre eles e com o meio ambiente (SIMÕES, 2000).

Os aterros de resíduos sólidos urbanos sofrem reduções volumétricas significativas devido à alta compressibilidade dos resíduos. Resíduos orgânicos depositados em aterros sanitários são biodegradados a compostos com menor peso molecular como água, dióxido de carbono, metano, oxigênio entre outros. Esta transformação para compostos com menor peso molecular permite a um aterro diminuir em altura conforme estes compostos vão sendo transformados e retirados do aterro através do sistema de drenagem e camada de cobertura. Além do mais, principalmente nos primeiros meses de disposição de resíduos, o aterro diminui de espessura à medida que os resíduos colocados exercem peso sobre as camadas inferiores de resíduos, pois este fenômeno permite a expulsão de líquidos e gases. A diminuição de altura devido ao próprio peso do resíduo e a biodegradação é denominada de recalque. Quantificar os recalques que ocorrem nas células de resíduos é de vital importância, pois com tais dados, pode-se prever a velocidade de degradação dos resíduos, podendo-se projetar, inclusive, o aproveitamento do aterro depois de encerrada a sua vida útil. Este controle pode também permitir avaliar se a biodegradação está ocorrendo de forma compatível com o previsto para determinadas condições (MELO, 2003).

A importância de quantificar os recalques produzidos ao longo do tempo e determinar o ritmo em que eles ocorrem deve-se não somente ao aproveitamento que se pode ter da capacidade real do aterro, mas também pela importância de se realizar estas previsões durante a fase de projeto. E ainda, a evolução dos recalques remanescentes é de fundamental importância na hora de definir a possível utilização posterior do aterro.

De acordo com Simões (2000) o estudo da compressibilidade de RSU é bastante complexo. O assunto vem sendo abordado através de ensaios de campo e de laboratório, e de monitoramento de estruturas reais. Se por um lado os ensaios de laboratório apresentam um maior controle das variáveis envolvidas, têm como limitação a amostragem e/ou reconstituição do resíduo e a dificuldade de incorporar os efeitos da degradação biológica, pois a escala de tempo e as condições ambientais normalmente dificultam tal consideração. Sob este aspecto, os ensaios e monitoramentos de campo são mais adequados, pois incorporam as condições reais dos resíduos. Como desvantagem, pode ser citada a dificuldade de obtenção de parâmetros para diferentes idades do resíduo, uma vez que os resultados levam em consideração o comportamento médio da massa como um todo.

Segundo Simões (2000) os primeiros estudos sobre a compressibilidade de RSU datam de 1962, com o trabalho de Merz e Stone, que apresentam os primeiros valores para a

chamada taxa de recalque. Em seguida, Sowers (1968) discute problemas de fundações sobre aterros sanitários. Desde então inúmeros autores têm abordado o problema através de ensaios de laboratório e de campo, e de monitoramento de aterros reais e experimentais. O Quadro 2 apresenta as contribuições mais recentes relacionadas ao estudo de recalques em RSU, o que mostra a relevância do tema.

Quadro 2 – Contribuições ao estudo de recalques em RSU (adaptado de SIMÕES, 2000).

Referência	Contribuição ao estudo de recalques em RSU
Gabr & Valero (1995)	Realizaram um extenso programa experimental em laboratório objetivando estudar o comportamento geotécnico dos RSU. Utilizando a metodologia geotécnica convencional, foram realizados ensaios de caracterização, compactação, permeabilidade, resistência e compressão confinada em amostras extraídas de um antigo aterro norte-americano. Comparações com dados obtidos por outros autores mostraram-se, muitas das vezes, inconsistentes, pois a falta de uma metodologia padronizada para a coleta e preparação das amostras, para a apresentação dos resultados e para a realização dos ensaios dificultou as comparações. Os autores ressaltam que determinados parâmetros, tais como a permeabilidade, devem ser obtidos em ensaios de campo, pois a amostragem tem grande influência nesses parâmetros.
Gasparini <i>et al.</i> (1995)	Apresentam resultados de um extenso monitoramento de recalques de um aterro na Itália. Os autores discutem as relações entre a deformabilidade dos resíduos, o tempo e as transformações da matéria orgânica presente.
Stulgis <i>et al.</i> (1995)	Com o objetivo de estudar os efeitos de uma expansão vertical em um aterro norte-americano, Stulgis <i>et al.</i> (1995) realizaram um programa experimental, que envolveu a construção de aterro experimental e monitoramento de recalques. Modelos para a previsão de recalques foram calibrados com os dados obtidos e os resultados foram utilizados na definição do arranjo e no projeto dos componentes da expansão (revestimento, sistema de coleta de gases e líquidos etc).
Wall & Zeiss (1995)	Com o objetivo de estudar a relação entre a biodegradação dos RSU e os recalques, Wall e Zeiss (1995) construíram células experimentais simulando biorreatores. Foram monitorados os recalques e a decomposição da matéria orgânica presente nos RSU. Os resultados foram utilizados em um modelo de previsão de recalques, que incorpora a decomposição da matéria orgânica.
Grisolia & Napoleoni (1996)	Apresentam uma discussão sobre critérios para a escolha de parâmetros de projeto em problemas de análise de estabilidade e previsão de recalques. Os autores ressaltam a importância do entendimento dos RSU como um material não convencional, onde as teorias geotécnicas clássicas devem ser aplicadas com critério.
Chen e Chou (1998)	Apresentam resultados de simulações da evolução de recalques em um aterro em Taiwan, cujos parâmetros foram obtidos em ensaios em células de grandes dimensões. Os autores destacam a impossibilidade de incorporar a decomposição da matéria orgânica, e conseqüentemente sua influência nos recalques, devido à escala de tempo em que são realizados os ensaios de laboratório. Desta forma, concluem que a utilização de modelos de previsão de recalque em RSU deve ser fundada em parâmetros obtidos em ensaios de laboratório associados a monitoramento de campo.
Jucá <i>et al.</i> (1997 e 1999) Mariano & Jucá (1998)	Apresentam os resultados que vêm sendo obtidos no monitoramento do Aterro da Muribeca, em Pernambuco. Trata-se de um extenso programa de monitoramento ambiental que vem sendo realizado no Brasil e inclui deste o monitoramento físico-químico-biológico de gases, líquidos e sólidos até um completo monitoramento geotécnico, com a instalação de piezômetros, medidores de recalque, realização de provas de carga (Santos <i>et al.</i> , 1998), sondagens e ensaios de laboratório. Os resultados têm fornecido importantes elementos para o entendimento do comportamento dos aterros sanitários brasileiros.
Carvalho (1999).	Um extenso e completo programa experimental de campo e laboratório foi realizado por Carvalho (1999). O estudo foi realizado no Aterro Bandeirantes, em São Paulo, e envolveu a execução de ensaios de campo e de laboratório. Foram desenvolvidos

	equipamentos especiais em laboratório, onde foram realizados ensaios de resistência e compressibilidade em amostras reconstituídas de RSU. Os parâmetros obtidos têm contribuído de forma significativa para o melhor entendimento do comportamento dos RSU, em especial nas condições brasileiras.
El-Fadel <i>et al.</i> (1999)	Realizaram um extenso estudo experimental em campo do comportamento de RSU. Foram construídas 6 células experimentais, sendo estas submetidas a várias formas de operação (recirculação de percolado, adição de água, inoculação de material microbiano). Os resultados do monitoramento de recalques foram analisados com a utilização de vários modelos de previsão.
Junqueira (2000)	Mostrou em seus estudos que a degradação da matéria orgânica é um dos principais fatores que condicionam as taxas de recalques, e sendo a atividade microbiológica o meio pelo qual os compostos orgânicos são degradados. É intuitivo que qualquer fator que interfira na atividade normal dos microrganismos acabe por interferir também sobre os recalques. Assim, condições de nutrientes no interior dos resíduos, variações de temperatura, disponibilidade de oxigênio, toxicidade dos contaminantes e aclimação das bactérias, dentre outros, são fatores que governam a evolução dos recalques em uma massa de resíduo.
Espinace <i>et al.</i> , (1999); McDougall & Philp (2001)	Contribuíram com o estudo de modelos matemáticos que incorporam aspectos relativos à perda de massa, temperatura e outras variáveis para melhor entender os recalques em aterros sanitários.
Melo (2003); Monteiro (2003); Melo <i>et al.</i> (2006)	Estabeleceram em seus estudos uma estreita correlação entre a microbiologia e a geotecnia ambiental, na tentativa de melhor compreender o fenômeno dos recalques em aterros de RSU inter-relacionando os aspectos climáticos, mecânicos e biológicos.
Alcântara (2007)	Sua pesquisa abordou 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. Os resultados indicaram que tanto as condições climáticas quanto a composição dos resíduos podem influir consideravelmente na magnitude dos recalques.

2.4.2.1.1.1 Mecanismos de recalques

Segundo Simões (2000) a identificação dos mecanismos responsáveis pelo desenvolvimento de recalques em aterros de disposição de RSU é de extrema importância para a interpretação do comportamento, proposição de modelos de previsão e realização de simulações. Como mencionado anteriormente, o comportamento geotécnico dos RSU difere em muitos aspectos de outros materiais geotécnicos, no entanto segundo diversos autores, as teorias clássicas da geotecnia podem ser utilizadas na análise de alguns aspectos, desde que com critério.

Os principais mecanismos que condicionam os recalques observados são: ações mecânicas, reorientação de partículas, transformações por reações físico-químicas e decomposição bioquímica com perda de massa na forma de gás e lixiviado. Conforme Manassero *et al.* (1996) *apud* Jucá *et al.* (1999) a magnitude dos recalques em aterros de RSU é afetada por vários fatores, destacando-se: massa específica, índice de vazios inicial, grau de compactação, composição, idade, teor de matéria orgânica, altura, nível de lixiviado, sistema de drenagem de líquidos e gases e fatores ambientais. A idade e a composição do aterro 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.

Moreda (2000) sugere três fatores que influenciam nos recalques: a composição física dos resíduos, projeto do aterro e a sua operação. A composição dos resíduos determina em grande parte a possibilidade da degradação biológica, além do mais, impondo suas características estruturais ao aterro. O projeto pode apontar conceitos claramente diferentes que determinam distintos comportamentos biológicos e estruturais: o conceito de aterro isolado do meio ambiente minimiza a entrada de umidade e implica num longo período de estabilização e o conceito de um aterro como um biorreator que controla o isolamento dos resíduos e promove a entrada de umidade e, eventualmente, nutrientes para estimular a biodegradação. Finalmente, a operação do aterro é essencial para alcançar os objetivos planejados no projeto e ainda deve ser suficientemente flexível para corrigir e modificar as ações planejadas, de modo a fazer frente a novas situações mantendo as orientações gerais do projeto.

Conforme Edil *et al.* (1990) e Van Meerten *et al.* (1995) a magnitude dos recalques em aterros sanitários é influenciada por diversos fatores, incluindo:

- composição dos resíduos e porcentagem de material degradável;
- massa específica e índice de vazios dos resíduos;
- dimensões do aterro;
- técnicas de compactação;
- história de tensões, envolvendo todas as etapas de operação e após o fechamento;
- pré-tratamento dos resíduos (incineração, compostagem, mistura, fragmentação etc);
- nível e flutuação dos líquidos percolados no interior da massa;
- existência de sistemas de extração de gases;
- fatores ambientais, tais como teor de umidade, temperatura e gases, presentes ou gerados no interior da massa.

Os diversos mecanismos mencionados atuam de forma contínua e paralela ao longo do tempo e resultam em diminuição do volume e redução da carga tóxica dos aterros.

De uma maneira geral, os RSU apresentam grandes recalques iniciais, associados à aplicação de sobrecargas, seguidos de um processo de deformação lenta, resultante do comportamento viscoso do resíduo e da perda de massa devida aos processos de decomposição. Desta forma, o entendimento dos processos de biodegradação torna-se importante na avaliação da evolução dos recalques em aterros de disposição de RSU.

2.4.2.1.1.2 Evolução dos recalques em aterros de RSU

De acordo com Melo (2003) os recalques que ocorrem na massa de resíduo constituem um aspecto de especial importância prática e têm sido citados como um dos principais problemas operativos. Deve-se levar em consideração e os recalques não só repercutem nos aspectos estruturais da obra, mas também no que diz respeito ao aproveitamento do volume. Entender a evolução dos recalques diferenciais, também é de suma importância. Este último pode causar danos a uma cobertura corretamente projetada e construída conforme Moreda (2000) *apud* Melo (2003) bem como, ao sistema de drenagem. Além do mais, tais recalques podem gerar instabilidade na massa de resíduo e/ou deslizamentos de taludes.

Além de se entender o comportamento dos recalques superficiais é importante também conhecer as deformações que se dão ao longo da profundidade da massa de resíduo, pois como cada camada de resíduo sólido pode apresentar diferentes velocidade de degradação, é possível verificar a magnitude e velocidade de deformação dessas camadas ao longo do tempo e, portanto, estimar o grau de bioestabilização dos resíduos, além de se avaliar como a biodegradação ocorre (condições aeróbias, anaeróbias etc) (MELO, 2003).

Diversos pesquisadores consideram que o recalque total em um aterro de resíduos sólidos pode ser dividido em três estágios distintos: compressão imediata, compressão primária e compressão secundária (SOWERS, 1973; MORRIS & WOODS, 1990; WALL & ZEISS, 1995).

O primeiro estágio representado pela compressão imediata, ocorre pelo peso próprio dos resíduos e pela aplicação de cargas externas. Este estágio é associado à redução imediata dos vazios devido à compressão instantânea da fase gasosa, reajuste das partículas e pela deformação imediata da estrutura dos resíduos ante a aplicação brusca de carga. Esta fase é considerada pseudo-elástica (LOPES & GOMES, 2000).

O segundo estágio que se inicia após o recalque imediato do resíduo sólido, corresponde à compressão primária, deve-se a mecanismos de reorientação e esmagamento de partículas e à dissipação de pressões intersticiais de líquidos e gases. Em parte, pode ser comparado com a consolidação de solos sob carga constante.

Terminado o segundo estágio que dura cerca um mês, ou mais, se inicia o terceiro e último estágio denominado de compressão secundária. Esta fase está associada a alterações físico-químicas, degradação biológica da matéria orgânica, deformação mecânica do tipo viscoso e a fenômenos de fluência (SOWERS, 1973; ALCITURRI, 2000).

Segundo Melo *et al.* (2006) embora a grande parte dos autores considere etapas distintas dos recalques, sabe-se que elas podem e devem acontecer simultaneamente. Os modelos de recalques apresentados na literatura técnica computam em separado as parcelas. Em uma análise desses modelos, observa-se que a simples alteração dos tempos iniciais de cada fase, principalmente a dita fase secundária, faz com que eles passem a incorporar essa simultaneidade.

2.4.2.1.1.3 Previsão de recalques (Modelos de recalques)

De acordo com Oliveira (2002) o recalque final dos aterros sanitários apresenta-se como um valor de difícil avaliação. A taxa de recalques diminui com o tempo e com o aumento da profundidade do resíduo em relação à superfície. Sob o peso próprio, os aterros podem apresentar recalque que atingem de 5 a 40% de sua espessura original, sendo que a maior parte deste ocorre nos primeiros dois anos.

Os recalques, como dito anteriormente são estimados considerando um mecanismo de consolidação unidimensional (aproximações elásticas ou relações do tipo e (índice de vazios) vs. $\log \sigma$ (Pressão total ou efetiva)). Segundo Marques (2001) a aplicação deste modelo, no entanto, é complexa devido:

- os índices de compressão primária e secundária são função do índice de vazios inicial, cujo valor é variável e de difícil obtenção;
- as relações e vs. $\log \sigma$ e e vs. $\log t$ (tempo) são frequentemente não lineares, implicando variação significativa dos índices de compressão C_c (índice de compressão) e C_α (coeficiente de compressão secundária) em função das tensões geradas nos aterros;

- os recalques primários são função das tensões efetivas, as quais dependem da massa específica dos resíduos e dos níveis de líquidos percolados, parâmetros estes, igualmente, de difícil avaliação.

A definição de um modelo adequado para previsão de recalques, assim como de seus parâmetros de cálculo, apresenta-se como principal fator limitante nas análises de deformabilidade de aterros sanitários.

Segundo Oliveira (2002) os modelos convencionais de análise de recalques em aterros de resíduos sólidos baseiam-se na teoria de recalques da Mecânica dos Solos tradicional e não leva em consideração o processo de biodegradação. Os modelos de recalques denominados biológicos levam em consideração a decomposição dos resíduos, analisando aspectos como: ciclo de crescimento da população microbiana, a perda de massa de carbono medida durante um período, o ritmo da degradação da matéria orgânica biodegradável, cinética de hidrólise enzimática e leis que regem os processos de reações químicas e biológicas. A seguir são apresentados alguns modelos encontrados na literatura, de acordo com Oliveira (2002).

Modelo de Sowers (1973)

Trata-se da primeira proposta para avaliação dos recalques de aterros sanitários baseando-se na teoria de adensamento da mecânica dos solos. Os recalques primários são relacionados aos incrementos de carga e ocorrem de forma rápida (menos de 1 mês), sem acréscimo de poro-pressão (Equação 1). Os recalques secundários, incluindo os fenômenos de fluência e biodegradação, são admitidos com relação linear com o logaritmo do tempo (Equação 2).

$$\Delta H_1 = H_0 \frac{C_c}{1 + e_0} \log \frac{\sigma_0 + \Delta \sigma}{\sigma_0} \quad (1)$$

$$\Delta H_2 = H_{100} \frac{C_\alpha}{1 + e_{100}} \log \frac{t_2}{t_1} \quad (2)$$

Onde: ΔH_1 e ΔH_2 : respectivamente os recalques primários e secundários

H_0 e H_{100} : respectivamente a espessura da camada inicial e final dos recalques primários

e_0 : índice de vazios inicial

e_{100} : índice de vazios final dos recalques primários

C_c : índice de compressão primária

C_0 : índice de compressão secundária

C_α : tensão vertical efetiva inicial atuante no meio da camada

$\Delta\sigma$: acréscimo de tensão vertical atuante no meio da camada em consideração

t_1 : tempo inicial do período para obtenção do recalque secundário

t_2 : tempo final do período para obtenção do recalque secundário

Modelo de Yen & Scanlon (1975)

Somente abrange recalques a longo prazo (secundários) com taxa de recalques decrescentes linearmente com o logaritmo do tempo. É representado pelas Equações 3 e 4.

$$m = \frac{\Delta H}{\Delta t} \quad \text{ou} \quad m = a - b \log t_1 \quad (3)$$

$$t_1 = t - \frac{t_c}{2} \quad (4)$$

Onde: m : taxa de recalque

ΔH : recalques medidos

Δt : intervalo de tempo entre as medidas

t : tempo de início da construção

t_c : tempo de construção do aterro

a : parâmetro que varia com a espessura do aterro e com o tempo de construção, podendo ser adotado como $0,00095H_f + 0,0985$, com H_f (espessura final) em metros

b : parâmetro que varia com a espessura do aterro e com o tempo de construção, podendo ser adotado como $0,00035H_f + 0,0509$, com H_f em metros

Modelo de Bjarngard & Edgers (1990)

Os autores, baseados em observações e monitoramento de aterros, propuseram um procedimento empírico cuja formulação é demonstrada na Equação 5:

$$\frac{\Delta H}{H} = C_0 \log \frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0} + C_{\alpha_1} \log \frac{t_2}{t_1} + C_{\alpha_2} \log \frac{t_3}{t_2} \quad (5)$$

Onde: ΔH : recalque

H: altura inicial da camada sob análise

C_c : índice de compressão primária

$C_{\alpha 1}$: índice de compressão secundária intermediária variando entre 0,003 e 0,038 com valor médio de 0,019

$C_{\alpha 2}$: índice de compressão secundária a longo prazo variando entre 0,017 e 0,51 com valor médio 0,125

σ_0 : tensão vertical efetiva inicial atuante no meio da camada

$\Delta\sigma$: acréscimo de tensão vertical atuante no meio da camada em consideração

t_1 : tempo em dias para a conclusão da compressão inicial

t_2 : tempo em dias para a conclusão da compressão secundária intermediária

t_3 : tempo em dias para a previsão da compressão secundária a longo prazo

Os autores observaram que a evolução dos recalques ocorre em três fases. A fase inicial é dada por compressão mecânica e redução dos vazios existentes. A segunda fase (compressão secundária intermediária) os recalques são dominados por interações mecânicas e na última fase (compressão secundária a longo prazo) os efeitos da biodegradação são acrescidos aos efeitos anteriores.

Modelo de Meruelo (1999)

Este modelo é embasado no processo de perda de massa dos materiais degradáveis que ocorre durante a fase anaeróbia, a qual é condicionada, por sua vez, pela taxa de hidrolisação da matéria orgânica presente nos resíduos. A Equação proposta então só é válida para previsão de recalques em longo prazo sob ação dos processos de decomposição (Equação 6).

$$\Delta H = \alpha.H.COD \left[1 - \left(\frac{1}{K_h t_c} \right) \cdot \left(e^{-K_h(t-t_c)} - e^{K_h t} \right) \right] \quad (6)$$

Onde: ΔH : recalque

α : coeficiente de perda de massa

H: altura do aterro

COD: quantidade de matéria orgânica biodegradável presente nos resíduos por ano

t_c : tempo de construção em dias

K_h : coeficiente de hidrolisação (dia^{-1})

t: tempo para o qual é realizada a previsão

2.4.2.1.2 Impermeabilização de aterros de RSU

Segundo Castilhos Jr *et al.* (2002) a impermeabilização das trincheiras e/ou células é a parte mais importante do aterro sustentável. Sua correta execução, somada a uma boa seleção da área concorrem para um projeto que causará o mínimo possível de quaisquer impactos ambientais. Essa impermeabilização é dividida em duas etapas: a primeira, durante a execução das trincheiras e/ou células, antes mesmo da colocação dos resíduos, dita: sistema de impermeabilização de laterais e fundo. A segunda, o sistema de cobertura, ocorre ao longo do preenchimento das trincheiras e/ou células, no caso de haver cobertura intermediária, e ao final de sua vida útil, quando é realizado o seu fechamento com uma última compactação de solo (ou outro material) e colocação de material para plantio de vegetação.

2.4.2.1.2.1 Sistemas de impermeabilização de laterais e fundo ou base

De acordo com Franceschet *et al.* (2005) a contaminação das águas subterrâneas pode ser evitada através de uma adequada impermeabilização do solo, utilizando-se geomembranas sintéticas e solos de baixa permeabilidade, além do controle tecnológico em campo. Esses sistemas de impermeabilização são conhecidos como cortina/camada de base e/ou cobertura de aterros. A ABNT (1997) - NBR 13896 define a impermeabilização como a “deposição de camadas de materiais artificiais ou naturais, que impeça ou reduza substancialmente a infiltração de água no solo dos líquidos percolados, através da massa de resíduos”. Logo, sistemas impermeabilizantes têm basicamente duas funções: impedir o fluxo e o carreamento de contaminantes e absorver ou atenuar os constituintes suspensos ou dissolvidos no líquido contaminante. No primeiro caso, a baixa permeabilidade é necessária, e o segundo depende das propriedades químicas do material do qual é constituído o sistema. Muitos tipos de *liners* incorporam as duas funções com diferentes graus de eficiência. Geomembranas têm permeabilidades muito baixas, mas pouco poder de absorção, enquanto argilas podem ter um poder de absorção grande, mas com permeabilidade mais elevadas (UNEP, 1991 *apud* JUNQUEIRA, 2000).

Impermeabilização com argilas

Segundo Junqueira (2000) no Brasil, praticamente todos os aterros sanitários existentes têm como sistema impermeabilizante o uso de argilas compactadas, com espessuras

variadas, desde compactação direta sobre o solo até camadas de 2m de argilas compactadas. O uso desse sistema deve levar em consideração fatores cruciais que afetam a permeabilidade final do conjunto em diferentes estágios da obra (ELSBURY *et al.*, 1990). Assim, quanto ao tipo de solo deve ser observado a trabalhabilidade deste solo, sua graduação granulométrica e seu potencial expansivo. No estágio de construção os fatores chaves são o teor de umidade do solo, tipo e peso do rolo compactador e número de passadas. Após a construção, atenção especial deve ser dada aos fatores climáticos, que podem provocar trincamento nas camadas de solo compactadas (LANGER, 1995).

2.4.2.1.2.2 Sistemas de cobertura

As camadas de cobertura intermediárias, realizadas ao longo do processo de preenchimento do aterro com os RSU, têm como funções principais o controle dos seguintes problemas: proliferação de vetores de doenças (insetos, roedores etc); emanção de odores; combustão espontânea; ação do vento ao provocar espalhamento ou escape dos resíduos do interior das células de aterramento; proteção contra pássaros; minimização do afluxo de águas pluviais para o interior do maciço de resíduos. Já as camadas de cobertura finais, executadas na finalização de uma célula de aterramento, têm como finalidade evitar a infiltração de águas pluviais, que podem resultar em um aumento do volume de líquidos lixiviados, e impedir que gases gerados na degradação da matéria escapem para a atmosfera. Além disso, favorecem a recuperação final da área e a revegetação (COELHO *et al.*, 2005).

Geralmente é aplicada sobre a massa de resíduo uma camada de cobertura de solo com permeabilidade entre 10^{-7} e 10^{-11} m/s. Porém, devido ao alto custo deste material de cobertura, atualmente se estuda a utilização de materiais alternativos tais como: resíduos industriais de papel, mistura de solo e betonita e camadas evapotranspirativas com o objetivo de diminuir o custo da instalação e manutenção do sistema de cobertura final em aterros de resíduos sólidos (MARIANO *et al.*, 2007).

2.4.2.1.3 Geração de percolado em aterros de RSU

Segundo Reichert (1999) define-se como chorume (Figura 7) o líquido proveniente de três fontes principais: o teor de umidade dos resíduos sólidos, a água de constituição dos materiais que sobra durante a decomposição, e o líquido resultante das atividades de dissolução de matéria orgânica pelas enzimas expelidas pelas bactérias. Esses líquidos ao entrarem em contato com a água da chuva ou outras infiltrações percolam pelo interior das

células do aterro lixiviando diversos compostos do interior da massa de resíduos. Neste contexto muitos autores preferem o termo lixiviado ou líquidos percolados, utilizando o termo chorume apenas para definir o resultado da atividade hidrolítica microbiana da degradação dos resíduos.

De acordo com Monteiro (2006) a quantidade de percolado gerada em um aterro sanitário depende da água externa que ingressa no aterro, da água contida nos resíduos no momento de serem depositados e da água que se gera interiormente pelos processos de biodegradação da matéria orgânica. Em geral observa-se que, a longo prazo a maior proporção do percolado provém das contribuições externas de água e só uma pequena quantidade é proveniente dos processos de biodegradação. A quantidade inicial de água contida nos resíduos influi na fase inicial de geração de lixiviados.



Figura 7 - Escoamento e vazamento de lixiviado (DINIS, 2000; HOWSTUFFWORKS, 2008).

Segundo Nascimento *et al.* (2001) a identificação de compostos orgânicos em lixiviados é uma preocupação que vem motivando a pesquisa científica em nível mundial. Como exemplos podem ser citados trabalhos dedicados à identificação de carcinógenos, compostos orgânicos voláteis em atmosfera de aterros sanitários com e sem piscina para coleta de lixiviado, estrógenos ambientais, potencial de lixiviação de plastificantes como o dietilhexilftalato, testes de toxicidade e o desenvolvimento de sistemas de alto vácuo para a extração de orgânicos voláteis.

Segundo Dinis (2000) a composição dos lixiviados é grandemente variável e depende, sobretudo, da idade do aterro e da fase de decomposição em que os resíduos depositados se encontram. A Tabela 3 apresenta a composição dos lixiviados em função da fase de decomposição dos resíduos.

Tabela 3 - Composição dos lixiviados em função da fase de decomposição dos resíduos (DINIS, 2000).

Parâmetro	Fase ácida		Fase Metanogênica		Média
	Média	Intervalo	Média	Intervalo	
pH	6,1	4,5 – 7,5	8	7,5 – 9,0	
DBO	13000	4000 - 40000	180	20 – 550	
DQO	22000	6000 - 60000	3000	500 – 4500	
DBO/DQO	0,58		0,06		
NH ₄					740
Cl ⁻					2120
Na ⁺					1340
K ⁺					1085

De acordo com Serafim *et al.* (2001) o lixiviado pode conter altas concentrações de sólidos suspensos, metais pesados, compostos orgânicos originados da degradação de substâncias que facilmente são metabolizadas como carboidratos, proteínas e gorduras. Por apresentar substâncias altamente solúveis, o lixiviado pode contaminar as águas do subsolo nas proximidades do aterro. A presença do lixiviado em águas subterrâneas pode ter conseqüências extremamente sérias para o meio ambiente e para a saúde pública por apresentar compostos altamente tóxicos. Devido à movimentação dos lençóis o lixiviado pode dispersar-se e atingir poços artesianos.

2.4.2.1.4 Biogás em aterros de RSU

Os processos de decomposição da matéria orgânica em aterros de resíduos sólidos urbanos resultam na geração de gases que podem vir a afetar diretamente o meio ambiente.

O processo de digestão anaeróbia dos resíduos ocorre pela ação de microrganismos que transformam a matéria orgânica em um gás conhecido como "biogás". De acordo com Monteiro (2003), este gás, além de caráter inflamável, causa problemas ambientais devido à presença quase na totalidade do CH₄ (40-65%) e CO₂ (25-40%), entre outros gases: N₂ (13-30%), O₂ (1-4%), H₂ (0,05%).

O biogás gerado nos aterros sanitários, por contar em sua composição com metano e dióxido de carbono, é um dos gases relacionados ao fenômeno conhecido como efeito estufa e que vem contribuindo para o aquecimento do planeta.

Aterros sanitários representam a maior fonte de metano produzido pelo homem. A cada ano, 7 milhões de toneladas de metano vão parar na atmosfera (UNIAGUA, 2006).

Segundo o IBAM (2006) estudos indicam que, considerando um período de 100 anos, 1 grama de metano contribui 21 vezes mais para a formação do efeito estufa do que 1 grama de dióxido de carbono.

Assim, o biogás gerado nos aterros sanitários deve ser drenado e queimado para mitigação dos efeitos causados pelo seu lançamento na atmosfera, notadamente no que concerne a potencialização do efeito estufa. A queima do biogás transforma o metano em dióxido de carbono e vapor d'água.

A velocidade com que o biogás é gerado depende de muitos fatores. De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1994) *apud* Monteiro (2003) a decomposição e produção de biogás podem prolongar-se por 30 a 100 anos, mas se produzirá a um nível de intensidade elevada por um período de tempo muito menor. Não é fácil prever com certeza a taxa ou a velocidade de decaimento na decomposição ou geração de biogás, uma vez que são muitas as classes de materiais que se decompõem e são vários os fatores que influenciam nos processos.

Junqueira (2000) classifica a geração de gases em um aterro em cinco fases:

- **fase 1 - Aeróbia.** É caracterizada pela presença de oxigênio que favorece o desenvolvimento de microrganismos aeróbios como fungos e bactérias. Pode ser denominada também de fase inicial, nas primeiras duas semanas após o tratamento, período em que ocorre o ajustamento dos microrganismos, pela aclimação às condições do ambiente (umidade, temperatura etc).
- **fase 2 – Anaeróbia - ácida.** ocorre até 2 meses após o aterramento, é caracterizada pela brusca queda do pH, em função da pressão parcial do dióxido de carbono e da presença acentuada de ácidos orgânicos. Um fator de identificação dessa fase é a presença de hidrogênio, sendo este fenômeno de grande importância para a metanogênese. As fontes de hidrogênio são os ácidos orgânicos de cadeia longa, onde bactérias homoacetogênicas, precursoras das metanogênicas, encontram sua energia para a produção de acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.
- **fase 3 - Metanogênica Instável.** Até dois anos após o aterramento, é caracterizada pelo início da produção de metano, porém não de maneira contínua.
- **fase 4 - Metanogênica Estável.** Até 10 anos após o aterramento, é caracterizada pela intensa produção de metano e dióxido de carbono, na proporção de 1: 1.

- **fase 5 - Fase de Maturação Final.** Caracterizada pela bioestabilização da matéria orgânica e decréscimo da produção de metano.

Para avaliar a produção de gás a partir dos resíduos sólidos urbanos é necessário conhecer a composição, as características e as propriedades desses gases bem como dos lixiviados produzidos conhecendo as fases de degradação dos resíduos no aterro (FIRMO, 2005).

2.4.2.1.3.1 Fatores que afetam a geração dos gases nos aterros

De acordo com Maciel (2003) inúmeros são os fatores que afetam a geração de gases em aterros de resíduos sólidos. Os fatores mais comuns estão relacionados com a composição, umidade, temperatura e pH da massa de resíduo, além da disponibilidade de bactérias, nutrientes e presença de agentes inibidores na célula. Além dos condicionantes citados anteriormente, outros aspectos relacionados com a geometria e operação do aterro e com o ambiente externo à célula também são reportados por Waste Management Paper nº27 (1989).

A Figura 8 mostra os principais fatores que afetam a geração de gases relacionados com as seguintes classificações: geometria e operação do aterro, características iniciais dos resíduos e do ambiente interno e externo à célula. O resultado da interação física, química e biológica de todos estes fatores ao longo do processo de degradação dos resíduos é fundamental para definição das diferentes fases de decomposição do resíduo sólido e do potencial de geração dos gases no aterro (MACIEL, 2003).

Geometria e operação do aterro	Caract. iniciais dos resíduos	Ambiente interno	Ambiente externo
<ul style="list-style-type: none"> - Dimensão do aterro; - impermeabilização do aterro; - Compactação do RSU; 	<ul style="list-style-type: none"> - Composição do RSU; - Umidade do RSU; 	<ul style="list-style-type: none"> - Umidade da massa na degradação; - pH nas células; - Temperatura; - Disponibilidade de nutrientes/bactérias; - Presença de agentes inibidores; 	<ul style="list-style-type: none"> - Precipitação e infiltração; - Variação pressão atmosférica; - Temperatura; - Umidade relativa do ar - Evapotranspiração;

Figura 8 - Principais fatores intervenientes no processo de geração de gases (MACIEL, 2003).

2.4.2.2 Monitoramento ambiental

Segundo Cepollina *et al.* (2004) o monitoramento ambiental envolve ações voltadas para a avaliação de alterações do meio físico direto (lençol freático, águas superficiais, solos, atmosfera) e antrópico. Estas alterações são medidas para fins de comparação com critérios ambientais já estabelecidos de forma absoluta, ou de forma relativa, em função de padrões particulares, determinados pelos órgãos ambientais para cada aterro e localidade. O monitoramento mais comum, objetivo, prático e obrigatório, a ser efetuado, é o da qualidade de águas subterrâneas e superficiais, tendo em vista a grande carga poluidora do efluente líquido de aterros sanitários, o lixiviado, onde dentre vários outros parâmetros, apresenta elevados valores de DBO, DQO, nitratos, nitritos e nitrogênio amoniacal, além de metais, que são particularmente danosos à saúde humana. Este monitoramento visa, também, avaliar a eficiência de todo o sistema de proteção de fundo com impermeabilizações e de drenagem desses líquidos. Monitoramentos da qualidade do ar (odor e concentração de gases) ainda são incipientes.

De acordo com Jorge *et al.* (2004) as atividades do monitoramento ambiental de um aterro sanitário devem ser estruturadas e sistematizadas em um plano operacional (Plano de Monitoramento da Qualidade Ambiental) onde devem constar a locação dos pontos de amostragem, frequência e parâmetros a ser analisados, os procedimentos de coleta de amostras de água e solos, e os parâmetros de análise e padrões de referência de qualidade ambiental adotados.

2.4.2.2.1 Parâmetros físicos dos resíduos sólidos

Segundo Alcântara (2007) a caracterização e o monitoramento de RSU envolvem 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. De acordo com Junqueira (2000) as propriedades físicas mais importantes dos resíduos sólidos urbanos são: massa específica, teor de umidade, tamanho das partículas, capacidade de campo, permeabilidade do resíduo sólido compactado e temperatura dentro da massa de resíduo.

2.4.2.2.1.1 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica constitui uma informação importante na compreensão do comportamento dos resíduos, e expressa, em percentual, a presença de cada componente, em relação ao peso total da amostra dos resíduos (MELO & JUCÁ, 2000).

A caracterização dos resíduos sólidos domiciliares, através da determinação da composição gravimétrica, permite identificar a quantidade e principalmente a qualidade do resíduo gerado pelas residências, sendo a etapa inicial de qualquer definição posterior de gerenciamento.

De acordo com Cruz (2005) diversas entidades vêm mostrando empenho em realizar este procedimento para que seja possível obter dados fiáveis e realistas, úteis na melhoria da gestão de processos e operações em matéria de RSU. Neste sentido, é de registro a existência de diversas metodologias que orientam os seus pressupostos em função dos objetivos que pretendem alcançar e da estrutura socioeconômica e legislativa em que se inserem, entre elas:

- American Standard Methods (ASTM), Estados Unidos da América, 1990;
- Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères (MODECOM), França, 1993;
- European Recovery and Recycling Association (ERRA), União Europeia, 1993;
- MODECOM et les colletes séparatives – Compléments au guide méthodologique de caractérisation des ordures ménagères, França, 1997;
- Seattle Public Utilities (SPU), Estados Unidos da América, 2003;
- Réseau Européen de Mesures pour la Caractérisation des Ordures Ménagères (REMECOM), diversos países Europeus¹;

Em qualquer caso, o processo de caracterização de resíduos requer um estudo preliminar do produtor e do gestor desse resíduo.

No Brasil, alguns trabalhos de determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares são continuamente realizados, todavia, até o presente momento, tem-se considerado as categorias de matéria orgânica putrescível, papel/papelão, plástico, vidro e metais em geral, como as mais relevantes para esta determinação (ROCHA & LANG, 2003).

¹Sem data disponível do ano de elaboração. Será sempre posterior a 1993, dado que contempla a metodologia MODECOM.

A Figura 9 informa a composição dos resíduos sólidos urbanos do Brasil, segundo a ABRELPE, (2006) e a Tabela 4 apresenta a composição média percentual de resíduos domésticos comparando as cidades de Davis - Califórnia, Distrito Federal, São Paulo e Estados Unidos. Pode-se notar um excesso de matéria orgânica entre os componentes do resíduo doméstico com valores acima de 50% nas cidades brasileiras, que segundo Tchobanoglus *et al.* (1993) *apud* Junqueira (2000) é uma característica típica de países em desenvolvimento, associado dentre outros fatores à falta de preparo prévio de frutas e vegetais, à pequena quantidade dos demais componentes e à falta de equipamentos domésticos adequado ao reaproveitamento dos alimentos.

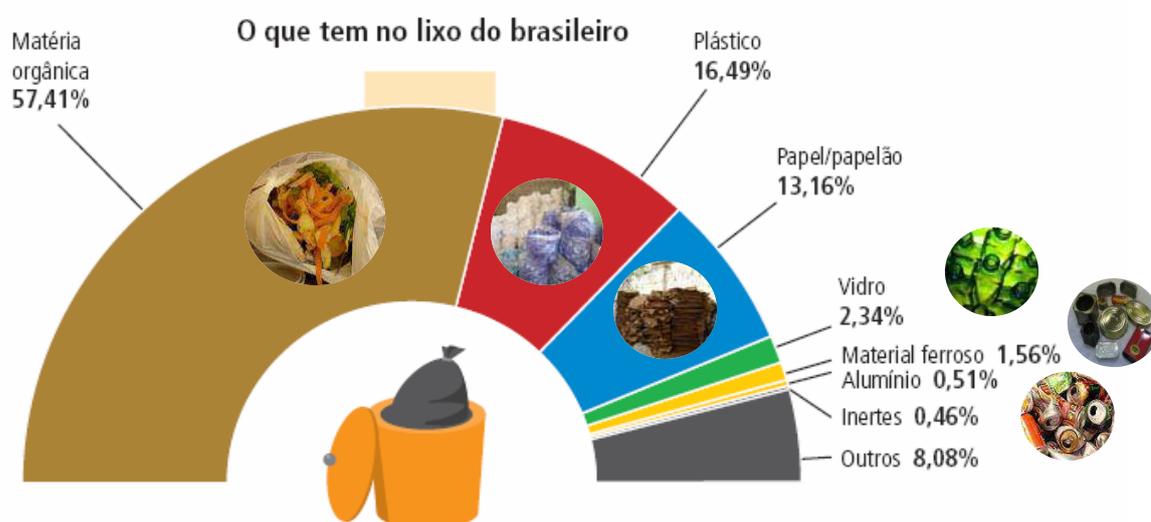


Figura 9 – Composição dos resíduos sólidos do Brasil (ABRELPE, 2006).

Tabela 4 - Composição média percentual de resíduos domésticos comparando cidades do Brasil e Estados Unidos (JUNQUEIRA, 2000).

Composição	Distrito Federal (1995)	São Paulo (1993)	Davis – CA (1990)	Estados Unidos (1990)
Matéria Orgânica	50,0	64,4	23,7	27,5
Papel/Papelão	26,0	14,4	41,0	40,0
Plásticos	15,0	12,0	10,7	7,0
Latas - metais	2,5	3,2	7,9	9,5
Outros	6,5	6,0	16,7	16,0

As variações entre as composições dos resíduos de diversas localidades podem ser constatadas na Tabela 5, onde está apresentada a composição gravimétrica percentual média do resíduo urbano em algumas cidades do Brasil.

Tabela 5 - Composições gravimétricas médias de algumas cidades brasileiras em diferentes anos (%) (GOMES, 1989; JARDIM *et al.*, 1995 e OLIVEIRA, 1997).

Cidades (ano)	Componente					
	Matéria orgânica	Papel papelão	Plástico	Vidro	Metal	Outros
Botucatu/SP (1997)	74,11	7,61	8,41	1,99	3,86	4,02
São Carlos/SP (1989)	56,7	21,3	8,5	1,4	5,4	6,7
Rio Claro/SP (1985)	62,8	15,2	5,5	2,1	3,5	10,9
Porto Alegre/RS (1983)	74,4	10,6	6,0	1,4	4,2	3,4
Curitiba/PR (1993)	66,0	3,0	6,0	2,0	2,0	21,0
Rio de Janeiro/RJ (1993)	22,0	23,0	15,0	3,0	4,0	33,0
São Paulo/SP (1993)	37,8	29,6	9,0	4,9	5,4	13,3
Fortaleza/CE (1994)	65,6	14,6	7,8	7,0	5,0	-

2.4.2.2.1.2 Massa Específica

De acordo com Junqueira (2000) massa específica é definida como a massa do material por unidade de volume. Quando se refere à massa específica, deve-se citar as condições em que a massa está associada, considerando a grande variação existente entre seus vários estados, com valores em torno de $0,3 \text{ t/m}^3$ (RSU solto), $0,5 \text{ t/m}^3$ (RSU no caminhão compactador) até mais de $1,0 \text{ t/m}^3$, (RSU muito compactado). Os valores dependem de uma série de fatores tais como equipamentos utilizados, teor de umidade, composição do RSU etc. Vários autores dedicaram-se ao tema, obtendo valores diferentes, devido à variação das condições de realização dos ensaios. A Tabela 6 apresenta alguns desses valores de massa específica alcançados, sob as mais diversas formas de compactação, encontrados na literatura.

De acordo com Alcântara (2007) o conhecimento dos valores de massa específica 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. 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 está sujeita a grandes variações, dependendo, especialmente, da natureza dos resíduos, estado de compactação, grau de saturação, existência ou não de cobertura diária e estágio de decomposição.

Tabela 6 – Resultados de massa específica de RSU, segundo vários autores (ALCÂNTARA, 2007).

Referência	Informação sobre o estado dos resíduos	Massa específica aparente – ρ (kg/m ³)
Tchobanoglous <i>et al.</i> (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
Zomberg <i>et al.</i> (1999)	Aterro Gabriel Valley/ Los Angeles (3 a 55m de profundidade)	1000 a 1500
Sowers (1968)*	Dependendo do grau de compactação	480 a 960
Fasset <i>et al.</i> (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

*Lopes & Gomes (2000); **ENGEORPS (1996); ***Hossain (2002)

Segundo Silveira (2004) o principal fator de influência na massa específica é a composição dos resíduos, porém ele também irá depender da compactação durante a execução do aterro, da decomposição dos resíduos com o tempo, da dissipação das poro-pressões dos líquidos e dos gases, e da consolidação dos resíduos devido à sobreposição de novas camadas.

2.4.2.2.1.3 Teor de Umidade

De acordo com Alcântara (2007) esse parâmetro, 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. No segundo caso, o teor de umidade pode ser expresso como uma relação entre a massa de líquido e a massa total ou em relação à massa seca. Em ambos os casos, os resultados normalmente são apresentados em porcentagem. O método gravimétrico, baseado na massa úmida é mais utilizado no campo da gestão de resíduos sólidos (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; D'ALMEIDA & VILHENA, 2000) e o baseado na massa seca, geralmente é adotado em aplicações geotécnicas.

Ainda, segundo Alcântara (2007) os valores de 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 RSU oscila numa faixa de 40 a 60% (BIDONE &

POVINELLI, 1999). Na Tabela 7 podem ser observados alguns valores de umidade compilados da literatura.

Segundo Silveira (2004) o teor de umidade em aterros de resíduos sólidos é dependente de vários fatores incluindo: composição e condições iniciais do RSU, condições climáticas do local, procedimento de operação do aterro, presença de lixiviação, cobertura e quantidade de umidade gerada pelo processo biológico de degradação dos resíduos.

Batstone (1989) acentua a influência do grau de compactação sobre o teor de umidade, uma vez que, com o aumento da densidade dos resíduos a penetração da água será dificultada e a umidade total da massa não sofrerá um aumento significativo. Dessa forma, como de modo geral as taxas de decomposição aumentam com o aumento da umidade, um grau de compactação alto tende a diminuir a taxa de decomposição.

De acordo com Melo (2003) alguns autores sugerem que o teor de umidade e o teor de matéria orgânica presentes no RSU fornecem os pré-requisitos necessários à fase inicial do crescimento bacteriano. Entretanto, grande quantidade de água infiltrada pode prejudicar a degradação. A faixa ótima de umidade para a degradação biológica deverá ser entre 20-40%, segundo Palmizano & Barlaz (1996).

Valores de umidade fora desta faixa prejudicam a atividade metabólica dos diferentes grupos bacterianos, podendo, inclusive, desestabilizar a célula de RSU. Conforme Monteiro *et al.* (2001) outro fator importante é que, com a infiltração de água proveniente das chuvas, uma carga extra de oxigênio entraria nas células, aumentando o número de bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, provocando uma desestabilização do meio, pois o ambiente interno passaria por variações técnicas, alterando as condições iniciais estabelecidas no interior da massa de RSU. Segundo Junqueira (2000) *apud* Melo (2003) a entrada de uma carga extra de oxigênio dissolvida em água favorece o incremento das atividades de bactérias aeróbias ou anaeróbias facultativas, provocando um aumento da temperatura no interior da massa de RSU. Seus estudos mostraram que durante períodos chuvosos, em diversas ocasiões, são verificadas variações bruscas de temperaturas, as quais propiciam também uma desestabilização nos microrganismos anaeróbios, diminuindo a velocidade de degradação da matéria orgânica e, conseqüentemente, os recalques do período. O acúmulo excessivo de líquidos no interior da massa de RSU afeta os níveis de recalques em função de suas propriedades hidrostáticas, o qual distribui as tensões recebidas de modo igual em todas as direções. Considerando que os

recalques também ocorrem em função da carga imposta pelo próprio peso do RSU, uma quantidade excessiva de água atenua essa carga e impede a compressão das partículas. O mesmo autor relatou que, em seus resultados, a infiltração de água provocou o surgimento de um padrão cíclico de comportamento para as taxas de recalques, observadas tanto em escala real como em escala intermediária (células de pequenas dimensões), com valores mais elevados de recalques durante períodos secos e valores bem menores durante as chuvas.

Tabela 7 – Teor de umidade de RSU segundo vários autores (ALCÂNTARA, 2007).

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

*Umidade na base seca.

2.4.2.2.1.4 Temperatura

Segundo Junqueira (2000) as temperaturas no interior da massa de RSU são de grande importância, principalmente no que se refere à atividade de microrganismos que promovem a degradação dos diversos componentes dos resíduos. Os microrganismos existentes dentro da massa não controlam sua própria temperatura, ficando altamente condicionados à temperatura do meio, o que propicia o surgimento de diferentes tipos de bactérias para faixas variadas de temperaturas.

Dentre os diferentes microrganismos observa-se uma ampla variedade de faixas de temperatura, onde para alguns o ótimo encontra-se entre 5 e 10°C, enquanto para outros é de 90 a 100°C. Assim, os microrganismos podem ser classificados em quatro grupos, de acordo com os ótimos de temperatura (Figura 10): psicrófilos (0 a 20°C, ótimo de \approx 15°C - *Flavobacterium*), mesófilos (12 a 45°C, 37°C - *E. coli*), termófilos (42 a 68°C, 62°C - *Thermococcus*), e hipertermófilos (80 a 113°C, 105°C - *Pyrodictium brockii*) (KYAW, 2006).

Analogamente ao pH, há uma faixa de temperatura em que as bactérias podem crescer (mínima, ótima e máxima). Na temperatura ótima as enzimas bacterianas estão na forma mais

ativa. Na temperatura mínima as enzimas trabalham com menor eficiência (desaceleração), portanto mais demoradas no processo de conversão da matéria orgânica em metabólitos. Numa faixa máxima, ocorre a desnaturação das proteínas (destruição do arranjo molecular) causando a morte celular (BARBOSA & TORRES, 1999).

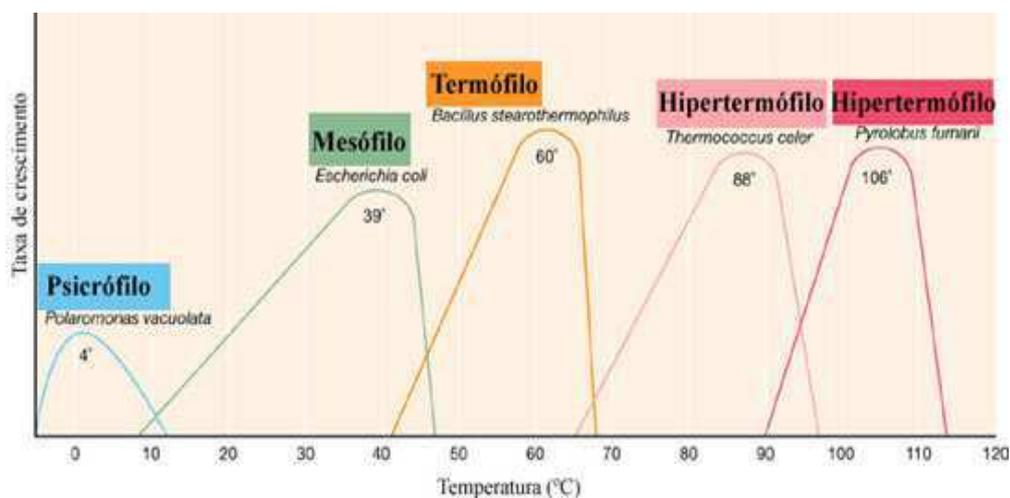


Figura 10 - Tipos de bactérias em relação à temperatura (KYAW, 2006).

Segundo Alcântara (2007) usualmente em aterros, o processo de degradação acontece, predominantemente, na faixa mesofílica e, em temperaturas de 30 a 35°C (CHRISTENSEN & KJELDSSEN, 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 25m 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 36-46°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 & MARTINE-VITURTIA, 1986).

2.4.2.2.2 Parâmetros físico-químicos dos resíduos sólidos

2.4.2.2.2.1 Potencial Hidrognônico (pH)

O pH é um termo que expressa a intensidade da condição ácida ou básica de um determinado meio. É definido como cologarítmo decimal da concentração efetiva ou atividade dos íons hidrogênio. A determinação do pH é uma das mais comuns e importantes no

contexto da química da água e líquidos percolados. O padrão de potabilidade, em vigor no Brasil, preconiza uma faixa de pH entre 6,5 e 8,5. No âmbito do tratamento de águas residuárias e de lixiviado por processos químicos ou biológicos o pH deve ser mantido em faixas adequadas ao desenvolvimento das reações químicas ou bioquímicas do processo (OLIVEIRA & FERNANDES, 2008).

Melo (2003) afirma que de acordo com alguns autores, o pH em ambientes naturais, varia de 0,5 até 10,5 e grande parte dos procaríotos de vida livre cresce em escala superior a 3 unidades de pH. Grande parte das bactérias possui um pH ótimo ao redor da neutralidade, pois é o mais adequado para absorção de alimentos. Há, no entanto, uma faixa de pH em que os limites máximo e mínimo são estabelecidos, não restringindo a sobrevivência dos microrganismos a única condição de pH (BARBOSA & TORRES, 1999). O pH ótimo ao crescimento bacteriano é bem definido. Em função do pH, os microrganismos são classificados em acidófilos, neutrófilos ou basófilos. Porém, as espécies se adaptam a diferentes valores e são capazes de manter o pH intracelular em torno de 7,5, porque possuem tampões naturais e efetuam troca de íons de hidrogênio com o meio externo (BIDONE, 2001). As bactérias metanogênicas são as mais sensíveis à variação do pH e sua faixa ótima varia de 6,5 a 7,6 para a digestão anaeróbia.

2.4.2.2.2 Alcalinidade

A alcalinidade de um líquido é a sua capacidade de neutralização de ácidos e equivale à soma de todas as bases tituladas. A alcalinidade é a medida de uma propriedade do líquido associada à sua capacidade de tamponação e só pode ser interpretada em função de substâncias específicas, quando a composição química da amostra analisada é conhecida. O valor determinado pode variar significativamente, dependendo do valor do pH final usado como referência.

A alcalinidade provoca a neutralização da acidez, aumentando o pH e tende a precipitar os metais fora da solução. Desta maneira, a alcalinidade pode minimizar a ação inibidora dos metais no meio do processo, sendo um elemento antagonista (POVINELLI, 1987). Entretanto em altos níveis de pH, o íon de hidroxila (OH^-) pode tornar-se inibidor e, portanto, a acidez atuaria como antagonista, reduzindo a alcalinidade do meio e, conseqüentemente, os íons de OH^- . Os alcalinos e alcalino-terrosos, controlam a acidez, particularmente na fase metanogênica, pois atuam como estimuladores do processo. Segundo

Lima (1983) na fase metanogênica há uma tendência de alcalinização do meio e a alcalinidade varia de 6000 a 14000 mg/l.

2.4.2.2.3 Ácidos Voláteis

Os ácidos voláteis estão entre os compostos mais importantes para a digestão anaeróbia e, portanto, seu estudo é essencial para melhor compreensão do processo. Eles possuem até 6 carbonos e apresentam baixo peso molecular (BALDOCHI, 1990).

Na decomposição bioquímica da matéria orgânica, uma larga variedade de bactérias saprófitas hidrolisam e convertem o material complexo em compostos de menor peso molecular. Entre os compostos de menor peso molecular formados, os principais são os ácidos graxos de menor cadeia molecular tais como o ácido acético (CH_3COOH), o propiônico ($\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$), o butírico ($\text{CH}_3(\text{CH}_2)_2\text{COOH}$), que aparecem misturados a outros componentes importantes. Estes ácidos são chamados de ácidos voláteis porque eles podem ser destilados sob pressão atmosférica. O acúmulo de ácidos voláteis pode ter um efeito desastroso sobre a digestão anaeróbia se a capacidade de tamponamento for extrapolada e o pH descer para níveis desfavoráveis (SAWYER E MCCARTY, 1978 *apud* FERNANDES, 2008). Segundo Ribas *et al.* (2007) a instabilidade do processo anaeróbio ocorre quando a velocidade de produção de ácidos for maior que seu consumo, acarretando queda do pH e inibição das atividades de arqueias metanogênicas sensíveis a mudanças nas condições ambientais. Dessa forma, as medidas de alcalinidade a ácidos voláteis totais e a bicarbonato fornecem dados fundamentais para o monitoramento de sistemas anaeróbios.

2.4.2.2.4 Cloretos

O íon de cloreto é um dos principais íons inorgânicos presentes em águas em geral e principalmente nas águas residuárias e em resíduos sólidos e lixiviado. Segundo Junqueira (2000) a grande importância do monitoramento dos níveis de Cloreto produzidos a partir do aterro, está relacionada à grande utilização desse parâmetro como um "traçador natural", devido a cinco razões principais: sua presença não é visualmente detectável; é um constituinte normal da água e não possui efeitos tóxicos; o íon Cloro normalmente não é absorvido pelo solo; sua quantidade não é alterada em função de processos biológicos; o íon Cloro é medido com facilidade.

A entrada de cloretos em águas superficiais e subterrâneas não produz efeitos danosos à saúde pública. O recomendável é um valor máximo de 250 mg/l para águas de consumo. Contudo, há casos de consumo de águas contendo valores superiores a 2000 mg/l sem gerar problemas. Obviamente é necessário que o corpo esteja adaptado a receber água com tais níveis de cloreto.

2.4.2.2.2.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda bioquímica de Oxigênio (DBO)

A DQO é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente todos os compostos sujeitos a esta reação (oxi-redução) presentes em uma determinada amostra. A DQO é diretamente proporcional à poluição de um corpo d'água, ou seja, rios altamente poluídos têm DQO elevada. Os valores são expressos em mg O₂/l (APHA, 1998).

A DQO representa um dos principais parâmetros de contaminação existentes nos líquidos percolados, indicando a carga de matéria orgânica transportada e a quantidade de oxigênio necessária para sua estabilização (JUNQUEIRA, 1999). De acordo com Monteiro (2003) uma análise mais específica mostra que a medida da demanda química de oxigênio serve como um importante parâmetro na avaliação do processo de decomposição, em particular, na compreensão dos efeitos da lixiviação microbiana.

A Análise da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) trata-se de um teste que também expressa a quantidade de matéria orgânica presente no lixiviado, contudo os resultados mostram a quantidade total de oxigênio requerida por microrganismos para a oxidação e estabilização da matéria orgânica biologicamente degradável (ECKENFELDER, 1991 *apud* Junqueira, 2000). Como existem compostos orgânicos resistentes à degradação biológica, os valores de DBO são sempre menores que os valores de DQO. A relação entre os dois índices dá uma idéia da biodegradabilidade da matéria orgânica presente em uma massa de RSU, valores entre 0,5 e 0,7 (DBO / DQO) são comumente relatados para aterros recentes, enquanto que para aterros mais antigos os valores variam entre 0,2 e 0,3 (TCHOBANOGLUS *et al.*, 1993).

2.4.2.2.2.6 Relação Carbono/Nitrogênio

Segundo Monteiro, (2003) a relação C/N (carbono/nitrogênio) também merece atenção, pois o C representa o material energético disponível necessário para a ativação do

processo de síntese celular e o N, o material básico para a constituição da matéria celular sintética. Se o quociente C/N for demasiadamente elevado, os microrganismos não terão esses elementos em proporção adequadas para sintetizar estruturas básicas da própria célula. Por outro lado, se a quantidade de nitrogênio for grande em relação à quantidade de carbono, pode-se verificar uma excessiva solubilidade do nitrogênio e sua conseqüente perda na forma NH_3 gasosa. Fry (1975) e Meynell (1976) citam que para ocorrer a decomposição anaeróbia esta relação deve situar-se em torno de 30/1.

2.4.2.2.7 Teor de sólidos voláteis

Segundo Gomes (1989) *apud* Monteiro (2003) através da determinação do teor de sólidos voláteis determina-se a porcentagem de cinzas e a quantidade de matéria orgânica existente no resíduo sólido. Portanto, esse parâmetro pode ser um indicador de degradabilidade dos RSU ao longo do tempo. Um alto percentual de Sólidos Totais Voláteis (STV) indica a presença de muita matéria orgânica a ser degradada e baixos valores indicam que o resíduo já passou por um processo acentuado de degradação.

A determinação dos STV é também de suma importância para o acompanhamento das alterações de propriedades físicas, químicas e biológicas da massa de RSU depositada no aterro (KNOCHENMUS *et al.*, 1998).

2.4.2.2.8 Concentração de metais pesados

Atualmente, principalmente nas grandes cidades, a quantidade de metais depositados em aterros tem sido bastante elevada devido à utilização de materiais domésticos com elevados níveis de metais pesados. Os metais pesados estão presentes em pilhas, baterias, jornais, tintas, têxteis, enlatados, inclusive em alimentos, os quais para serem produzidos necessitam de substâncias à base de metais pesados. O Quadro 3 mostra o potencial poluidor de elementos químicos utilizados em pilhas e baterias.

Segundo Sisino (1995) a concentração de metais depende do tipo de RSU depositado no aterro e pode variar de acordo com o estágio de decomposição desses RSU, sendo maiores durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estão mais solúveis e menores nas últimas fases de estabilização, quando o pH normalmente é mais alcalino.

A contaminação de metais na matéria orgânica pode afetar a biodegradação, pois, segundo Lawrence & McCarty (1965) os metais pesados são tóxicos à digestão anaeróbia, mesmo em baixas concentrações.

Quadro 3 - Potencial poluidor de elementos químicos utilizados em pilhas e baterias (REVISTA "FALANDO DE QUALIDADE", 2003).

Elemento	Efeitos sobre o homem
Pb (chumbo)	dores abdominais (cólicas, espasmo e rigidez), disfunção renal, anemia, problemas pulmonares, neurite periférica (paralisia), encefalopatia (sonolência, manias, delírio, convulsões e coma).
Hg (mercúrio)	gingivite, salivação, diarreia (com sangramento), dores abdominais (especialmente epigástrico, vômitos, gosto metálico), congestão, inapetência, indigestão, dermatite e elevação da pressão arterial, estomatites (inflamação da mucosa da boca), ulceração da faringe e do esôfago, lesões renais e no tubo digestivo, insônia, dores de cabeça, colapso, delírio, convulsões, lesões cerebrais e neurológicas provocando desordens psicológicas e afetando o cérebro.
Cd (cádmio)	manifestações digestivas (náusea, vômito, diarreia), disfunção renal, problemas pulmonares, envenenamento (quando ingerido), pneumonite (quando inalado), câncer.
Ni (níquel)	câncer, dermatite, intoxicação em geral.
Ag (prata)	distúrbios digestivos e impregnação da boca pelo metal, argiria (intoxicação crônica) provocando coloração azulada na pele, morte.
Li (lítio)	inalação - ocorrerá lesão mesmo com pronto atendimento; ingestão - mínima lesão residual, se nenhum tratamento for aplicado.
Mn (manganês)	disfunção do sistema neurológico, afeta o cérebro, gagueira e insônia.
Zn (zinco)	problemas pulmonares, pode causar lesão residual, a menos que seja dado atendimento imediato; em caso de contato com os olhos, lesão grave, mesmo com pronto atendimento

Segundo Melo (2003) durante a hidrólise e acidogênese há uma tendência de solubilização dos metais pesados, no instante em que eles são liberados da fixação sólida e incorporados ao lixiviado. Entretanto, durante a acetogênese há uma tendência de aumento da concentração de metais no meio em função da lixiviação microbiana e da acidez. Neste período, os metais pesados conferem mais periculosidade, se forem liberados para o meio ambiente. Na fase metanogênica ou maturação da célula de RSU, há um declínio brusco da concentração de metais em função da precipitação química decorrente da capacidade de tamponamento do meio. Neste momento, inicia-se a formação de hidróxidos, fazendo com que os metais tomem-se menos solúveis e, portanto, menos perigosos segundo Lima & Nunes (1994).

A Tabela 8 evidencia o Limite de Tolerância Biológica (LBT) de alguns metais pesados considerados perigosos sob o ponto de vista humano e ambiental, devido seu efeito toxicológico, e a Tabela 9 apresenta os valores referenciados na literatura como críticos aceitos no solo.

Tabela 8 – Teor total de metais pesados (mg/kg peso seco).

Metal	Composto 1	Composto 2	Composto 3	Limite de Qualidade*	Limite de aceitável*
Alumínio	11760	5508	2958	-	-
Cádmio	4	2	2	5	20
Cromo	70	39	19	500	750
Cobre	987	615	986	500	1000
Ferro	21530	13409	8505	-	-
Chumbo	882	497	290	350	750
Magnésio	348	189	184	-	-
Níquel	210	35	19	150	300
Zinco	1470	1028	1003	1500	3000

*Regione Piemonte, 1990 in Ribeiro *et al.*, artigo não publicado *apud* Melo 2003.

Tabela 9 – Nível crítico de metais pesados aceitos no solo (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1986).

Metais Pesados	Nível Crítico (mg/kg)
Cádmio	3 – 8
Chumbo	100 – 400
Cobalto	25 – 50
Cromo	75 – 100
Manganês	1.500 – 3.000
Níquel	100
Zinco	70 – 400

2.4.2.2.3 Parâmetros microbiológicos dos resíduos sólidos

As características biológicas do RSU são aquelas determinadas pela população microbiana e dos agentes patogênicos presentes no RSU que, ao lado das suas características químicas, permitem que sejam selecionados os métodos de tratamento e disposição final mais adequados. O conhecimento das características biológicas dos resíduos tem sido muito utilizado no desenvolvimento de inibidores de cheiro e de retardadores/acceleradores da decomposição da matéria orgânica, bem como, no desenvolvimento de processos de destinação final e de recuperação de áreas degradadas com base nessas características (MANUAL GERENCIAMENTO INTEGRADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 2001).

Segundo Junqueira (2000) as principais propriedades biológicas do RSU são: biodegradabilidade, produção de odor e análises microbiológicas.

2.4.2.2.3.1 Biodegradação de RSU

As possíveis soluções para os rejeitos lançados no meio ambiente podem abrigar diferentes processos biológicos, cujo objetivo é a biodegradação de compostos poluentes em compostos mais simples, em outras palavras, a mineralização completa de moléculas

orgânicas. Alguns processos podem gerar ainda, produtos finais de valor energético, como é o caso do metano, ou de valor para a indústria de química fina, como é o caso do catecol, originado a partir da transformação biológica de fenóis (GRIFFITHS, 1992 *apud* CAMPOS, 2003).

De acordo com Castilhos Jr *et al.* (2002) o processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos é um fenômeno constituído essencialmente pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pelo fator água, presente nos resíduos pela umidade inicial e pela águas das precipitações que ocorrem quando estes estão dispostos em aterro sanitário. O esquema da Figura 11 resume os fenômenos que ocorrem.

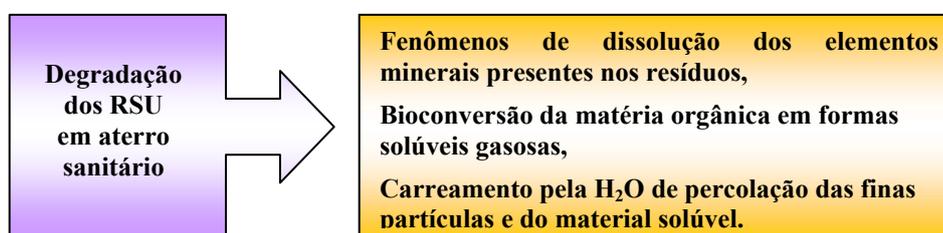


Figura 11 - Esquema geral do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos (CASTILHOS JR *et al.*, 2002).

De acordo com Hirsch *et al.* (2002) a biodegradação em aterros sanitários pode-se dividir em duas fases: a primeira, denominada aeróbia, que começa incluso antes de depositados os resíduos no aterro sanitário, e se deve a presença de microrganismos nos resíduos sólidos e nos solos de cobertura. A segunda fase, denominada anaeróbia, começa quando o oxigênio residente nas porosidades se esgota por consumo dos microrganismos ou foi expulso dos vazios por processo de compressão. Durante o resto do processo a biodegradação não cessará até que o substrato esteja completamente degradado pelas bactérias que dele se alimentam, ou as condições ambiente impeçam a atividade destes microrganismos.

McBean *et al.* (1995) *apud* Monteiro (2003) descrevem os princípios da decomposição dos RSU em aterros sanitários, comparando-os a reatores bioquímicos (Figura 12). Os autores separam o processo em três fases: aeróbia, anaeróbia ácida e anaeróbia metanogênica. A fase aeróbia apresenta curta duração e é responsável por uma parcela reduzida da decomposição. A reação da matéria degradável com o oxigênio produz dióxido de carbono, água, materiais parcialmente degradáveis e biomassa, além de promover uma elevação da temperatura do meio (Figura 13). Tais autores comparam os processos que ocorrem no interior de aterros de RSU a reatores anaeróbios.

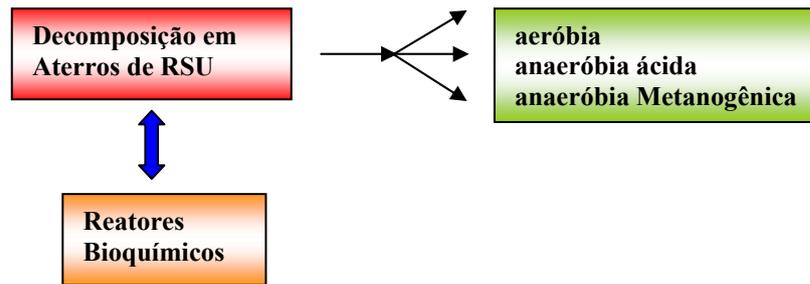


Figura 12 - Princípios da decomposição em aterros sanitários (MONTEIRO, 2003).

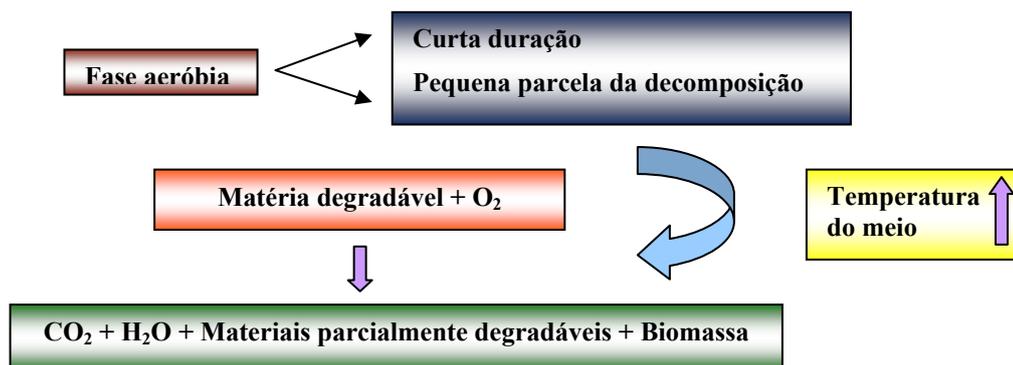


Figura 13 - Fase aeróbia do processo (MONTEIRO, 2003).

A digestão anaeróbia pode ser considerada como um sistema onde diversos grupos trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, água, gás sulfídrico e amônia além de novas células bacterianas (SIMÕES, 2000). Os microrganismos que participam do processo de decomposição anaeróbia podem ser divididos em três importantes grupos de bactérias, com comportamentos fisiológicos distintos:

- **bactérias fermentativas** que transformam por hidrólise, os polímeros em monômeros, e estes em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose;
- **bactérias acetogênicas** produtoras de hidrogênio, o qual converte os produtos gerados pelo primeiro grupo (aminoácidos, açúcares, ácidos orgânicos e álcoois) em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono;
- **bactérias metanogênicas** que utilizam os substratos produzidos pelas bactérias acetogênicas, transformando-os em metano e dióxido de carbono. Essas bactérias são muito importantes para o processo, pois elas produzem um gás insolúvel (metano), possibilitando a remoção do carbono orgânico do ambiente, resultando na perda de massa, e utilizam o hidrogênio favorecendo o ambiente para que as

bactérias acidogênicas fermentem compostos orgânicos com a produção de ácido acético, que é convertido em metano.

A Figura 14 mostra o esquema resumido da seqüência das rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia, explanadas em seguida de acordo com Melo, (2003).

A primeira fase é a **hidrólise**, durante a qual o material orgânico particulado é convertido em compostos de menor peso molecular. As bactérias nesta fase lançam mão de seus arsenais enzimáticos degradando estes compostos complexos em outros mais simples que podem atravessar a parede das bactérias fermentativas. Nesta fase, vários são os fatores que interferem na velocidade de hidrólise, tais como temperatura operacional, tempo de residência, composição do substrato, tamanho das partículas e pH do meio.

Logo após começa a fase **acidogênese**, em que os compostos dissolvidos na fase de hidrólise são absorvidos e metabolizados pelas células fermentativas, sendo convertidos em compostos mais simples incluindo ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas.

Na terceira fase, denominada **acetogênica**, ocorre a conversão dos produtos da acidogênese em compostos que formam o substrato apropriado para as bactérias metanogênicas produzirem metano tais como: acetato, hidrogênio e dióxido de carbono.

A quarta fase é a **metanogênese**. Nesta fase o metano é produzido por bactérias acetotróficas, a partir da redução do ácido acético, ou pelas bactérias hidrogenotróficas, a partir da redução do dióxido de carbono.

Caso os despejos contenham compostos de enxofre, pode ocorrer ainda a sulfatogênese na qual ocorre a redução de sulfato e formação de sulfetos.

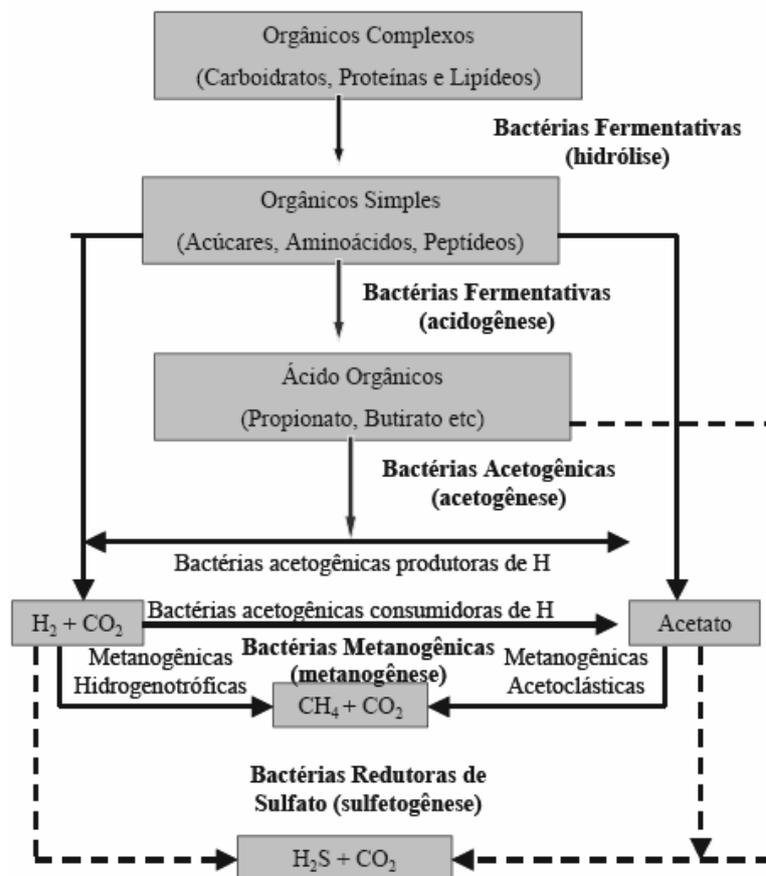


Figura 14 - Seqüência das rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 1993 *apud* MELO, 2003).

Observa-se que os organismos da biodigestão anaeróbia apresentam um elevado grau de especialização metabólica. A eficiência do processo anaeróbio depende, portanto, das interações positivas entre as diversas espécies bacterianas, com diferentes capacidades degradativas. Os intermediários metabólicos de um grupo de bactérias podem servir como nutrientes ao crescimento de outras espécies. Assim, observa-se a ocorrência de várias reações de degradação dos compostos orgânicos e a dependência dessas bactérias da presença do hidrogênio formado no sistema (VAZOLLER 2001).

Existe uma série de fatores que interferem no processo de digestão anaeróbia, entre os quais, a temperatura, pH, concentração de sólidos e composição do substrato (XAVIER *et al.*, 2002). De acordo com Letinga *et al.* (1996) o efeito do pH sobre o processo anaeróbio se manifesta diretamente afetando a atividade de enzimas, como é o caso da alteração de suas estruturas protéicas, que podem ocorrer de maneira drástica como resultado de mudanças no pH.

Dos fatores físicos que afetam o crescimento microbiano, a temperatura é um dos mais importantes para evolução do processo de degradação. Como citado anteriormente, os microrganismos não possuem meios de controlar sua temperatura interna e, desta forma, a temperatura no interior da célula é determinada pela temperatura ambiente externa (CHERNICHARO, 1997). Sendo assim, a temperatura do substrato exerce influência sobre a velocidade do processo de digestão anaeróbia, atuando diretamente na taxa de crescimento dos microrganismos (LUCAS JUNIOR, 1994).

O carbono, nitrogênio e fósforo são essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de nitrogênio e de fósforo necessária para a degradação da matéria orgânica presente, depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para a síntese a partir de reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico (FORESTI *et al.*, 1999). O enxofre é também considerado um dos nutrientes necessários a metanogênese e evidências preliminares apontam para um elevado requerimento de sulfetos desses microrganismos (SPEECE, 1983).

Embora essa divisão do processo de digestão anaeróbia em fases facilite bastante o entendimento dos fenômenos de estabilização biológica dos resíduos sólidos urbanos e seus impactos sobre a composição dos lixiviados e das emissões gasosas, na prática, durante a vida de um aterro, essas fases não são tão bem definidas. Isto ocorre na medida em que sempre há o aterramento de resíduos sólidos novos, causando grande variabilidade na idade do material disposto, não sendo difícil encontrar as três fases ocorrendo simultaneamente em um único aterro (CASTILHOS JR *et al.*, 2002).

Segundo Keller *et al.* (2002) a quantidade de resíduo decomposto dependerá principalmente do seu conteúdo orgânico biodegradável, da temperatura ambiente, da disponibilidade de oxigênio, da umidade, dos microrganismos e das condições do meio interno e externo.

2.4.2.2.3.2 Microbiologia versus RSU

De acordo com Vazoller (2001) a utilização de microrganismos no saneamento básico e ambiental é prática comum desde os primórdios do desenvolvimento dos processos biológicos de tratamento de águas residuárias e resíduos sólidos. É evidente, que a capacidade microbiana de metabolizar diferentes compostos orgânicos, naturais ou sintéticos, e inorgânicos, extraindo desses compostos fontes nutricionais e energéticas, é o que possibilitou

o emprego desses agentes biológicos, pela engenharia sanitária, assim como pela geotecnia ambiental, como solução aos problemas gerados pelos rejeitos lançados no meio ambiente.

Segundo Melo (2003) o volume de informações existentes sobre os aspectos básicos dos processos de tratamento biológico de rejeitos, nos campos da engenharia e microbiologia, possibilitam a adoção de diferentes tipos de reatores com elevado desempenho e eficiência de redução da DBO. E ainda, os processos biológicos de tratamento de resíduos incorporam uma variedade de espécies microbianas, e, por conseguinte, uma versatilidade metabólica amplificada. Alguns processos apresentam espécies bacterianas capazes de degradar compostos complexos e artificialmente sintetizados. Ao mesmo tempo ocorrem bactérias que apenas degradam moléculas orgânicas simples, como o ácido acético, gerando o gás metano.

No Brasil, atualmente, os esforços desenvolvidos para a elucidação da microbiologia ambiental são incipientes se comparados àqueles nos países desenvolvidos. Os estudos se concentram em maior intensidade na microbiologia de águas de abastecimento, portanto controle de qualidade de mananciais e avaliação da biodegradação de compostos poluentes, do que na microbiologia dos processos de tratamento de resíduos. Porém, nota-se o aparecimento de grande interesse às linhas de pesquisa que contemplam a avaliação da microbiologia de biorreatores aplicados ao tratamento de resíduos, não somente pela sua importância intrínseca, mas também devido ao melhor conhecimento da biodiversidade microbiana existente nos ecossistemas brasileiros.

Curva de crescimento bacteriano

De acordo com Melo (2003) as culturas bacterianas crescem exponencialmente durante o crescimento ativo, aumentando em progressão geométrica, sendo este crescimento influenciado pela composição nutricional do meio e pelas condições físicas. Se o crescimento bacteriano ocorre num sistema fechado, ou seja, sem a entrada de novos nutrientes, bem como a remoção dos metabólitos gerados no processo, ocorre a exaustão do sistema. Durante o crescimento, a população em um sistema fechado é balanceada, havendo um aumento ordenado em todos os constituintes de cada célula microbiana. Quando é atingida a população máxima, verifica-se a exaustão de nutrientes e a intoxicação pelos produtos metabólicos gerados pelos próprios microrganismos. A reprodução é inibida e começa a morte celular.

Pode-se confeccionar a curva de crescimento microbiano durante um período de tempo, esta pode ser dividida em diferentes fases: lag, log, estacionária e de declínio, como mostra a Figura 15 (Tortora *et al.*, 2000).

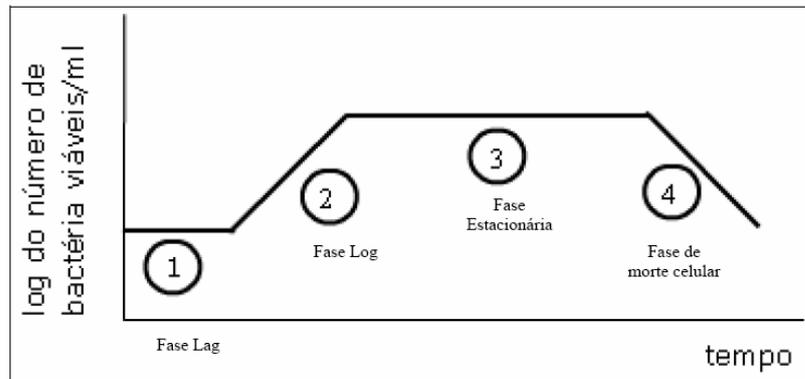


Figura 15 - Curva de crescimento bacteriano mostrando as quatro fases (TORTORA *et al.*, 2000).

- **Fase Lag:** no período inicial, parece não haver crescimento, é uma fase onde ocorre adaptação microbiana ao ambiente imposto. Os microrganismos se adaptam enzimaticamente as condições daquele ambiente.
- **Fase Log:** após a fase de adaptação as células iniciam seu processo de divisão entrando no período de crescimento exponencial ou logarítmico, culminando com o crescimento intenso com uma degradação biológica elevada. O gráfico logarítmico desta fase de crescimento é uma linha reta em razão do tempo de geração ser constante, constituindo o período de maior atividade metabólica. No entanto, nesta fase de crescimento log, os microrganismos são particularmente sensíveis às mudanças ambientais.
- **Fase Estacionária:** o crescimento exponencial diminui após a formação de um grande número de células. Tortora *et al.*, (2000) afirmam que se uma bactéria se divide a cada 20 minutos, durante somente 25,5 horas, produzirá, teoricamente, uma população equivalente em peso a de um avião de 80.000 toneladas. Porém, este fato não ocorre, uma vez que o número de bactérias que morrem é igual ao que cresce. Portanto, não há crescimento evidente e a população se torna estável. Diversos fatores podem intervir nesta fase diminuindo a atividade microbiana. Entre eles tem-se: o término de nutrientes, acúmulo de produtos de degradação, assim como mudanças no pH os quais são danosos às células.
- **Fase de Morte Celular:** com a exaustão de nutrientes começa o declínio ou morte celular, pois o número de células mortas excede o de células viáveis. Esta fase

continua diminuindo o número de células até existir uma fração ínfima do original e a população estável desaparece totalmente. Algumas espécies bacterianas fazem este ciclo das quatro fases em poucas horas; outras, no entanto, podem permanecer com poucas células viáveis indefinidamente. Vários são os fatores que determinam esta fase, entre eles estão a diminuição do substrato, subprodutos do metabolismo que se tornam tóxicos quando em altas concentrações, entre outros.

Microorganismos presentes em RSU

Os microrganismos diferem entre si na sua organização celular, na sua aparência e na sua atividade formando dois grandes grupos baseados no tipo de organização celular: os eucarióticos e procarióticos. Os microrganismos eucarióticos incluem três grandes grupos: os protozoários, as algas e os fungos. Estes últimos, os fungos, são divididos em dois subgrupos em função de sua organização multicelular ou unicelular, bolores e leveduras respectivamente. Os microrganismos procarióticos incluem as bactérias e as cianobactérias. (SINOGAS *et al.*, 2004)

Uma grande variedade de microrganismos pode ser encontrada nos resíduos sólidos urbanos, onde podem ser distinguidos dois ambientes básicos para atuação de sistemas microbianos especializados: aeróbio e anaeróbio. De acordo com Castilhos Jr. (2003) no metabolismo aeróbio, os microrganismos se desenvolvem em presença de oxigênio molecular ou excepcionalmente incorporado a elementos minerais (nitratos). Os principais microrganismos são as bactérias, as leveduras e os fungos (Figura 16). No metabolismo anaeróbio, os microrganismos se desenvolvem na ausência de oxigênio, podendo ocorrer anaeróbios facultativos e anaeróbios estritos, com destaque para as bactérias.

Baseado nisso, é importante conhecer os grupos genéricos, e suas funções no ecossistema de um aterro. As Tabelas 10 e 11 apresentam exemplos típicos de bactérias e protozoários em sistemas aeróbios e anaeróbios nas diferentes fases da digestão.

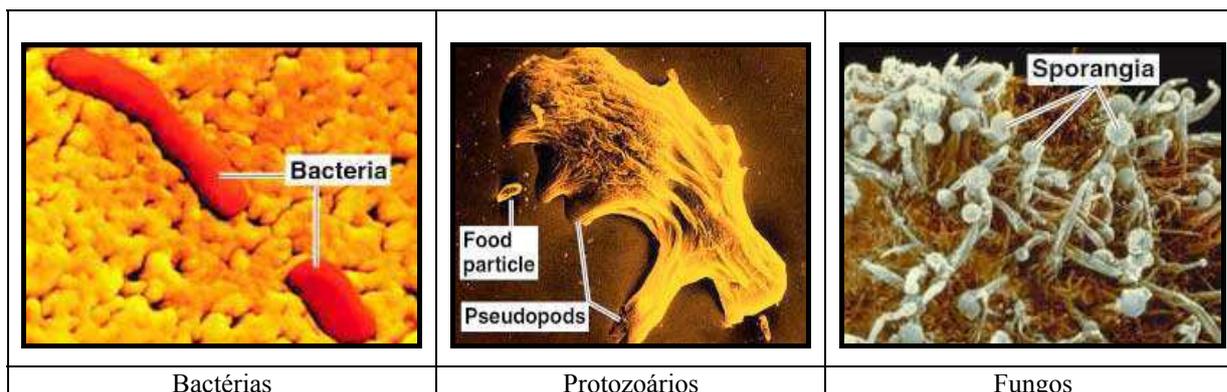


Figura 16 - Exemplos de tipos de microrganismos (KYAW, 2006).

Tabela 10 – Grupos microbianos presentes em sistemas aeróbios (VAZOLLER, 2001).

Tipos de Microrganismos	Gêneros mais Representativos
Bactérias Heterótrofas	<i>Pseudomonas sp</i> , <i>Zooglea ramigera</i> , <i>Achromobacter sp</i> , <i>Flavobacterium sp</i> , <i>Bdellovibrio sp</i> , <i>Mycobacterium sp</i> , <i>Alcaligenes sp</i> , <i>Arthrobacter sp</i> e <i>Citromonas sp</i> .
Microrganismos Filamentosos	<i>Sphaerotillus natans</i> , <i>Beggiatoa sp</i> , <i>Thiothrix</i> , <i>Leucothrix sp</i> , <i>Microthrix parvicella</i> , <i>Nocardia sp</i> , <i>Nostocoida limicola</i> , <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> , <i>Flexibacter sp</i> e <i>Geotrichum sp</i> .
Bactérias Nitrificantes	<i>Nitrosomonas sp</i> e <i>Nitrobacter sp</i> .
Protozoários	<i>Arcella discoides</i> , <i>Amoeba sp</i> (Classe Sarcodina Amebas), <i>Aspidisca costata</i> , <i>Trachelophyllum sp</i> , <i>Paramecium sp</i> , <i>Didinium sp</i> , <i>Chilodenella sp</i> (Classe Ciliata Ciliados livre-natantes e sésseis), <i>Spiromonas sp</i> , <i>Bodo sp</i> , <i>Euglena sp</i> , <i>Monas sp</i> , <i>Cercobodo sp</i> (Classe Mastigophora Flagelados).

Tabela 11 - Exemplos de bactérias anaeróbias presentes nos tratamentos de rejeitos por biodigestão anaeróbia (VAZOLLER, 2001).

Etapas da biodigestão anaeróbia	Bactérias
Hidrólise e acidogênese	<i>Clostrídios</i> , <i>Acetivibrio cellulolyticus</i> , <i>Bacteroides succinogenes</i> , <i>Butyrivibrio fibrisolvens</i> , <i>Eubacterium cellulosolvens</i> , <i>Bacillus sp</i> , <i>Selenomonas sp</i> , <i>Megasphaera sp</i> , <i>Lachnospira multiparus</i> , <i>Peptococcus anaerobicus</i> , <i>Bifidobacterium sp</i> , <i>Staphylococcus sp</i> .
Acetogênese	<i>Syntrophomonas wolinii</i> , <i>S. wolfei</i> , <i>Syntrophus buswellii</i> , <i>Clostridium bryantii</i> , <i>Acetobacterium woddii</i> , várias espécies de bactérias redutoras do íon sulfato - <i>Desulfovibrio sp</i> , <i>Desulfotomaculum sp</i> .
Metanogênese acetoclástica	<i>Methanosarcina sp</i> e <i>Methanotherix sp</i> .
Metanogênese hidrogenotrófica	<i>Methanobacterium sp</i> , <i>Methanobrevibacter sp</i> , <i>Methanospirillum sp</i> .

2.4.2.2.3.3 Fitotoxicidade

De acordo com Melo *et al.* (2002) os ensaios de fitotoxicidade, assim como metais, em aterros de RSU são realizados para avaliar o nível de toxicidade nas diferentes profundidades, e seus efeitos na biota microbiana. Além do mais, o teste de fitotoxicidade é um critério que

pode ser utilizado para avaliar os níveis de toxidez antes de o resíduo ser reutilizado para diversos fins, e assim evitar acidentes ambientais.

Segundo Wang & Keturi (1990) a germinação de plantas e o comprimento da raiz tem sido um teste bastante usado por ser uma técnica simples, rápida, segura e reproduzível, para avaliar os danos causados pelas combinações tóxicas presentes em vários compostos.

Os resultados de Melo *et al.* (2002) mostraram que, o fato do ambiente ser menos tóxico nos resíduos, comparado ao lixiviado, permite um melhor desenvolvimento da biota microbiana, como também para o crescimento e germinação das sementes. Os resultados dos ensaios de quantificação de metais realizados por estes autores sugerem uma relação entre o índice de germinação e os níveis de metais pesados em diferentes profundidades. Tais análises são importantes para associar o grau de contaminação com a evolução microbiana e, monitorar como os recalques se comportam em função da toxicidade, o qual afeta a biota microbiana.

2.5 Lisímetros e biorreatores

O estudo do comportamento de aterros tem sido facilitado através de modelos de aterros em escala laboratorial (biorreatores) ou lisímetros que simulam e aceleram a decomposição aeróbia e anaeróbia dos resíduos (BARLAZ *et al.*, 1989).

Lisímetro constitui uma célula experimental de RSU em escala reduzida, dotado de sistemas de drenagem de líquidos e gases, medição de nível dos líquidos, medidores de recalque, temperatura, concentração e fluxo de gases, proporcionando o conhecimento de diversos parâmetros sob condições controladas (MONTEIRO, 2003).

Os Biorreatores (Figura 17) otimizam as condições para decomposição microbológica e aceleram a estabilização da massa de RSU permitindo a disposição adicional de resíduos sólidos urbanos ou reuso mais rápido do aterro. São projetados geralmente para que a água de infiltração da chuva nos resíduos seja feita sob condições controladas. O gerenciamento adequado destes parâmetros pode levar a estabilização muito rápida dos resíduos e a ritmos de alta produção de metano (BORGLIN *et al.*, 2004).

Segundo Warith (2002) os biorreatores se executados e controlados corretamente, reduzem os impactos ambientais, pois controlam a produção do lixiviado e as emissões de biogás, reduzindo assim a contaminação do solo e as emissões de gás ao ambiente.

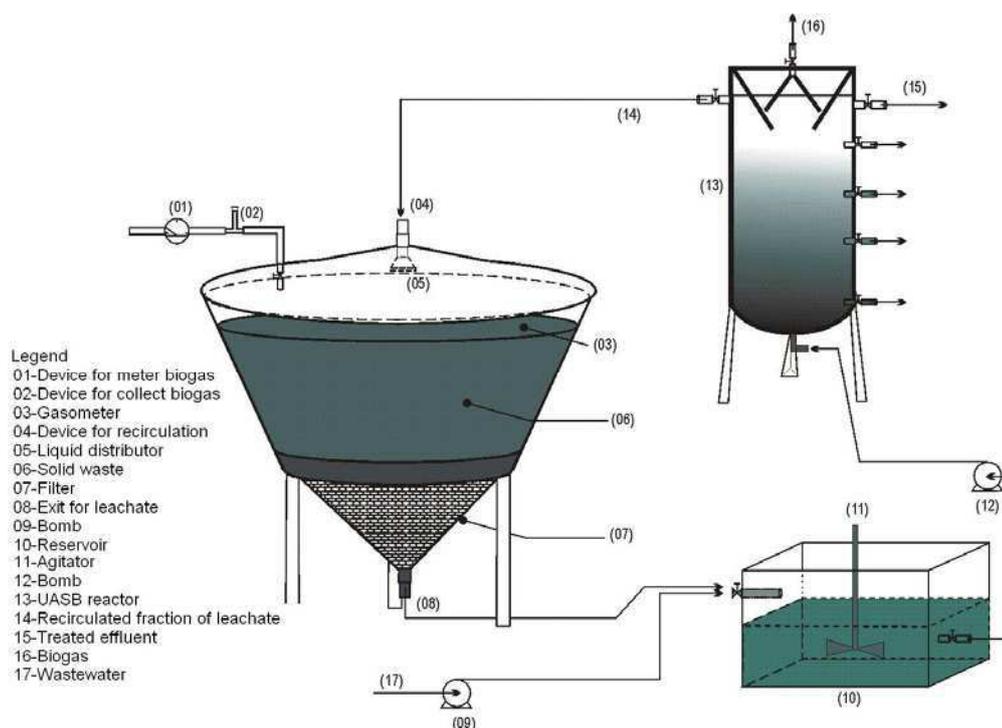


Figura 17 - Biorreator anaeróbio (VIEIRA NETO *et al.*, 2006).

Num esforço de aumentar os índices de biodegradação nos aterros, tem-se aumentado o interesse em administrar aterros urbanos como biorreatores anaeróbios ou aeróbios. Nesses biorreatores o lixiviado produzido pelos resíduos sólidos urbanos é geralmente recirculado, redistribuindo nutrientes e microrganismos pela massa de RSU. Em biorreatores anaeróbios, a elevada quantidade de água aumenta a taxa de produção de metano, resultando numa fonte de energia mais econômica (BORGLIN *et al.*, 2004).

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.

Borglin *et al.* (2004) estudaram um sistema de biorreatores que otimizam os parâmetros da biodegradação medindo índices de degradação, índices de geração CO_2 , e qualidade de lixiviado. Os autores utilizaram três lisímetros de 200 litros. Três tratamentos foram aplicados aos biorreatores: condição aeróbia (injeção de ar com adição de água e recirculação do lixiviado), condição anaeróbia (sem injeção de ar, adição de água, e recirculação de lixiviado), e nenhum tratamento (sem injeção de ar ou recirculação de lixiviado).

Mannapperuma & Basnayake (2004) *apud* Alcântara (2007) analisaram o monitoramento de três lisímetros de campo com seção transversal circular com 1,3m de diâmetro e 2,32m 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.

Swati *et al.* (2005) *apud* Alcântara (2007) apresentaram os resultados preliminares do comportamento de resíduos sólidos urbanos aterrados em dois lisímetros, construídos com anéis de concreto, com altura total de 3m e diâmetro de 1,3m. 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.

Alcântara (2007) em sua pesquisa abordou 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 m³. 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 m³ 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 RSU e concentrações de CH₄, CO₂ e H₂S) e coleta periódica de amostras para análises laboratoriais de vários parâmetros, como: teor de umidade, concentrações de microrganismos aeróbios e anaeróbios, sólidos voláteis, Eh, pH, DBO, DQO, nitrato, amônia, metais, carbono, hidrogênio e nitrogênio.

Normas técnicas que hoje são muitas vezes inadequadas podem ser reformuladas ou aprimoradas a partir dos estudos desenvolvidos em cima de células experimentais, além do mais rotas metabólicas de degradação de produtos orgânicos serão melhor compreendidas e possivelmente modificadas para uma melhor eficiência na decomposição da matéria orgânica. Neste sentido, vem-se buscando técnicas para aprimorar a disposição e o tratamento de resíduos sólidos através do uso de experimentos em escala de laboratório, escala piloto e escala real. As técnicas de tratamento estão cada vez mais interligadas a aspectos geotécnicos e biotecnológicos (MONTEIRO *et al.*, 2006).

CAPÍTULO 3 – MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Introdução

A presente pesquisa foi desenvolvida a partir do projeto, construção e monitoramento de uma célula experimental (lisímetro) (Figura 18), simulando uma célula de aterro sanitário. O lisímetro foi construído no campo experimental EXTRABES (Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários) um núcleo de pesquisa utilizado pela Universidade Federal de Campina Grande localizado em terreno pertencente à Companhia de Água e Esgoto do Estado da Paraíba - CAGEPA. No lisímetro foram acondicionados resíduos sólidos provenientes da cidade de Campina Grande, representando bairros das classes sociais alta, média e baixa, obtendo assim uma amostra representativa dos resíduos produzidos na cidade. Neste capítulo serão abordados os materiais e procedimentos necessários para as etapas do projeto, construção, instrumentação, preparação da amostra de resíduos, caracterização inicial desses resíduos, enchimento e monitoramento do lisímetro.

A metodologia desse trabalho encontra-se estruturada no fluxograma mostrado na Figura 19.



Figura 18 - Célula experimental (Lisímetro).

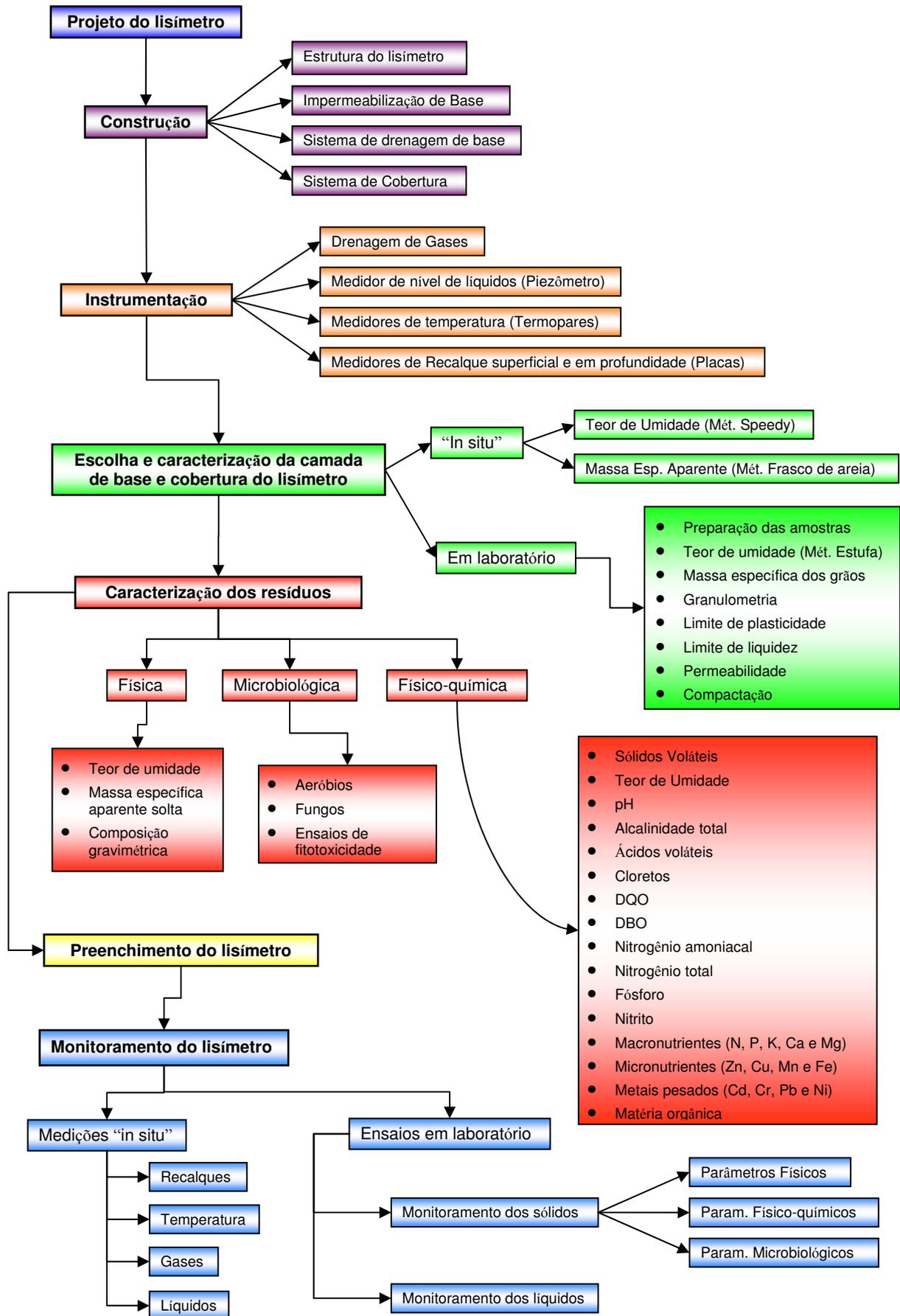


Figura 19 – Fluxograma da metodologia desenvolvida.

3.2 Projeto, construção e instrumentação do lisímetro

3.2.1 Projeto

No intuito de conhecer melhor o funcionamento e comportamento de aterros de RSU, células experimentais representam uma técnica bastante interessante, pois permitem obter parâmetros para projetos, dimensionamento, construção e monitoramento de aterros sob condições conhecidas e controladas, podendo ser aplicada, com as devidas adaptações, em escala real. O lisímetro foi planejado com base neste princípio visando avaliar o processo biodegradativo dos resíduos depositados em uma célula experimental, correlacionando parâmetros como recalque, temperatura e contagem de microrganismos.

Inicialmente o lisímetro foi projetado em alvenaria, contudo foram utilizadas manilhas de concreto armado, com dimensões aproximadas ao projeto inicial, em substituição à alvenaria devido à limitação de recursos financeiros.

O lisímetro consta de uma estrutura cilíndrica rígida, com seção transversal circular (Figura 20). Segundo Alcântara (2007) aterros simulados com seção transversal circular visam 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 de superfície lateral interna diminuindo o contato entre os resíduos e a parede interna da estrutura.

Além do sistema de drenagem de líquidos e gases e da instrumentação prevista, o lisímetro possui orifícios com acesso à massa de resíduos para coletas de amostras sólidas (Figura 20). As saídas laterais não foram previamente definidas na concepção do projeto, visto que, inicialmente, as amostras seriam coletadas verticalmente através da camada superior do lisímetro com um amostrador manual desenvolvido pelo grupo de pesquisa em geotecnia ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande. Contudo, em face da dificuldade de extração por cravação manual vertical e limite de recursos financeiros para aprimoramento do amostrador foram feitos inicialmente dois orifícios na lateral do lisímetro, na parte superior e na inferior e posteriormente mais um na parte superior. Esse orifícios foram tamponados com capes de PVC.

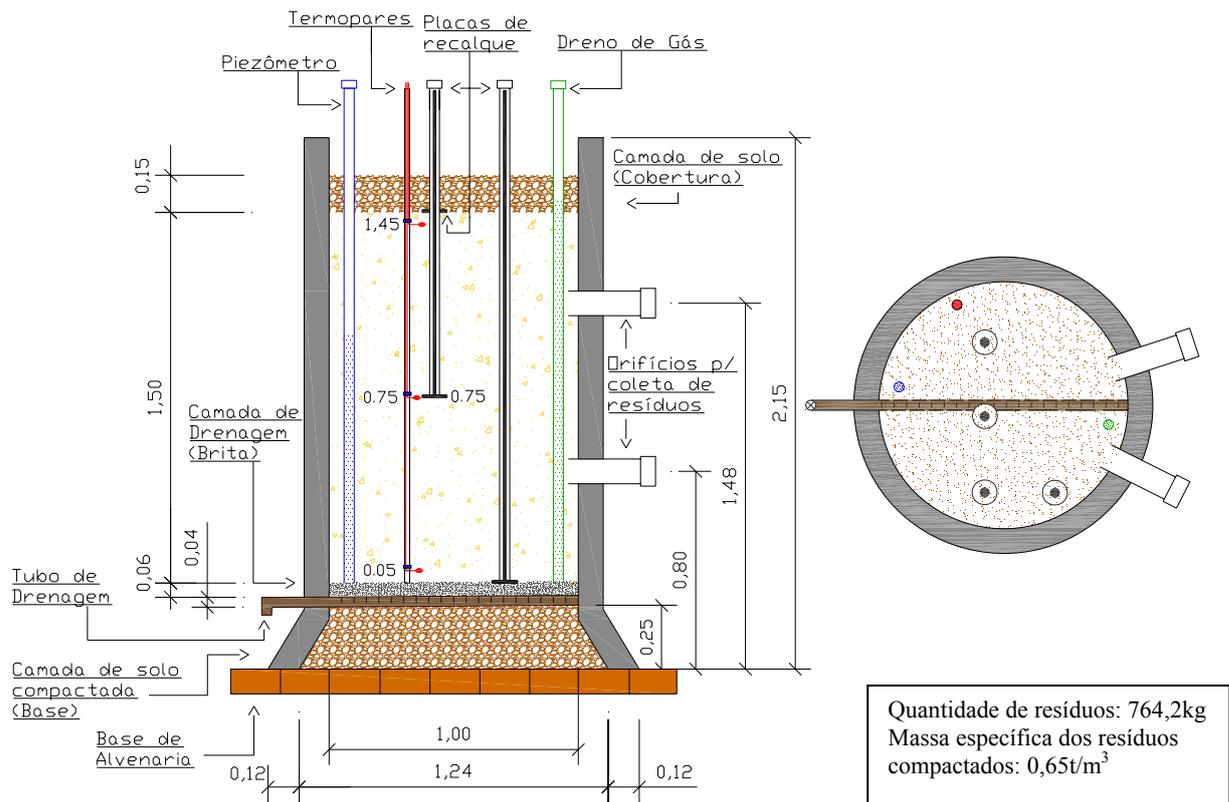


Figura 20 - Desenho esquemático da célula experimental (Lisímetro).

3.2.2 Construção do lisímetro

3.2.2.1 Estrutura

O lisímetro foi construído a partir da superposição de duas manilhas de concreto armado, com uma altura total de 2,15m e diâmetro interno de 1,00m, com volume aproximado de 1,7m³ (Figura 18). As manilhas foram seladas na junção com argamassa. O lisímetro foi apoiado sobre uma base de alvenaria e fixado a ela com auxílio de argamassa. Inicialmente o lisímetro foi planejado em alvenaria com diâmetro de 2m, porém devido à dificuldade de recursos financeiros, foram utilizadas manilhas de concreto com diâmetro padrão, acarretando na diminuição do diâmetro proposto em fase de projeto.

3.2.2.2 Camada de base

Como sistema de impermeabilização de base do lisímetro foi utilizado uma camada de solo que imprimisse características de impermeabilidade com altura média total de 0,25m. A camada foi executada por meio de compactação (Figura 21) em camadas de, aproximadamente, 0,10m de espessura com auxílio de um soquete manual.



Figura 21 - Sistema de impermeabilização de base executada por meio de compactação manual.

3.2.2.3 Sistema de drenagem de base para líquido lixiviado

O sistema de drenagem de base foi constituído pelo conjunto formado por um tubo de drenagem atravessando diametralmente o lisímetro com saída lateral controlada, através de um registro, e uma camada de pedra britada com 0,10m de altura aproximadamente (Figura 22). O tubo de drenagem consiste em um tubo de PVC perfurado com 40mm de diâmetro, apoiado diretamente sobre a camada de solo. A camada de base foi executada com uma leve inclinação para o centro para facilitar o funcionamento do sistema de drenagem.



Figura 22 - Sistema de drenagem de base para lixiviado.

3.2.2.4 Camada de cobertura

Como sistema de impermeabilização de cobertura do lisímetro foi utilizado uma camada de solo com o mesmo material empregado como sistema de impermeabilização de base do lisímetro, com altura média total de 0,15m (Figura 23). A camada foi executada por meio de compactação em estratos de, aproximadamente, 0,10m de espessura com auxílio de um soquete manual e uma enxada.

Imediatamente após a execução da camada final de cobertura foi determinado o teor de umidade do solo de acordo com a NBR 6457 (ABNT, 1986a) e a massa específica aparente “in situ”, através da cravação de anel de aço com altura e diâmetro conhecidos, para avaliar se a massa específica e a umidade obtidas estavam de acordo com o previsto no ensaio de Proctor normal realizado em laboratório.

O controle da compactação do solo pelo procedimento do controle da massa específica aparente seca, foi feito através da determinação do Grau de Compactação (GC) definido como a relação entre a massa específica obtida no campo e a massa específica máxima seca obtida em laboratório, como demonstra a Equação 7.

$$GC = \frac{\gamma_s(\text{campo})}{\gamma_{s,\text{máx}}(\text{lab})} \times 100 \quad (7)$$

Onde: GC: grau de compactação;

$\gamma_s(\text{campo})$: massa específica obtida no campo;

$\gamma_{s,\text{máx}}(\text{lab})$: massa específica máxima obtida em laboratório.



Figura 23 - Sistema de impermeabilização de cobertura.

3.2.3 Instrumentação do lisímetro

A instrumentação instalada no lisímetro foi baseada na literatura técnica e na instrumentação utilizada para monitoramento de aterros sanitários, sendo feitas algumas adaptações às características do lisímetro para melhor obtenção dos dados.

O lisímetro possui sistema de drenagem de líquidos e gases; piezômetro para medição do nível de líquidos; placas circulares para medição de recalques superficiais e em

profundidade; e termopares para medição de temperatura em profundidade.

3.2.3.1 Drenagem de gases

O sistema de drenagem de gases foi executado através da instalação de um tubo de PVC perfurado de 25mm de diâmetro envolvido por tela de nylon para evitar a obstrução dos furos (Figura 24). A ponta superior da tubulação de gás foi adaptada a uma mangueira, para facilitar a medição dos gases através de um sistema adaptado com uma seringa, e a extremidade inferior da tubulação é aberta e foi posicionada acima da camada de drenagem de líquidos.



Figura 24 - Sistema de drenagem de gases.

3.2.3.2 Medição de Nível de líquidos

Para o monitoramento do nível de lixiviado foi utilizado um piezômetro, que consiste em um tubo de PVC de 25mm com furos nas paredes (Figura 25). A variação do nível de lixiviado foi medida com o auxílio de uma haste de metal. O princípio básico de seu funcionamento é o dos vasos comunicantes, ou seja, independente do formato e dimensão do recipiente o líquido tende a atingir a mesma cota. O piezômetro também foi envolvido com uma tela de nylon para evitar a obstrução dos furos.



Figura 25 – Detalhe da instalação do piezômetro.

3.2.3.3 Medidores de recalque superficiais e em profundidade

O monitoramento dos recalques foi realizado com o uso de 4 placas de recalques circulares com 150mm de diâmetro e 10mm de espessura (Figura 26). As placas foram confeccionadas em aço e revestidas com uma película anti-corrosiva para evitar a oxidação e contaminação dos resíduos. Estes medidores foram instalados na superfície e em profundidade. As placas de recalque superficiais foram instaladas sobre a massa de resíduo após a colocação de uma camada de solo para regularização. Foi instalada uma placa em profundidade logo após a camada de solo na interface camada de base / massa de resíduo e outra placa distante 0,75m da face superior da camada de base posicionada durante o enchimento da célula experimental.

As placas foram protegidas por tubos de PVC de 20mm para evitar o atrito lateral.



Figura 26 - Detalhe das placas de recalque superficiais e instalação.

3.2.3.4 Medidores de temperatura

O monitoramento das temperaturas no interior do lisímetro foi feito a partir de 3 termopares com conectores do tipo K (Figura 27), numerados de 1 a 3, e com o auxílio de um termômetro. O termômetro portátil utilizado é do tipo digital com dois canais (T1 e T2), com capacidade de medir temperaturas na faixa de (-100°C a 1300°C) com resolução de 0,1°C e precisão de $\pm(0,1\%$ da leitura $\pm 0,7^\circ\text{C}$) para a faixa de leitura utilizada.

Os termopares consistem em um par de metais de cobre e cromo unidos em uma ponta, que são sensíveis à temperatura, gerando, desta forma, uma corrente elétrica proporcional à temperatura. Esta corrente é medida na superfície por um termômetro elétrico. Sua calibração (Figura 28) procedeu-se com o uso de um termômetro de mercúrio como referência. Mergulhou-se ambos em um recipiente a uma temperatura próxima de 0°, forneceu-se calor ao conjunto e a cada 5°C de acréscimo verificado no termômetro de mercúrio, anotou-se o valor do termômetro elétrico. Por fim foi feita a curva de calibração e os valores medidos em campo serão corrigidos. As Figuras 29, 30 e 31 representam as curvas de calibração do termopar I, II e III, respectivamente.



Figura 27 – Termopar com conector tipo K.



Figura 28 – Detalhe da calibração da corrente emitida pelo termopar em função da temperatura da junção.

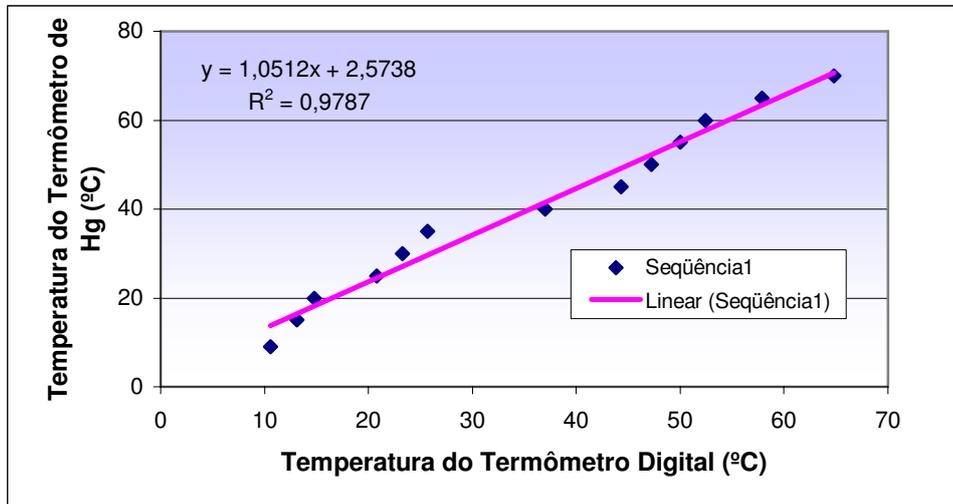


Figura 29 - Curva de calibração do termopar I.

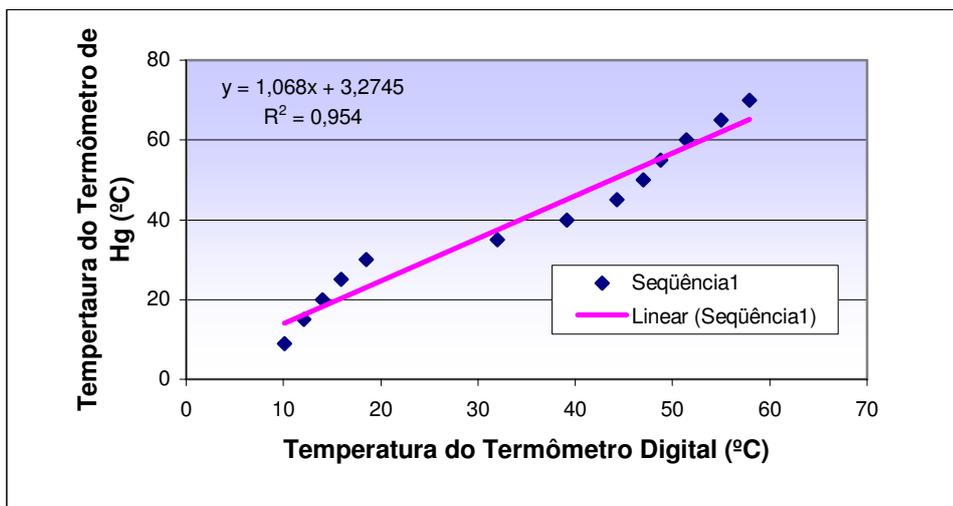


Figura 30 - Curva de calibração do termopar II.

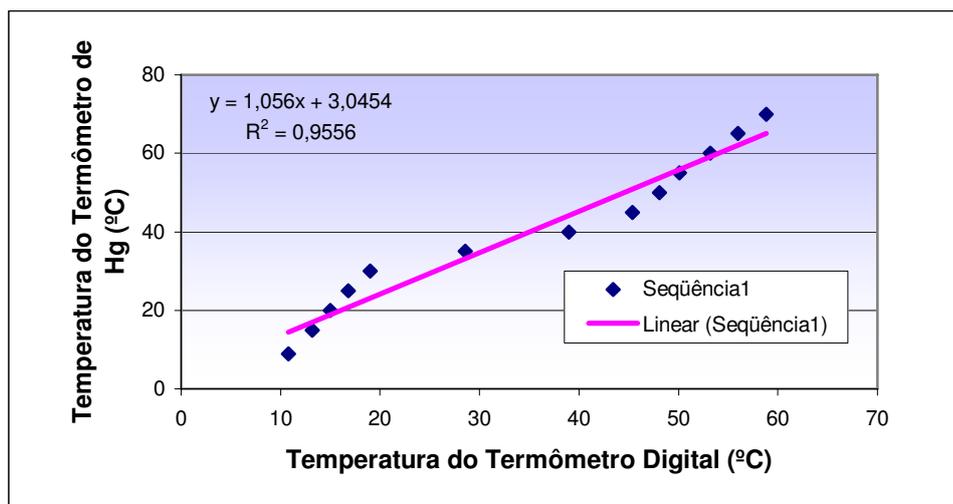


Figura 31 - Curva de calibração do termopar III.

De acordo com Moreira (2002) existem três categorias de tipos de termopares: termopares padronizados de metal nobre (R, S, B), termopares padronizados de metal base (K, J, N, E, T) e termopares não definidos por letras. Na prática a distinção entre “base” e “nobre” é que metais nobres contêm platina e metais base contêm níquel. As aplicações para os termopares são as mais variadas possíveis, tendo como principal limite a tolerância do processo que se vai medir. Para a medição de temperaturas acima de 500 °C, eles são a única escolha quando se fala em termômetros de contato. A Tabela 12 ilustra algumas recomendações sobre as condições ambientais de operação.

Tabela 12 - Limites de erro para termopares, de acordo com ASTM E-230 (com junção de referência a 0 °C) (MOREIRA, 2002).

Sensor	Faixa de Utilização (°C)	Limite de Erro (Escolher o maior)	
		Padrão	Especial
E	0 - 870 -200 a 30	± 1,7 °C ou 0,5% ± 1,7 °C ou 1%	± 1 °C ou 0,4% -
J	0 - 760	± 2,2 °C ou 0,75%	± 1,1 °C ou 0,4
K,N	0 - 1260 -200 a 30	± 2,2 °C ou 0,75% ± 2,2 °C ou 2%	± 1,1 °C ou 0,4% -
T	0 - 370 -200 a 30	± 1 °C ou 0,75% ± 1 °C ou 1,5%	± 0,5 °C ou 0,4% -
R,S	0 - 1480	± 1,5 °C ou 0,25%	± 0,6 °C ou 0,1%
B	870 - 1700	± 0,5%	-

Os termopares foram distribuídos uniformemente ao longo da altura da massa de resíduo, fixados a um tubo de PVC de 20mm, anteriormente ao preenchimento do lisímetro. O termopar I ficou na interface da camada de cobertura / resíduo, o termopar II na cota 0,75m a partir da face superior da camada de base e o terceiro na base do lisímetro, 0,05m acima do sistema de drenagem de base.

3.3 Escolha do solo e caracterização da camada de base e cobertura do lísímetro

De acordo com Jardim *et al.* (1995) o sistema de cobertura de aterros sanitários tem a função de proteger a superfície das células de resíduos sólidos (minimizando impactos ao meio ambiente), eliminar a proliferação de vetores, diminuir a taxa de formação de líquidos percolados, reduzir a exalação de odores, impedir a catação, permitir o tráfego de veículos coletores sobre o aterro e eliminar a queima de resíduos e a saída descontrolada do biogás. E o sistema de base evitar, principalmente, a migração de resíduo ou lixiviado para dentro das camadas inferiores de solo, água subterrânea ou superficiais. Neste sentido, fica evidente a necessidade de avaliar a qualidade dos materiais que são utilizados para impermeabilizar as camadas de base e cobertura de aterros de resíduos sólidos urbanos. Logo, neste item serão mostrados os critérios utilizados nesta pesquisa para seleção e caracterização do solo utilizado para base e cobertura do lísímetro.

O solo selecionado para avaliação foi coletado na jazida de uma antiga fábrica de cerâmica localizada na cidade de Lagoa Seca – PB, município próximo à cidade de Campina Grande. A cidade está situada na região do Agreste e Brejo Paraibano a 129km da capital do Estado João Pessoa. A escolha do local deu-se pela presença de uma jazida de material argiloso, que era utilizada para confecção de materiais cerâmicos, como telhas e tijolos. Os solos argilosos, de um modo geral, são os mais utilizados para a cobertura e base de aterros sanitários devido as suas características de impermeabilidade.

A extração do solo foi feita baseada na metodologia para obtenção de uma amostra deformada, onde são conservados todos os constituintes minerais do solo, inclusive, se possível, sua umidade natural, mas não se conserva sua estrutura original que é alterada pelo processo de extração (TAYLOR, 1948). A coleta foi realizada com o auxílio de pá e picareta, as amostras foram transportadas para o laboratório de solos da UFCG em sacos plásticos fechados para evitar a perda significativa de umidade. A camada superficial, $\pm 0,50\text{m}$, (horizonte A) da qual participam componentes orgânicos e elementos transportados, foi retirada antes da extração do solo (Figura 32). Durante a extração do solo, foram determinados “in situ” o teor de umidade (método do speedy) e massa específica aparente (método do frasco de areia) de acordo com as normas referidas no Quadro 4.



Figura 32 - Determinação do teor de umidade e massa específica durante a extração do solo.

Em Laboratório, após preparação das amostras, foram realizados os ensaios de caracterização da amostras através da determinação do teor de umidade com secagem em estufa, determinação da massa específica dos grãos (Figura 33), granulometria (Figura 34), determinação do limite de plasticidade e liquidez (Figura 35), além da determinação do coeficiente de permeabilidade e o ensaio de compactação (Figura 36), conforme as normas específicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e do Departamento Nacional de Estradas e Rodagens (DNER), apresentadas no Quadro 5. Todos os ensaios citados foram realizados no Laboratório de Mecânica dos Solos I e II da Universidade Federal de Campina Grande.

Quadro 4 - Descrição dos ensaios realizados durante a extração do solo.

ENSAIO	NORMA REFERENTE	COMENTÁRIO
Determinação da Umidade pelo Método Expedido do SPEEDY (Speedy Moisture Test)	ME 052 - Solos - Agregados Miúdos - Determinação da Umidade pelo Emprego do SPEEDY (DNER, 1994).	A determinação do teor de umidade de solos e agregados miúdos com utilização do aparelho “Speedy” tem base na reação química da água existente em uma amostra com o carbureto de cálcio, realizada em ambiente confinado. O gás acetileno ao expandir-se gera pressão proporcional à quantidade de água existente na amostra. A leitura dessa pressão em um manômetro permite a avaliação da quantidade de água em uma amostra, e em conseqüência, do seu teor de umidade.
Massa Específica Aparente “in situ” Método do Frasco de Areia	NBR 7185. Solo - Determinação da massa específica aparente, “in situ”, com emprego do frasco de areia - Método de ensaio (ABNT, 1986c).	Esta norma prescreve o método de determinação da massa específica aparente do solo “in situ”, com emprego do frasco de areia. Aplica-se a solos com qualquer tipo de granulação, contendo ou não pedregulhos, que possam ser escavados com ferramentas manuais, e cujos vazios naturais sejam suficientemente pequenos para que a areia usada no ensaio neles não penetre. O material em estudo deve ser suficientemente coeso e firme para que as paredes da cavidade a ser aberta permaneçam estáveis e as operações realizadas não provoquem deformações na cavidade.



Figura 33 - Ensaio para determinação da massa específica dos grãos.



Figura 34 - Ensaio de análise granulométrica por peneiramento e sedimentação.



Figura 35 - Ensaios para determinação do limite de liquidez e plasticidade.



Figura 36 - Ensaio para determinação do coeficiente de permeabilidade e compactação.

A preparação das amostras, que precede a realização dos ensaios de caracterização, consistiu em secar, destorroar, quartear, pesar e peneirar a amostra, para no fim das operações, obter-se uma quantidade suficiente, homogênea e representativa do solo a ser analisado (Figura 37).

O ensaio de compactação foi realizado para a energia Proctor Normal. A mesma energia foi aplicada para a execução do ensaio de permeabilidade. A ABNT (2000), por meio da NBR 14545, recomenda que o líquido a ser utilizado para os ensaios de permeabilidade deve ser o mesmo que percola pelo material em campo, porém para este estudo realizou-se o ensaio de permeabilidade utilizando como permeante a água. O ensaio de permeabilidade foi realizado com carga variável, saturando-se o corpo de prova antes do ensaio.

Os principais instrumentos e/ou materiais utilizados durante a realização dos ensaios referentes à camada de solo, para base e cobertura do lisímetro, encontram-se listados em um quadro no Anexo A.

Quadro 5 - Descrição dos Ensaios de solos realizados no estudo e Norma correspondente.

ENSAIO	NORMA REFERENTE	COMENTÁRIO
Preparação das Amostras Determinação do Teor de Umidade com Secagem em Estufa	NBR 6457 - Amostras de Solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização – Método de ensaio (ABNT, 1986a).	Esta Norma prescreve o método para a preparação de amostras de solos para os ensaios de compactação e caracterização (análise granulométrica, determinação dos limites de liquidez e plasticidade, massa específica dos grãos que passam na peneira de 4,8mm, massa específica aparente e absorção de água dos grãos retidos na peneira 4,8mm) No anexo desta norma apresenta-se, ainda, o método para determinação do teor de umidade de solos, em laboratório. A determinação do teor de umidade é parte integrante de ensaios que objetivam a determinação de outros parâmetros do solo tais como, por exemplo, os limites de consistência e ensaio de compactação.
Determinação da Massa Específica dos grãos	NBR-6508 - Grãos de solos que passam na peneira de 4,8mm - Determinação da massa específica – Método de ensaio (ABNT, 1984b).	Esta norma prescreve o método para a determinação da massa específica dos grãos de solos que passam na peneira de 4,8mm, por meio de picnômetro. A massa específica dos grãos é necessária no cálculo de outros ensaios, inclusive a granulometria por Sedimentação e na determinação das relações peso/volume, isto é, índice de vazios, grau de saturação e outros índices físicos.
Ensaio de Granulometria	NBR 7181 - Solo - Análise Granulométrica – Método de ensaio (ABNT, 1984d).	Esta Norma prescreve o método para análise granulométrica de solos, realizada por peneiramento ou pela combinação de sedimentação e peneiramento. O processo consiste em passar a amostra através de um conjunto de peneiras, empilhadas em ordem decrescente da abertura da malha, e pesar o material retido em cada peneira. Com isso obtêm-se as coordenadas que permitam traçar a curva granulométrica.
Determinação do Limite de Plasticidade	NBR 7180 - Solo - Determinação do Limite de Plasticidade - Método de ensaio (ABNT, 1984c).	Essa Norma prescreve o método para a determinação do limite de plasticidade e para o cálculo do índice de plasticidade dos solos. O Limite de Plasticidade (LP) é o teor de umidade em que o solo começa a se fraturar quando se tenta moldar com ele, um cilindro com as dimensões de 3mm de diâmetro e cerca de 100mm de comprimento.
Determinação do Limite de Liquidez	NBR 6459 - Solo – Determinação do Limite de Liquidez – Método de ensaio (ABNT, 1984a).	Essa Norma prescreve o método para a determinação do limite de liquidez dos solos. O limite de liquidez foi concebido como o menor teor de umidade com que uma amostra de um solo pode ser capaz de fluir. Embora tal capacidade seja mais relacionada com o grau de saturação do solo do que com o teor de umidade, os ensaios para determinar o limite de liquidez de solos finos têm o teor de umidade como parâmetro, por causa da dificuldade de medir e controlar o grau de saturação.
Determinação do Coeficiente de Permeabilidade	NBR 14545 - Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável (ABNT, 2000).	Esta Norma prescreve os métodos para determinação do coeficiente de permeabilidade a carga variável, com a água percolando através do solo em regime de escoamento laminar. O ensaio fundamenta-se na lei de Darcy, pressupondo, portanto, a existência de proporcionalidade direta entre as velocidades de fluxo e os gradientes hidráulicos. Admite-se adicionalmente a continuidade do escoamento, sem variações de volume do solo, durante o ensaio, e a saturação total do corpo de prova.
Ensaio de Compactação	NBR 7182 - Solo - Ensaio de Compactação – Método de Ensaio (ABNT, 1986b).	O objetivo deste ensaio é obter a curva de compactação de um solo, que consiste na determinação da relação entre o teor de umidade e a massa específica aparente seca da amostra de solo, quando compactada. Esta Norma prescreve o método para determinar a relação entre o teor de umidade e a massa específica aparente seca de solos quando compactados, de acordo com os processos especificados.

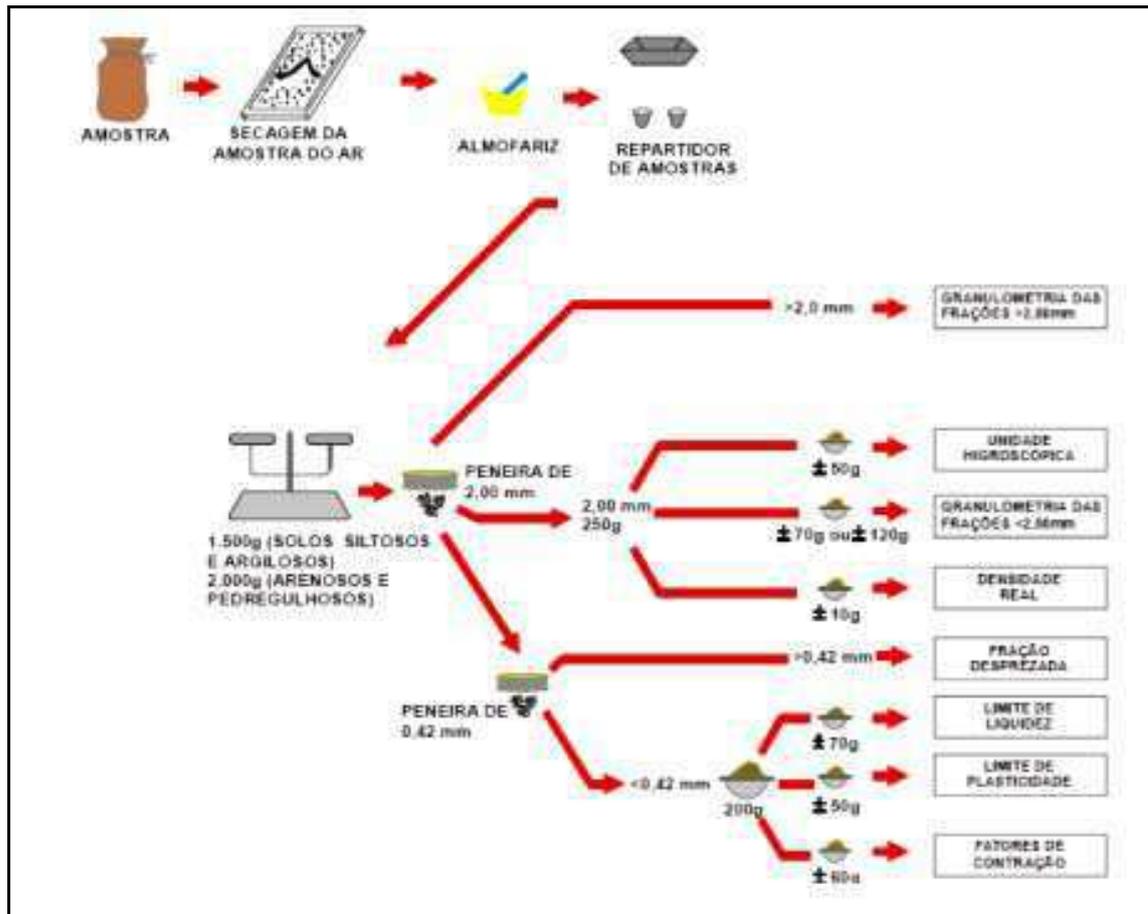


Figura 37 - Preparo de amostras de solo para os ensaios de caracterização (TAYLOR, 1948).

3.4 Caracterização dos resíduos e preenchimento do lisímetro

3.4.1 Preparação da amostra

A metodologia aplicada neste trabalho para preparação da amostra e caracterização dos resíduos, incluindo a determinação da composição gravimétrica dos RSU da cidade de Campina Grande-PB subdividiu-se nas seguintes etapas:

1. levantamento de dados;
2. plano de amostragem;
3. coleta e amostragem dos resíduos;
4. caracterização física, físico-química e microbiológica dos resíduos.

Essa subdivisão foi adaptada de Rocha & Lang (2003).

3.4.1.1 Levantamento de dados

A etapa de levantamento dos dados teve como objetivo formular o plano de amostragem. Para isto, foram feitas entrevistas com o diretor da Diretoria de Limpeza Urbana (DLU) e o gerente da empresa coletora terceirizada pela Prefeitura Municipal de Campina Grande (PMCG), visando obter informações sobre a geração e coleta dos resíduos sólidos domiciliares da cidade, bem como informações sobre bairros da cidade que poderiam fazer parte do plano de amostragem de modo a se obter uma amostra representativa dos resíduos da cidade.

3.4.1.1.1 Caracterização da cidade de Campina Grande

O município de Campina Grande está localizado na mesorregião Agreste do Estado da Paraíba. Possui uma área de aproximadamente 621km². De acordo com o IBGE (2000) possui uma população de aproximadamente 400.000 habitantes. A sede do município tem uma altitude aproximada de 552 metros distando 120km da capital do estado, João Pessoa, como mostra a Figura 38. A temperatura máxima anual é de 28,6 °C, a média de 22,9 °C e a mínima 19,5 °C.

Pólo de cinco microrregiões homogêneas que compõe o Compartimento da Borborema – área que abrange 79 municípios, cerca de 44% do território paraibano e população que soma mais de um milhão de habitantes – a cidade exerce influência geo-econômica em limites que transpõem fronteiras estaduais, tornando-se, assim, uma das mais importantes de toda região nordestina, dando destaque a sua localização como ponto de passagem obrigatória por alguns municípios considerando a BR 230.



Figura 39 - Local regulamentado para disposição dos RSU de Campina Grande (Lixão do Serrotão) (LEITE *et al.*, 2007b).

3.4.1.2 Plano de amostragem

Visando obter amostras representativas dos RSU da Cidade de Campina Grande verificou-se a necessidade de se estabelecer um plano de amostragem. Este plano baseou-se nas informações obtidas junto a Diretoria de Limpeza Urbana (DLU) e também na literatura técnica (MONTEIRO *et al.*, 2006; SCHNEIDER *et al.*, 2003).

O plano de amostragem foi delimitado pela escolha de um setor que abrangesse três bairros baseados no critério de condição social de modo a obter uma amostra representativa dos resíduos de Campina Grande. Para escolha da rota de coleta dos resíduos também foi levado em consideração dia e horário da coleta pelos caminhões compactadores para melhor desenvolvimento do trabalho. A seleção também foi feita com a participação do diretor do DLU e do gerente da Líder (empresa responsável pela coleta dos RSU na cidade). A frequência do sistema de coleta em Campina Grande ocorre em dias alternados, sendo este sistema dividido em 24 roteiros, em função da frequência, horário e percurso do caminhão de coleta. Analisando o roteiro de coleta da cidade fornecido pela DLU da Prefeitura Municipal de Campina Grande (Anexo B) a rota selecionada abrangeu os bairros Mirante, Catolé e Argemiro Figueiredo, respectivamente bairros de classe alta, média e baixa. A unidade amostral foi definida a partir dos resíduos coletados nesses 3 bairros (Figura 40).

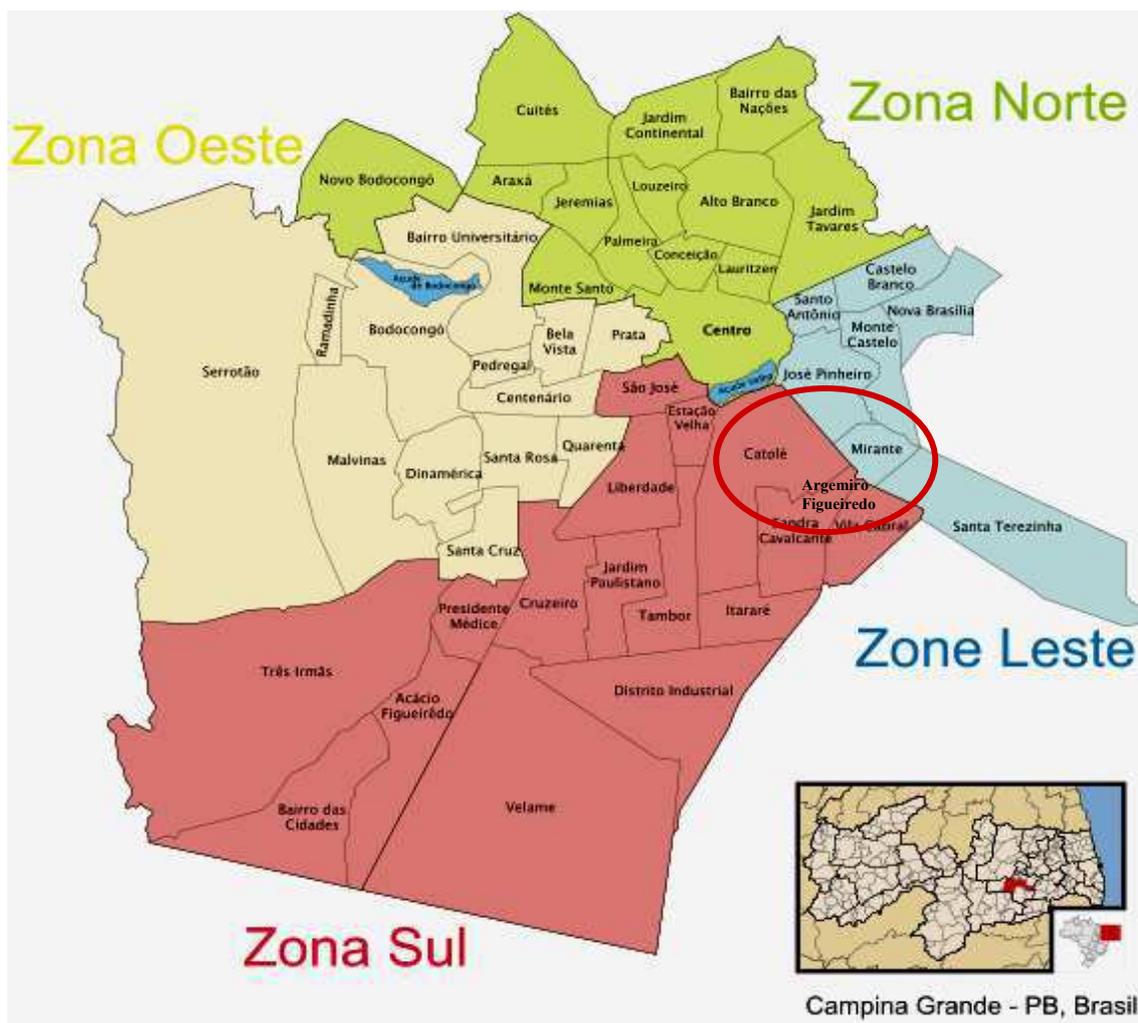


Figura 40 - Mapa dos Bairros de Campina Grande (WIKIPÉDIA, 2007).

3.4.1.3 Coleta e amostragem

Para a realização da coleta e amostragem utilizou-se o procedimento recomendado pela norma NBR 10007 (ABNT, 2004c) - Amostragem de Resíduos. A coleta das amostras foi realizada utilizando-se um caminhão compactador com capacidade aproximada de 9ton, com rota definida pela DLU da Prefeitura Municipal de Campina Grande passando pelos três bairros mencionados obedecendo a um roteiro realizado diariamente durante a coleta dos resíduos nos bairros da cidade.

A coleta foi realizada no período noturno conforme roteiro de coleta diária. Terminada a coleta, o caminhão foi encaminhado para a área de amostragem, localizada na EXTRABES para triagem do material coletado na manhã seguinte. É importante ressaltar que a equipe composta para realização desse trabalho estava equipada com EPI's (equipamentos de

proteção individual) e foram tomados os cuidados necessários para realização do trabalho (Figura 41).



Figura 41 – Componentes da equipe de trabalho equipados com EPI's.

Foram efetuadas as seguintes etapas para obtenção de uma amostra representativa para caracterização dos resíduos:

1. descarregamento dos resíduos do caminhão compactador (Figura 42);
2. homogeneização dos resíduos com auxílio de uma enchedeira (Figura 43);
3. depois de homogeneizada, a amostra foi quarteadada (Figura 44). Com as pilhas devidamente separadas, desprezaram-se duas quartas-partes, sobrando duas pilhas;
4. as duas pilhas restantes foram misturadas, formando uma única pilha.



Figura 42 - Descarregamento dos resíduos.



Figura 43 - Homogeneização dos resíduos.



Figura 44 - Quarteamento dos resíduos.

5. após o processo de homogeneização e quarteamento dos RSU provenientes da rota selecionada para pesquisa, foi obtido a amostra final de onde foram retirados os resíduos para preenchimento do lisímetro e sua caracterização física, química e microbiológica (Figura 45). Antes da retirada dessas parcelas os receptáculos foram previamente abertos e novamente homogeneizados (Figura 46);
6. para seleção dos resíduos destinados à caracterização retirou-se da pilha final, 8 baldes de 50l, sendo 2 baldes do topo, 2 baldes do meio e 4 baldes da base, depositados em uma lona, formando uma nova pilha, onde se repetiu o processo de homogeneização (Figura 47).



Figura 45 - Amostra final resultante do processo de homogeneização e quarteamento.



Figura 46 - Abertura dos receptáculos e homogeneização dos resíduos.



Figura 47 - Seleção e homogeneização dos resíduos destinados à caracterização.

A Figura 48 mostra o esquema das etapas de amostragem e principais parâmetros determinados.

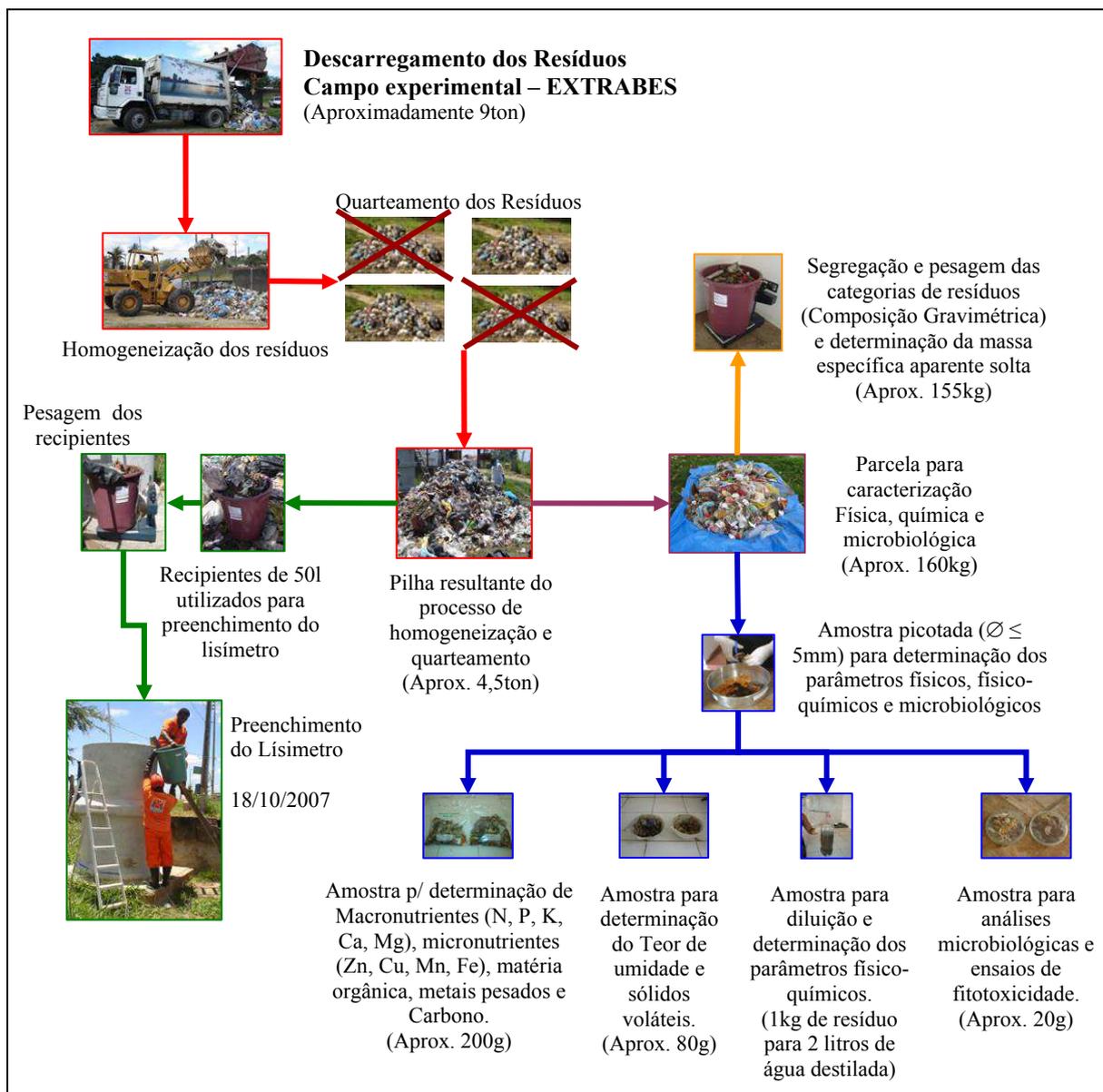


Figura 48 – Esquema de preparação de amostras e preenchimento do lisímetro.

3.4.2 Caracterização Física

Os parâmetros físicos determinados nesse estudo constaram de massa específica aparente solta, teor de umidade e composição gravimétrica dos resíduos.

3.4.2.1 Massa específica aparente solta

A massa específica aparente solta com umidade natural foi determinada a partir da pesagem de recipientes de 50l, que foram preenchidos para formar a pilha para caracterização física, química e microbiológica. Os recipientes foram preenchidos com o auxílio de uma pá manual, sem compactação dos resíduos, até a borda. Na pesagem foi utilizada uma balança

manual (Marca Welmy / Modelo R-100) com capacidade máxima de 150kg e sensibilidade de 0,1kg (Figura 49). O ensaio seguiu recomendações de D’Almeida & Vilhena (2000) e CETESB (1990). No total foram preenchidos 8 recipientes, sendo a massa de resíduos o resultado final obtido pela média das 8 determinações.



Figura 49 – Determinação da massa específica aparente solta dos resíduos.

A massa específica aparente solta da amostra foi calculada pela relação entre a massa e o seu volume de acordo com a Equação 8.

$$\rho = \frac{M - M_r}{V} \quad (8)$$

Onde: ρ : massa específica aparente solta (kg/m^3);

M: massa de resíduos (kg);

M_r : massa do recipiente (kg);

V: volume do recipiente (m^3).

3.4.2.2 Teor de umidade

O teor de umidade gravimétrico foi determinado pelo método de base úmida, segundo Manassero *et al.* (1996) o mais comumente utilizado em resíduos sólidos. Uma quantidade representativa da amostra de resíduo sólido foi pesada e em seguida levada a uma estufa entre 60 e 65°C por 24 horas (Figura 50). Após resfriamento as amostras foram pesadas em uma balança digital. Assim a água contida na amostra foi dada pelo peso perdido durante o processo, sendo o teor de umidade em cada amostra determinado pela Equação 9.

$$w = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100 \quad (9)$$

Onde: w: Teor de Umidade (%);

P_i: peso inicial (g);

P_f: peso final (g).



Figura 50 – Determinação do teor de umidade dos resíduos.

3.4.2.3 Composição gravimétrica dos resíduos

A composição gravimétrica de um aterro de resíduos sólidos (RS) é uma informação básica para o monitoramento e avaliação de projetos ambientais. A obtenção dessa informação é dificultada pela inexistência de procedimentos padrões de amostragem, pela heterogeneidade dos RS e pela forma de disposição desses resíduos ou tipo de aterro, entre outros fatores.

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, contudo 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 (ALCÂNTARA, 2007).

Diversas entidades, principalmente internacionais, vêm mostrando empenho em realizar este procedimento para que seja possível obter dados confiáveis e realistas, úteis na melhoria da gestão de processos e operações com RSU. Esse estudo foi baseado na

metodologia Réseau Européen de Mesures pour la Caractérisation des Ordures Ménagères (REMECOM) citada por LIPOR (2000).

A metodologia REMECOM foi estabelecida a partir de um acordo técnico entre 18 localidades de 6 países europeus, na perspectiva de dar resposta às novas necessidades sobre o conhecimento dos resíduos (quantidade, composição, qualidade) decorrentes de novas práticas de reciclagem e reaproveitamento dos resíduos. Incorpora um conjunto de diretrizes metodológicas para verificar a viabilidade da composição dos resíduos domésticos (em particular em termos de embalagens e materiais potencialmente recicláveis), e da eficiência e taxa de impurezas das coletas seletivas.

A composição gravimétrica desse estudo foi realizada segundo identificação e distribuição dos grupos de substâncias de acordo com o Quadro 6 que demonstra a distribuição dos grupos de substâncias em categorias e subcategorias, seguidos de uma exemplificação de cada item, de acordo com a metodologia do REMECOM.

Após a segregação da parcela selecionada para a composição gravimétrica foi efetuada a pesagem dos principais componentes que constituem os resíduos (Figura 51). A separação foi feita manualmente utilizando recipientes (0,7 e 2,1kg) devidamente identificados, foram retirados materiais de grande volume, por exemplo, mesa, cadeira, sofá etc. Sempre que preenchidos estes recipientes eram pesados em balança manual (Marca Welmy / Modelo R-100) com capacidade máxima de 150kg e sensibilidade de 0,1kg, e devidamente anotados em uma planilha, para posteriormente se determinar o percentual de cada componente presente no resíduo através da determinação da massa destes em relação à massa total, utilizando-se a Equação 10:

$$CF = \frac{P_{FS}}{P_T} \quad (10)$$

Onde: CF: Composição Física (%);

P_{FS} : Peso de cada fração segregada (kg);

P_T : Peso total dos resíduos a serem segregados (kg).

Quadro 6 - Guia para triagem dos componentes para determinação da composição gravimétrica adaptado de LIPOR (2000).

Categoria	Subcategoria	Exemplos
Resíduos putrescíveis	Resíduos alimentares	Restos de alimentos, outros resíduos putrescíveis exceto resíduos de jardins
	Resíduos de jardim	Relva, ervas, flores, folhas, podas de arbustos, ramagens.
Papéis	Embalagens de papel	Sacos de papel, papel de embalagem
	Jornais, revistas e folhetos	Jornais, revistas, prospectos publicitários, listas telefônicas, brochuras, catálogos, turísticos.
	Papéis de escritório	Papel de fotocópias, papel de computador, folhas soltas, papel de carta
	Outros papéis	Papéis de uso doméstico, agendas, livros, bilhetes de ônibus, fotografias, papel químico, papéis coloridos ou pintados, envelopes
Papelões	Embalagens de papelão	Embalagens de cereais, caixas de lenços de papel, embalagens de ovos, caixas de leite em pó, caixas de jogos, papelões de embalagem ondulada, caixas de transporte de bebidas (cerveja, vinho, iogurtes etc), caixas de acondicionamento de eletrodomésticos
	Outros papelões	Cartões de aniversário, de Natal, calendários, rolos de papelão (de papel higiênico, de papel de cozinha etc)
Compósitos	Embalagens compósitas de cartão	Embalagens tetra-pak: leite, sucos
	Outras embalagens compósitas	Embalagens compósitas de vários materiais diferentes (papéis, plásticos, alumínio): embalagens de café
	Outros compósitos (não embalagem)	Resíduos elétricos e eletrônicos: calculadoras, rádios portáteis, cabos; resíduos constituídos por vários materiais: partes de sofás, almofadas, tapetes ou panos de mesa; sapatos
Têxteis		Embalagens têxteis; têxteis de fibras naturais e/ou sintéticas (vestuário, atalhados, panos de limpeza, lenços, guardanapos, novelos etc), de fibras sintéticas (sacos de desporto, de viagem, meias, panos etc)
Têxteis sanitários		Fraldas descartáveis, absorventes higiênicos, lenços de papel, papéis de uso doméstico sujos, algodões
Plásticos	Filmes poliolefinicos (E, PP)	Inicialmente seria feita a caracterização dos tipos de plásticos de acordo com a sua categoria (PET, PEAD, PVC, PEBD, PP, PS, OUTROS), porém devido a problemas operacionais não foi possível realizar essa caracterização.
	Garrafas e frascos (PVC, PET, PEAD,...)	
	Outras embalagens plásticas	
	Outros resíduos plásticos	
Combustíveis não especificados	Embalagens combustíveis nas especificadas	Embalagens de queijo, barquetas de fruta, embalagens em vime
	Outros combustíveis não especificados	Madeira (tábuas), couro (sapatos, sacos), borracha, lápis, cigarros, tapetes, pelúcias, ossos, bolas de tênis, pneus, chupetas, lápis, borrachas, sacos de aspirador (com o conteúdo)
Vidro	Embalagens de vidro	Garrafas (água, vinho, sucos etc), embalagens de alimentos (massa de tomate, maionese, óleos e azeites, ketchup, café, cogumelos)
	Outros resíduos em vidro	Outros resíduos em vidro (não embalagem) Louças em vidro, pirex, espelhos, pedaços de vidro de janela

Metais	Embalagens ferrosas	Latas de bebidas (cerveja, cola etc), de conservas (legumes, frutas, carne, peixe), latas de alimentos para animais etc
	Embalagens não ferrosas	Embalagens de alumínio: Latas de bebidas (cerveja, refrigerantes etc), latas de conserva, folha de alumínio, cápsulas de garrafas
	Outros resíduos metálicos (não embalagem)	Louças, utensílios de cozinha e de outros usos domésticos, peças moldadas (torneiras etc), fios de cobre, peças de automóveis, chaves e outros utensílios anti-roubo, armações de guarda-chuvas, talheres
Incombustíveis não especificados		Materiais inertes não classificados nas outras categorias (gravetos, pedras, tijolos), cerâmica, louças de barro e porcelanas.
Resíduos domésticos especiais	Pilhas e acumuladores	Baterias, pilhas-botão, pilhas alcalinas, outras pilhas
	Outros resíduos domésticos especiais	Embalagens sujas: frascos de tinta de escrita, de verniz, embalagens sujas contendo solventes, tolueno, embalagens contaminadas por fungicidas, herbicidas, inseticidas; tubos de néon, lâmpadas fluorescentes, seringas, medicamentos, filtros de óleo, produtos contendo gases que provoquem efeito estufa.
Elementos finos (< 20mm)		Cinzas, areia, pequenos fragmentos de vidro e de resíduos orgânicos (cascas de legumes, frutas etc)



Figura 51 - Etapas para determinação da composição gravimétrica dos RSU de Campina Grande.

3.4.3 Caracterização físico-química e microbiológica

A partir da parcela reservada para caracterização físico-química e microbiológica, os resíduos foram picotados e as partículas foram reduzidas a pequenos diâmetros não superiores a 5mm. Dessa amostra foram retirados aproximadamente:

- 100g para determinação de sólidos voláteis (após ensaio de teor de umidade), DQO e nitrogênio amoniacal ambos na base seca;
- 1kg para as análises físico-químicas;
- e 10g para as análises microbiológicas e ensaios de fitotoxicidade;

- 200g para análise de macronutrientes, micronutrientes, metais pesados, matéria orgânica e carbono.

Através das análises citadas acima os resíduos da cidade de Campina Grande foram caracterizados e depositados no lisímetro onde se iniciou o monitoramento.

As metodologias utilizadas para determinação da caracterização físico-química e microbiológica estão descritas no item 3.5.2.1.1 referente à etapa de monitoramento.

3.4.4 Preenchimento do lisímetro

Todo o processo de caracterização e preenchimento do lisímetro foi realizado no dia 18/10/2007. Houve a participação de uma equipe multidisciplinar de 15 pessoas envolvendo professores e alunos em nível de mestrado e graduação da Universidade Federal de Campina Grande e da Universidade Estadual da Paraíba, abrangendo as áreas de Engenharia Civil, Enfermagem, Biologia e Química. Contou-se também com a colaboração da DLU através de uma equipe disponibilizada para apoio operacional durante a realização deste trabalho, que incluiu motorista do caminhão, 2 ajudantes (garis) e motorista da enchedeira.

O preenchimento do lisímetro será descrito pelas etapas a seguir.

1. O preenchimento do lisímetro foi iniciado com a colocação da camada de solo de base do lisímetro. Anteriormente a colocação dessa camada, foi determinado o teor de umidade natural do solo, pelo emprego do Speedy, de acordo com o ME 052 (DNER, 1994), para determinação da quantidade de água necessária a acrescentar no solo para se atingir a umidade ótima de acordo com o previsto no ensaio de Proctor (Figura 52).
2. O solo de base foi compactado com soquete manual na umidade ótima (25,10%) e massa específica aparente seca máxima ($1,52\text{g/cm}^3$). Esses parâmetros foram obtidos através do ensaio de compactação do solo, de acordo com a NBR 7182 (ABNT, 1986b).
3. Após compactação da camada de base, colocou-se uma camada de brita para auxiliar a drenagem dos líquidos lixiviados.



Figura 52 - Determinação do teor de umidade natural do solo e acréscimo de água para atingir a umidade ótima.

4. Os resíduos utilizados para preenchimento do lisímetro, como citado anteriormente, foram provenientes da pilha resultante do processo de homogeneização e quarteamento dos RSU da rota selecionada para pesquisa. Após abertura dos receptáculos os resíduos foram lançados no interior do lisímetro, através do enchimento e despejo de recipientes de 50l. Antes do lançamento dos resíduos no lisímetro cada recipiente foi pesado para determinação do volume de RSU necessários para preenchimento do lisímetro. Foram excluídos materiais de grandes dimensões. Não foram picotados, nem alteradas as características iniciais do material.
5. Em seguida foi feita a compactação manual dos resíduos em camadas de, aproximadamente 0,10 a 0,15m, através da aplicação de golpes de um soquete, distribuídos uniformemente em toda área superficial. Este processo foi repedido sucessivas vezes até o preenchimento total do lisímetro. A colocação da instrumentação, em cotas preestabelecidas, foi realizada a medida que o resíduo foi sendo compactado em camadas. Esta instrumentação refere-se à instalação dos termopares, tubo de drenagem de gás, piezômetro e placas de recalques superficiais e em profundidade.
6. Após preenchimento do lisímetro com os resíduos até a cota preestabelecida, foi feito uma regularização do topo da massa de resíduo com uma fina camada de solo, onde foram apoiadas duas placas de recalque. Após a colocação das placas, foi executada a camada de cobertura final. O solo foi compactado em camadas de aproximadamente 0,10m, através de soquete manual, resultando em uma camada com aproximadamente 0,15m de altura.

A Figura 53 mostra as principais etapas para preenchimento do lisímetro.



Figura 53. Etapas de preenchimento do lisímetro.

A Figura 54 mostra o detalhe da instalação da instrumentação ao longo do preenchimento e após o preenchimento do lisímetro.



Figura 54 - Detalhe da instalação da instrumentação ao longo do preenchimento do lisímetro e na fase final.

3.5 Monitoramento

Concluída a etapa inicial de construção e preenchimento do lisímetro iniciou-se a fase de monitoramento com o objetivo de analisar aspectos geotécnicos e a evolução do processo degradativo da matéria orgânica ao longo do tempo e profundidade. Os dados foram obtidos através da instrumentação instalada e da coleta de amostras sólidas para análise em laboratório.

3.5.1 Condições Climáticas

Os dados climáticos da cidade de Campina Grande obtidos para realização deste trabalho são relativos ao regime de chuvas, evaporação e temperaturas médias oriundos da Estação Climatológica Principal do INEMET, localizado no Centro de Pesquisa do Algodão da EMBRAPA de Campina Grande, 0,7°13' de latitude Sul, 35°53' de longitude Oeste e 547,56m de altitude, correspondentes ao tempo de monitoramento desse estudo.

Segundo Monteiro (2003) a variação climática é um dos fatores que afetam a degradação dos resíduos depositados em aterros. Torna-se uma prática interessante utilizar os fatores ambientais como aliados no processo de biodegradação dos resíduos depositados em aterros. Assim, poderá ocorrer a otimização da técnica de disposição em aterros e poderá haver o aumento do rendimento no que se refere à conversão dos resíduos em subprodutos da degradação, diminuindo o tempo de estabilização dos materiais depositados.

Assim, pretende-se determinar as condições climáticas para avaliar sua influência no comportamento da célula experimental e seus efeitos nos processos degradativos dos resíduos aterrados.

3.5.2 Ensaio em Laboratório

3.5.2.1 Monitoramento de sólidos

Para coleta das amostras sólidas, para análise em laboratório, foi utilizado um amostrador de cravação manual desenvolvido pela Universidade Federal de Campina Grande. O amostrador foi projetado em aço galvanizado e a cravação é feita através de sondagem rotativa. Possui um comprimento de 2m, sendo dividido em duas partes que se encaixam para melhor trabalhabilidade, e diâmetro interno de 50mm com dentes na extremidade inferior em sentidos opostos para uma melhor coleta do material ao longo da profundidade de resíduos.

O amostrador possui um comprimento de 2m no total porque foi projetado inicialmente para uma amostragem vertical, porém não foi possível, dessa forma, a retirada de material. Para solucionar o problema foram abertos 2 orifícios na lateral do lísimetro e a amostragem foi feita horizontalmente, como mostra a Figura 55.



Figura 55 – Amostrador utilizado na coleta de sólidos.

As análises nos resíduos sólidos, em cada coleta, foram realizadas em duas amostras: uma obtida na porção superior do lísimetro e outra na parte inferior que serão denominadas respectivamente, amostra superior (AS) e inferior (AI). A coleta de sólidos inicialmente foi realizada a cada 15 dias, após 3 meses notou-se a presença do solo de cobertura no orifício superior. Para solucionar o problema foi aberto outro orifício superior paralelo ao inicial e a coleta passou a ser realizada a cada 20 dias (Figura 56). O período de monitoramento deste trabalho foi de Outubro de 2007 a Abril de 2008, incluindo a caracterização inicial, foram realizadas um total de 8 coletas (16 amostras).



Figura 56 – Presença do solo de cobertura no orifício 1 e abertura do orifício 2.

As amostras coletadas eram picotadas e divididas em duas partes. Uma para análises físico-químicas e outra para análises microbiológicas, incluindo ensaios de fitotoxicidade. As amostras físico-químicas eram subdivididas em duas, sendo a segunda fração de amostra destinada ao Laboratório do Departamento de Solos e Engenharia Rural do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba Campus II na cidade de Areia-PB. Todas as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos estéreis com fecho hermético “tipo zip”.

3.5.2.1.1 Parâmetros monitorados nos resíduos

Os parâmetros monitorados nos resíduos estão indicados no Quadro 7.

Quadro 7 – Parâmetros analisados no monitoramento dos resíduos aterrados.

Parâmetros	Método	Laboratório
pH	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1998) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001).	EXTRABES
Sólidos Voláteis	Who (1979)	EXTRABES
Teor de Umidade	NBR 6457 (ABNT, 1986a); Manassero <i>et al.</i> (1996)	EXTRABES
Alcalinidade total	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1998) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001).	EXTRABES
Ácidos voláteis	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1998) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001).	EXTRABES
Cloretos	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1998) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001).	EXTRABES
DQO	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1998) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001).	EXTRABES
DBO	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1998) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001).	EXTRABES
Nitrogênio amoniacal e total	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1998) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001).	EXTRABES
Fósforo	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1998) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001).	EXTRABES
Nitrito	<i>Standard Methods</i> (AWWA/APHA/WEF, 1998) Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias (Silva & Oliveira, 2001).	EXTRABES
Aeróbios	Melo (2003)	EXTRABES
Fungos	Pelczar Jr <i>et al.</i> (1997); Lacaz-Ruiz (2000); Trabulsi (2005).	EXTRABES
Ensaio de fitotoxicidade	Tiquia <i>et al.</i> (1996) e Melo (2003).	EXTRABES
Macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg)	Tedesco <i>et al.</i> (1995).	Laboratório do Departamento de Solos e Engenharia Rural - CCA/UFPB
Micronutrientes (Zn, Cu, Mn e Fe)	Tedesco <i>et al.</i> (1995).	Laboratório do Departamento de Solos e Engenharia Rural - CCA/UFPB
Metais pesados (Cd, Cr, Pb e Ni)	Tedesco <i>et al.</i> (1995).	Laboratório do Departamento de Solos e Engenharia Rural - CCA/UFPB
Matéria orgânica	Tedesco <i>et al.</i> (1995).	Laboratório do Departamento de Solos e Engenharia Rural - CCA/UFPB
Carbono	Tedesco <i>et al.</i> (1995).	Laboratório do Departamento de Solos e Engenharia Rural - CCA/UFPB

3.5.2.1.1.1 Análises físico-químicas

A amostra, destinada para as análises físico-químicas, com exceção do parâmetro sólidos voláteis, foi diluída em água destilada, na proporção 0,5kg de resíduo para 1 litro de água destilada. Após, aproximadamente, 30 minutos a amostra foi passada por uma peneira com malha de, aproximadamente, 1,2mm, e foi obtido um sumo equivalente a um lixiviado. A partir desse líquido foram determinados os parâmetros físico-químicos: pH, ácidos graxos voláteis, alcalinidade total, cloretos, DQO, DBO, fósforo, nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, descritos a seguir.

- **pH**

O pH foi determinado segundo metodologia do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998). A determinação do pH foi feita eletrometricamente com a utilização de um pHmetro e eletrodos de acordo com a Figura 57. O princípio da medição eletrométrica do pH é a determinação da atividade iônica do hidrogênio, utilizando o eletrodo padrão de hidrogênio, que consiste de uma haste de platina sobre o qual o gás hidrogênio flui a uma pressão de 101kPa. Para realização do ensaio adicionou-se em um béquer 25ml de amostra, agitando-a levemente com o auxílio de um agitador magnético. Em seguida introduziu-se o eletrodo na amostra e, quando estabelecido o equilíbrio, fez-se a leitura do pH.



Figura 57 – Amostra em agitador magnético com imersão de eletrodo.

- **Sólidos voláteis**

O conhecimento do teor de umidade e da matéria orgânica (sólidos voláteis) presente em um aterro de resíduos sólidos urbanos é de fundamental importância para o acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos, o qual afeta as suas

propriedades. A umidade estabelece boas condições, ou não, para a biodegradação, e a determinação dos sólidos voláteis expressa a evolução do processo de decomposição dos resíduos ao longo do tempo. Estes teores variam significativamente entre um ponto e outro de um aterro, visto que o resíduo sólido é um material bastante heterogêneo, tornando-se necessária a obtenção do perfil destes parâmetros ao longo da profundidade.

O teor de sólidos voláteis de resíduos sólidos foi conduzido segundo Who (1979). O método consiste em acondicionar cerca de 5g de amostra do resíduo em um cadinho de porcelana e posteriormente colocá-lo em uma estufa para secagem em temperatura entre 60 e 65°C. O conjunto foi levado em seguida a uma mufla, cuja temperatura atingiu 550°C, por no mínimo 2 horas, e em seguida resfriado em um dessecador à vácuo, para ser então determinado o peso seco do material. O valor do teor de sólidos voláteis (SV) e fixos (SF) dos resíduos foi determinado em porcentagem segundo as Equações 10 e 11, respectivamente.

$$SV = \frac{P_i - P_f}{P_i} \times 100 \quad (10)$$

$$SF = 100 - SV \quad (11)$$

Onde: SV: Teor de sólidos voláteis (%);

SF: Teor de sólidos fixos (%);

P_i: peso inicial (g);

P_f: peso final (g).

- **Alcalinidade Total**

A Alcalinidade Total foi determinada segundo a metodologia do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998). Anotado o valor do pH foi adicionado à amostra, ácido sulfúrico (H₂SO₄) de normalidade² 0,1N (diluição de 2,8ml de ácido sulfúrico para 1 litro de água destilada) à amostra sob discreta agitação até atingir pH = 4,0, depois de estabilizado anota-se o volume de ácido gasto na titulação (Figura 57). A Equação 12 foi utilizada para o cálculo da alcalinidade total.

² Normalidade é a relação entre o número de equivalentes-gramas do soluto e o volume da solução, em litros (VIRTUAL QUÍMICA, 2008).

$$AT = \frac{(N \times V_{\text{ácido}} \times 50000)}{V_A} \quad (12)$$

Onde: AT: alcalinidade total (mgCa CO₃/l);

V_{ácido}: volume de ácido sulfúrico gasto na titulação (ml);

V_A: volume da amostra (ml);

N: normalidade do titulante.

- **Ácidos graxos voláteis**

Os Ácidos Voláteis foram determinados segundo metodologia do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998). Depois de baixar o pH até 4,0 na determinação da alcalinidade total, adicionou-se ácido sulfúrico até o pH estabilizar em 3,0. Em seguida levou-se à amostra a fervura para reduzir o seu volume à metade. Após resfriar, novamente sobre agitação, elevou-se o pH para 4,0 com solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 0,1N (diluição de 4g de NaOH para 1 litro de água destilada) (Figura 57). Por fim, mediu-se o volume de hidróxido de sódio necessário para calibrar o pH para 7,0. Os ácidos voláteis foram quantificados a partir da Equação 13:

$$AV = \frac{(N \times VT \times 60000)}{V_A} \quad (13)$$

Onde: AV: ácidos voláteis (mgH_{AC}/l);

VT: volume de hidróxido de sódio gasto na titulação (ml);

V_A: volume da amostra (ml);

N: normalidade do titulante.

- **Cloretos**

O íon de Cloreto foi determinado através do Método Titulométrico – Nitrato de Prata do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998). Em um erlenmeyer foram colocados 100 ml da amostra, sendo ajustado o pH entre 7 e 10, utilizando solução de hidróxido de sódio (NaOH) ou ácido sulfúrico (H₂SO₄). Em seguida, a amostra foi titulada com uma solução padrão de nitrato de prata (AgNO₃) com uma normalidade de 0,0141N (diluição de 2,395 de nitrato de prata para 1 litro de água destilada), com uma solução indicadora de cromato de potássio (K₂CrO₄), até a cor apresentar-se amarelo avermelhado (Figura 58). O volume gasto de nitrato de prata é denominado A. Uma prova em branco foi preparada da mesma maneira,

com água destilada no lugar da amostra. O volume gasto, nesse caso, de nitrato de prata é denominado B. A concentração de cloreto numa determinada amostra é calculada por meio de titulação, de acordo com a Equação 14.

$$Cl^{-} (mg / l) = \frac{(A - B) \times N \times 35450}{VA} \quad (14)$$

Onde: Cl^{-} : concentração de cloreto (mg/l);

A: volume gasto para titular a prova que contém a amostra (ml);

B: volume gasto para titular a prova em branco (ml);

N: normalidade do titulante;

VA: volume da amostra (ml).



Figura 58 – Determinação de Cloretos.

- **Demanda Química de Oxigênio**

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi determinada segundo Método Titulométrico – Refluxo Fechado do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998). Em tubos digestores foram colocados 2,5ml da amostra, 1,5ml da solução digestora e 3,5ml da solução catalisadora. A mistura foi levada a 150°C por 2 horas em um bloco de digestão, e por fim foi resfriada. Em seguida, a mistura foi transferida para um erlenmeyer de 100ml e titulada com sulfato ferroso amoniacal em solução, utilizando-se uma solução indicadora de ferroína, até que seja percebida uma cor castanha (Figura 59). O volume de solução ferrosa gasto é denominado VPA. Uma prova em branco foi preparada utilizando-se 2,5ml de água destilada no lugar da amostra. E nesse caso, o volume de solução ferrosa gasto é denominado VPB. A prova padrão foi preparada utilizando-se 3,5ml de ácido sulfúrico PA, com agitação contínua, até resfriar. Em seguida, a prova padrão foi titulada com a solução de sulfato ferroso

amoniacal. O volume de solução gasto é denominado VP. A demanda química de oxigênio é determinada de acordo com a Equação 15.

$$DQO(mgO_2/l) = \frac{(VPB - VPA) \times 1000}{VP} \quad (15)$$

Onde: DQO: demanda química de oxigênio (mgO_2/l);

VPB: volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto para titular a prova em branco (ml);

VPA: volume de solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na amostra (ml);

VP: volume de solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na prova padrão (ml).



Figura 59 – Determinação de DQO.

- **Demanda Bioquímica de Oxigênio**

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foi determinada segundo Método sem sementeira do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998). Inicialmente a amostra foi diluída na proporção de 1:10 e colocados 5ml em dois frascos apropriados para cada amostra. Adicionou-se a água de diluição até completar o volume do frasco. A água de diluição foi preparada adicionando 1ml de tampão fosfato, sulfato de magnésio ($MgSO_4 \times 7H_2O$), cloreto de cálcio ($CaCl_2$) e cloreto férrico ($FeCl_3 \times 6H_2O$) para cada litro de água destilada armazenada a 20 °C em incubadora. Com o oximêtro, devidamente calibrado, mediu-se o nível de oxigênio inicial em um dos frascos de cada amostra. O outro frasco foi selado hidricamente com água destilada e levado à incubadora por 5 dias. A cada dia completou-se o selo hídrico e ao quinto dia o processo de aferição do oxigênio dissolvido foi repetido,

medindo-se o oxigênio dissolvido após os 5 dias de incubação (Figura 60). A DBO_5 foi calculada através da Equação 16.

$$DBO_5 = (OD_i - OD_5) \times \left(\frac{VF}{VA} \right) \quad (16)$$

Onde: DBO_5 : demanda bioquímica de oxigênio (mgO_2/l);

OD_i : oxigênio dissolvido inicial;

OD_5 : oxigênio dissolvido após 5 dias;

VF: volume do frasco;

VA: volume da amostra.



Figura 60– Determinação da DBO.

- **Nitrogênio Total e Amoniacal**

O nitrogênio total e amoniacal foram determinados segundo Método Semi-micro Kjeldahl do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998).

Nitrogênio Total

Em tubos de rosca de digestão de 350ml, foram colocados 10ml da amostra, 10ml da solução digestora e 3 esferas de vidro. Os tubos foram aquecidos até $380^{\circ}C$ e, após resfriar, foram adicionados 30ml de água destilada e 10ml de solução de tiosulfato de sódio ($Na_2S_2O_3$). No erlenmeyer foram colocados 10ml da solução receptora e em seguida iniciou-se a destilação até que o volume da solução receptora atingisse 50ml. Por fim, foi realizada a titulação com ácido sulfúrico até a solução voltar à cor original, roxo. O teor de nitrogênio total é determinado de acordo com a Equação 17.

$$NTK(mg/l) = \frac{VL \times N \times 14000}{VA} \quad (17)$$

Onde: NTK: teor de nitrogênio total;

VL: volume da solução de ácido sulfúrico gasto na titulação (ml);

N: normalidade do titulante;

VA: volume da amostra (ml).

Nitrogênio Amoniacal

Em tubos lisos de 350ml, foram colocados 10ml da amostra, 3ml da solução tampão de borato e 3 gotas de hidróxido de sódio [NaOH (6N)] para ajustar o pH a 9,5. No erlenmeyer foram colocados 10ml da solução receptora e em seguida iniciou-se a destilação até que o volume da solução receptora atingisse 50ml. Por fim, foi realizada a titulação com ácido sulfúrico (H₂SO₄) até a solução voltar à cor original, roxo. O teor de nitrogênio amoniacal é determinado de acordo com a Equação 18.

$$NH_3(mg/l) = \frac{VL \times N \times 14000}{VA} \quad (18)$$

Onde: NH₃: teor de nitrogênio amoniacal;

VL: volume da solução de ácido sulfúrico gasto na titulação (ml);

N: normalidade do titulante;

VA: volume da amostra (ml).

• Nitrito

O teor de nitrito foi determinado segundo *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998). O método foi iniciado com a preparação da solução padrão, e dentro da solução padrão a solução intermediária. A solução intermediária foi preparada em um balão de 25ml, adicionado 5ml da solução estoque de nitrito e aferido com água destilada. A solução padrão foi preparada com um balão de 100ml, adicionado 1ml da solução intermediária e aferido com água destilada. Selecionou-se 6 cuvetas, marcou-se “0”, “30”, “60”, “90”, “120” e “150” e adicionou-se 0, 3, 6, 9, 12 e 15ml da solução padrão preparada anteriormente, respectivamente em cada cuveta. Em seguida cada cuveta foi aferida para 50ml. Em seguida, selecionou-se mais 6 cuvetas para as amostras e fez-se as diluições, desde que o volume total fosse de 50ml. Por fim, em todas as cuvetas adicionou-se 2ml de reagente colorimétrico, passados 10 minutos, fez-se a leitura no espectrofotômetro a uma corrente de 542 nm. Com a leitura o resultado foi aplicado na equação da reta, retirado de cada curva padrão.

- **Fósforo**

O teor de fósforo foi determinado segundo *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998). Primeiramente preparou-se os padrões para obtenção da curva padrão. Em cada erlenmeyer marcou-se “0”, “2”, “4”, “6”, “8” e “10” relacionados com a curva padrão e colocou-se a quantidade em ml equivalente de cada padrão citado acima em seu respectivo erlenmeyer. Em seguida, tomou-se 50ml de amostra já diluída. Pesou-se 4g de persulfato de amônia [(NH₄)₂S₂O₈] e colocou-se em um erlenmeyer. Em seguida, adicionou-se 5ml da amostra e aferiu-se para 25ml. Se houvesse o desenvolvimento da cor rosa, adicionavam-se gotas da solução digestora até o desaparecimento da cor e, então, mais 0,5ml de cada padrão anteriormente definidos. Em casos de não ter sido desenvolvida a cor rosa, adicionou-se 1ml da solução digestora, da mesma forma, por segurança. Encaminhou-se o erlenmeyer para a autoclave a uma temperatura máxima de 120°C por 30 min. Após resfriamento por 30min, adicionou-se 1 gota de fenolftaleína (C₂₀H₁₄O₄). Após o resfriamento, neutralizou-se todas as amostras com hidróxido de sódio [NaOH (6N)], completou-se o volume para 50ml com água destilada e adicionou-se 8ml de reagente combinado. Por fim, fez-se a leitura no espectrofotômetro a 880 nm. Com a leitura o resultado foi aplicado na equação da reta, retirado de cada curva padrão.

Os resultados para nitrito e fósforo, como referenciados em suas metodologias, são colhidos através da construção de uma curva feita a cada ensaio, onde se obtém para cada curva uma equação, na qual são inseridos os valores lidos no espectrofotômetro. Caso tenha sido realizada alguma diluição, o valor encontrado é multiplicado pelo fator de diluição. Os valores são obtidos em mg/l.

3.5.2.1.1.2 Análises microbiológicas

A amostra destinada às análises microbiológicas (10g) foi diluída em um erlenmeyer estéril dotado de 90ml de água destilada; a amostra foi agitada durante um período de aproximadamente 15 minutos; a porção líquida da solução foi separada da sólida através da sucção, utilizando-se uma bomba de vácuo; e diluída sucessivamente, obtendo-se as diluições de 10⁻¹ até 10⁻⁶ (MELO, 2003).

Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (2004) os meios de cultura fabricados industrialmente devem ser pesados e hidratados em pequenas quantidades até que todo seja solubilizado e, em seguida acrescenta-se o restante da água para o volume desejado.

Após autoclavagem do meio e solidificação, o mesmo pode ser fundido utilizando matérias tais como bico de Bunsen, tripé, tela de amianto e vidro Pyrex.

A vidraria com meios de cultura já distribuídos em seu interior, devem ser submetidas à esterilização sob pressão, em uma temperatura de 115°C a 121°C por 15 minutos. Durante a autoclavagem as placas de Petri devem estar semi-abertas, para permitir que o processo se dê de modo uniforme. Após o resfriamento do meio encaminhá-los a estufa durante um período de 24 horas a uma temperatura de 35°C, verificando assim se o processo de esterilização se deu de modo eficaz (NEDER, 1992).

A limpeza e esterilização dos materiais utilizados nas análises microbiológicas foram realizados segundo as recomendações de Lacaz-Ruiz (2000) listadas a seguir:

- a lavagem da vidraria deve ser realizada com detergente que possua a capacidade de espumar facilmente; remover rapidamente a matéria orgânica presente nas vidrarias; livrar a vidraria após a lavagem de fatores antimicrobianos; deixar a vidraria após enxágüe com pH neutro. Todo material de trabalho utilizado no laboratório de microbiologia deve ser descontaminado com solução anti-séptica, antes de serem submetidos ao processo de lavagem.
- As vidrarias que contiverem meios já utilizados para cultivos de microrganismo devem ser submetidas à autoclave, a uma temperatura de 121 a 123 °C durante 15 minutos, em seguida drenados e eliminados; em seguida realiza-se limpeza interna e externa, com bucha macia, detergente e gaspilhão; lavar bem até remover totalmente os resíduos de sabão; por fim realizar lavagem interna e externa com água destilada, repetindo o processo três vezes.
- Após minuciosa lavagem, os materiais antes de serem manuseados no laboratório devem ser esterilizados. Para isto, os tubos, balões, pipetas e frascos devem ser tamponados com algodão; as placas de Petri devem ter suas tampas munidas de papel filtro e todos em seguida devem ser envoltos por papel Kraft. As vidrarias já preparadas serão encaminhadas ao forno Pasteur durante uma hora a uma temperatura entre 170°C e 180°C; durante este processo os invólucros utilizados para proteção do material adquiram uma cor parda, porém não devem se tornar quebradiços.

As análises microbiológicas realizadas neste estudo estão listadas no Quadro 8 juntamente com os materiais, equipamentos e reagentes necessários. O plano de trabalho inicial contemplava, ainda, ensaios de determinação de anaeróbios e coliformes totais e termotolerantes, porém devido a problemas operacionais durante a execução/montagem dos ensaios não foi possível a determinação desse grupo de microrganismos.

Quadro 8 - Parâmetros microbiológicos determinados.

Ensaio	Materiais e Vidraria	Equipamentos	Reagentes
Ensaio para Aeróbios Totais	Placa de Petri	Estufa para cultura Forno de Pasteur Autoclave Alça de Drigalski Bico de Bunsen	Tampão Fosfato Meio Plate Count Agar Água destilada
Ensaio para Fungos	Placas de Petri	Estufa bacteriológica Autoclave Forno de Pasteur Alça de Drigalski Bico de Bunsen	Ágar Sabouraud-dextrose Cloranfenicol Água destilada
Fitotoxicidade	Placas de Petri Becker Kitassato Erlenmeyer	Sementes de Tomate Sementes de Repolho Filtros de Wolman n.º1 Estufa B.O.D.	Água Destilada Água Sanitária

- **Aeróbios Totais**

Para determinação da presença de microrganismos aeróbios foram utilizados tubos de ensaio contendo 9ml de Tampão Fosfato, autoclavados a 121°C durante 15 minutos. Dez gramas da amostra de resíduo foi diluída em 90ml de Tampão Fosfato e em seguida diluída até 10^{-5} . Das diluições 10^{-3} a 10^{-5} foi retirado 0,1ml da amostra espalhado com alça de drigalski em toda a superfície das placas de Petri contendo Meio Plate Count Agar (Figura 61), realizando três repetições para cada diluição selecionada. Após este procedimento as placas foram encaminhadas à estufa a 35°C, por 48 horas; Em seguida realizada a contagem das colônias formadas sobre a superfície da placa e determinado a Unidade Formadora de Colônias (UFC)/g na amostra aeróbias. (MELO, 2003).



Figura 61 – Semeadura de aeróbios em placas de Petri.

- **Fungos**

Segundo Trabulsi (2005) os fungos se desenvolvem em meios especiais de cultivos, como o meio Ágar-Sabouraud, formando colônias leveduriformes, que em geral apresentam aspecto pastoso ou cremoso; e colônias filamentosas são caracterizadas por aspectos aveludados, algodonosas, pulverulentas, com os mais variados tipos de pigmentação (Figura 62). A amostra de resíduo foi submetida a diluições de 10^{-1} a 10^{-5} , selecionada as diluições, estas foram semeadas diretamente sobre placas de Petri contendo meio Ágar-Sabouraud, previamente esterilizadas, e com auxílio de alça de Drigalski espalhado em toda a superfície da placa. Para evitar que ocorra crescimento bacteriano na placa semeada fez-se necessário que durante o preparo do meio de cultura na placa fosse adicionado Cloranfenicol, na concentração de $100\mu\text{g/ml}$, permitindo deste modo que ocorra apenas crescimento de fungos. Em seguida a amostra foi incubada a 35°C , durante um período de cinco dias a uma semana, onde, passado esse período, foi verificada a presença de colônias fúngicas e realizada a contagem, determinando o número de UFC/g fúngicas (PELCZAR JR, 1997; LACAZ-RUIZ, 2000; TRABULSI, 2005).



Figura 62 – Colônia de fungos.

- **Fitotoxicidade**

Os procedimentos dos ensaios de fitotoxicidade foram de acordo com Tiquia *et al.*, (1996). Os testes de fitotoxicidade objetivam verificar o grau de toxicidade em profundidade e ao longo do tempo, avaliar os riscos ao meio ambiente e a saúde pública, caso haja uma possível abertura da célula e acompanhar a evolução do processo de biodegradação dos resíduos em profundidade (MONTEIRO, 2003).

O ensaio consistiu em semear sementes, no caso dessa pesquisa, sementes de tomate (*Lycopersicon lycopersicum*) e repolho (*Brassica oleraceae*), em placas de Petri contendo papel filtro, sendo necessária a lavagem das sementes de duas a três vezes em 1000ml de água destilada com 1ml de água sanitária; Após o processo de diluição, 10g de resíduos sólidos em 90ml de água destilada estéril, transferiu-se a solução diluída para um kitassato; fez-se o processo de filtração em um erlenmeyer. Após realização das diluições decimais decrescentes entre 10^{-4} a 10^{-6} , transferiu-se as diluições para as placas contendo cada uma delas 20 sementes. Cada diluição foi feita em triplicata. As placas foram encaminhadas para uma estufa B.O.D. a uma temperatura de 20 a 22°C durante cinco dias. Ao final desse período as sementes germinadas foram contadas, bem como medido o comprimento das raízes (Figura 63).

Fez-se necessário realizar, também, uma amostra controle, onde as sementes foram colocadas em uma placa de Petri, contendo um filtro de papel e água destilada estéril.



Figura 63 – Ensaio de Fitotoxicidade: sementes germinadas de tomate e repolho.

Para a determinação dos parâmetros a serem analisados para os testes de fitotoxicidade foram aplicadas as Equações 19 e 20.

Germinação Relativa da Semente (GRS):

$$GRS(\%) = \frac{\text{número de sementes germinadas}}{\text{número de sementes germinadas no controle}} \times 100 \quad (19)$$

Crescimento Relativo da Raiz (GRR):

$$GRR(\%) = \frac{\text{média do comprimento da raiz}}{\text{média do comprimento da raiz do controle} \times \sqrt{\text{crescimento da raiz do controle}}} \times 100 \quad (20)$$

3.5.2.1.1.3 Análises de macronutrientes, micronutrientes, metais pesados, matéria orgânica e carbono

As análises de macronutrientes, micronutrientes, metais pesados, matéria orgânica e carbono foram realizadas na Universidade Federal da Paraíba - UFPB no Centro de Ciências Agrárias – CCA, localizado no Campus II, na cidade de Areia. As amostras foram acondicionadas em saco plástico herméticos, tipo zip, logo depois de picotados, e direcionados aos Laboratórios do Departamento de Solos e Engenharia Rural da UFPB / CCA (Figura 64).



Figura 64 - Amostra picotada e acondicionada em sacos Zip.

No laboratório a amostra foi colocada em estufa, por aproximadamente 24 horas e, posteriormente, processada em moinho de rotor (Figura 65). A partir da amostra em pó foram determinados os parâmetros elencados abaixo acompanhados da metodologia utilizada.



Figura 65 - Amostra e estufa e processada em moinho de bolas.

- **Macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg)**

A determinação dos parâmetros de macronutrientes foi feita de acordo com Tedesco *et al.* (1995). Segundo Tedesco (1982) *apud* Tedesco *et al.* (1995) é possível a determinação dos macronutrientes através de uma única digestão por peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e ácido sulfúrico (H_2SO_4) com mistura de digestão que é composta de 100g de sulfato de sódio (Na_2SO_4), 10g de sulfato de cobre ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$) e 2,2g de selenito de sódio (Na_2SeO_3). A adição prévia de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) propicia uma pré-digestão da amostra ao adicionar o ácido sulfúrico (H_2SO_4) em que a temperatura atinge 180 – 190 °C, esta oxidação parcial de compostos orgânicos evita a formação de espuma e freqüente perda de material

após a adição de ácido sulfúrico, no início do aquecimento. A digestão se dá através da mistura de 0,2g da amostra seca, com 1ml de peróxido de hidrogênio a 30%, adicionando-se vagarosamente 2ml de ácido sulfúrico e posteriormente adicionando 0,7g da mistura de digestão (Figura 66).



Figura 66 - Digestão da amostra para análise de macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg).

Nitrogênio

Para determinação do nitrogênio foi feita a destilação da mistura de 10ml de amostra digerida com 5ml de hidróxido de sódio [NaOH (10M)]. Após a destilação, a amostra retirada foi titulada com ácido sulfúrico [H₂SO₄ (0,025M)], cujo resultado foi aplicado na Equação 21:

$$N(g / Kg) = \frac{(ml_{am} - ml_{br}) \times 700 \times 5 \times 5}{1000} \quad (21)$$

Onde: N: teor de nitrogênio;

ml_{am}: mililitro titulado na amostra;

ml_{br}: mililitro titulado na prova em branco.

Fósforo

Para determinação do fósforo foi feita a mistura de 1ml da amostra digerida, adicionada de 2ml de água destilada, 3ml da solução P-B que é composta de molibdato de amônio [(NH₄)₆Mo₇O₂₄5H₂O] e 3 gotas da solução P-C que é composta de ácido aminonaftolsulfônico (1-amino-2-naftol-4-sulfônico). Após a mistura foi feita a leitura em espectrofotômetro de absorção atômica. Com a leitura o resultado foi aplicado na Equação 22:

$$P(g / kg) = \frac{(a + b * l_{eit}) \times fd}{1000} \quad (22)$$

Onde: P: teor de fósforo;

a e *b*: parâmetros da equação (determinados pela curva padrão);

l_{eit} : valor da leitura;

fd: fator de diluição ($\frac{50}{0,2} * \frac{3}{1} * \frac{6}{3} = 1500$).

Potássio

Para determinação do potássio foi feita a mistura de 1ml da amostra digerida, adicionada de 10ml de água destilada. Após a mistura foi feita a leitura em fotômetro de chama. Com a leitura o resultado foi aplicado na Equação 23:

$$K(g / kg) = \frac{(a + b * l_{eit}) \times fd}{1000} \quad (23)$$

Onde: K: teor de potássio;

a e *b*: parâmetros da equação (determinados pela curva padrão);

l_{eit} : valor da leitura;

fd: fator de diluição ($\frac{50}{0,2} * \frac{11}{1} = 2750$).

Cálcio e Magnésio

Para determinação do cálcio foi feita a mistura de 2,5ml da amostra digerida, adicionada de 2,5ml de água destilada e 5ml da solução de estrôncio (Sr) 0,3% em ácido clorídrico [HCl (0,2M)]. Após a mistura foi feita a leitura em fotômetro de absorção. Com a leitura o resultado foi aplicado na Equação 24. Foi retirada uma alíquota de 5ml da mistura anterior e acrescentado mais 10ml de água destilada, para a determinação do magnésio, sendo também feita a leitura no fotômetro de absorção. Com a leitura o resultado foi aplicado na Equação 25.

$$Ca(g / kg) = \frac{l_{eit}}{fd} \quad (24)$$

$$Mg(g / kg) = l_{eit} \times fd \quad (25)$$

Onde: Ca: teor de cálcio;

Mg: teor de magnésio;

l_{eit} : valor da leitura;

fd : fator de diluição = 2.

- **Micronutrientes (Cu, Zn, Mn e Fe)**

A determinação dos parâmetros de micronutrientes foi feita de acordo com Tedesco *et al.* (1995). A digestão se dá através dos procedimentos da mistura de 1,0g da amostra seca com 6ml de ácido nítrico (HNO_3). Segundo Johnson & Ulrich (1959) *apud* Tedesco *et al.* (1995) a digestão de material orgânico com $HNO_3 - HClO_4$ (ácido nítrico – ácido perclórico) é amplamente utilizada na determinação do teor de vários nutrientes. Os procedimentos variam conforme os nutrientes a determinar. As vantagens dessa digestão são: não há perda de elementos por volatilização, com exceção de boro (B) e cloro (Cl), porque a temperatura não ultrapassa o ponto de ebulição do ácido perclórico ($HClO_4$); e não ocorre adsorção de elementos metálicos na sílica. Após o tempo de repouso e algumas variações de temperaturas conforme designadas, foi retirada 0,5 – 1,0ml do ácido restante e adicionado 1,0ml de ácido perclórico. Após um novo aquecimento, foi retirada a amostra e adicionado aproximadamente 25ml de água destilada.

Cobre, Zinco, Manganês e Ferro

Para determinação do cobre foi retirado 10ml amostra digerida e feita a leitura no fotômetro de absorção. Com a leitura o resultado foi aplicado na Equação 26. Foi retirada uma alíquota de 5ml da amostra anterior e acrescentado mais 10ml de água destilada, para a determinação do zinco, manganês e ferro, sendo também feita a leitura no fotômetro de absorção. Com a leitura o resultado foi aplicado nas Equações 27, 28 e 29.

$$Cu(mg / kg) = l_{eit} \times fc \times fd \quad (26)$$

$$Zn(mg / kg) = l_{eit} \times fc \times fd \quad (27)$$

$$Mn(mg / kg) = l_{eit} \times fc \times fd \quad (28)$$

$$Fe(mg / kg) = l_{eit} \times fc \times fd \quad (29)$$

Onde: Cu: concentração de cobre;

Zn: concentração de zinco;

Mn: concentração de manganês;

Fe: concentração de ferro;

l_{eit} : valor da leitura;

fc : fator de concentração (determinado pela curva padrão);

fd (Cu): fator de diluição ($\frac{20}{1} = 20$);

fd (Zn): fator de diluição ($\frac{20}{1} * \frac{15}{5} = 60$);

fd (Mn): fator de diluição ($\frac{20}{1} * \frac{15}{5} = 60$);

fd (Fe): fator de diluição ($\frac{20}{1} * \frac{15}{5} = 60$).

- **Metais pesados (Cd, Cr, Pb e Ni)**

A determinação dos parâmetros de metais pesados foi feita de acordo com Tedesco *et al.* (1995). Estava previsto a determinação desses parâmetros durante todo o monitoramento do lisímetro, contudo por problemas técnicos com o equipamento, só foi possível realizar o ensaio uma vez, na fase de caracterização dos resíduos.

A digestão se dá através dos procedimentos descritos na metodologia de micronutrientes.

Cádmio, Cromo, Chumbo e Níquel.

Para determinação do cádmio foi retirado 10ml da amostra digerida e feita a leitura no fotômetro de absorção. Com a leitura o resultado foi aplicado na Equação 30. Sendo o mesmo procedimento utilizado para a determinação do cromo, chumbo e níquel, onde os resultados foram aplicados nas Equações 31, 32 e 33, respectivamente.

$$Cd(mg / kg) = l_{eit} \times fc \times fd \quad (30)$$

$$Cr(mg / kg) = l_{eit} \times fc \times fd \quad (31)$$

$$Pb(mg / kg) = l_{eit} \times fc \times fd \quad (32)$$

$$Ni(mg / kg) = l_{eit} \times fc \times fd \quad (33)$$

Onde: Cd: concentração de cádmio;

Cr: concentração de cromo;

Pb: concentração de chumbo;

Ni: concentração de níquel;

l_{eit} : valor da leitura;

fc: fator de concentração (determinado pela curva padrão);

fd: fator de diluição ($\frac{20}{1} = 20$);

- **Matéria orgânica e carbono**

O carbono é um dos principais elementos constituinte dos organismos vivos, cujos percentuais na biomassa seca facilmente superam os 50%. Quando se procura a matéria orgânica dos organismos vivos ou a matéria orgânica do solo, baseia-se no C – orgânico, que é determinado principalmente por dois métodos: o da combustão seca e úmida (oxidação). A combustão seca tem como princípio estimar quantitativamente o C liberado da matéria orgânica na forma de gás carbônico (CO_2) quando este fica submetido a altas temperaturas. Na combustão úmida (oxidação) a matéria orgânica é oxidada pelo dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$) em meio ácido (como ácido sulfúrico – H_2SO_4), podendo esta reação ser acelerada por aquecimento externo. Ao final da reação o dicromato não reduzido é medido por titulação com sulfato ferroso ($FeSO_4$).

A determinação do teor de matéria orgânica e de carbono foi feita de acordo com Tedesco *et al.* (1995). O material, depois de processado em moinho, foi levado à estufa por, no mínimo 12h para a determinação da umidade (w). Após a determinação da umidade, o material foi colocado a uma temperatura de 100-110 °C por 3 horas (P_2) e em seguida, transferido para uma mufla a temperatura de 550 °C por mais 1 hora (P_3) (Figura 67). O teor de matéria orgânica (MO) na amostra foi determinado pela Equação 34. O teor de C-orgânico foi obtido multiplicando-se o teor de MO por 0,58 conforme a Equação 35. Esse valor decorre do fato que a matéria orgânica do solo, em geral, é composta por carbono orgânico em 58% de sua massa total (SCHOLLENBERGER, 1945; NELSON & SOMMERS, 1996 *apud* BRUNETTO *et al.*, 2006).

$$\%MO = \frac{(P_2 - P_3) \times (100 - w)}{5} \quad (34)$$

$$\%C = \%MO \times 0,58 \quad (35)$$

Onde: MO: teor de matéria orgânica;

C: teor de carbono orgânico;

P₂: peso do material colocado à temperatura de 100-110 °C por 3 horas (g);

P₃: peso do material retirado da mufla (g);

w: umidade (%).



Figura 67 - Determinação do teor de matéria orgânica e de carbono.

3.5.2.2 Monitoramento de líquidos

O monitoramento de líquidos seria realizado com a coleta do lixiviado diretamente do tubo de drenagem através da abertura de um registro de esfera. Contudo até o fechamento desta metodologia não houve geração de lixiviado.

3.5.3 Medições “in situ”

As medições “in situ” foram realizadas através da instrumentação instalada no lisímetro, descrita no Item 3.5.3, referentes a recalques verticais na massa de resíduos aterrados, temperatura, nível de líquidos e geração de gás. Essas medições foram realizadas semanalmente.

3.5.3.1 Temperatura

A evolução da temperatura dos resíduos sólidos fornece informações indiretas sobre a atividade microbiana no processo de degradação da matéria orgânica sendo, portanto, um

parâmetro relevante no monitoramento de aterros (ALCÂNTARA, 2007). A medição de temperatura foi feita com o auxílio de um termômetro conectado aos termopares instalados em três profundidades diferentes desde a camada de cobertura até a base do lisímetro (Figura 68). O termômetro portátil utilizado é do tipo digital, modelo MT 600 / Minipa com dois canais (T1 e T2), com capacidade de medir temperaturas na faixa de (-50°C a 1300°C) e apresenta resolução de 0,1°C e precisão de $\pm(0,5\%$ da leitura $\pm 1,0^\circ\text{C})$ para a faixa de leitura utilizada. As medidas de temperatura foram realizadas com termopares tipo K.

A temperatura ambiente foi monitorada com termômetro comum de coluna de mercúrio (Figura 68).



Figura 68 – Medição de temperatura interna (termopares) e externa.

3.5.3.2 Recalques

O conhecimento dos recalques é de suma importância em qualquer obra geotécnica. No caso dos aterros de disposição de RSU tal conhecimento permite, por exemplo: a estimativa da sua vida útil, fator importante no gerenciamento dos RSU; a avaliação da integridade dos sistemas de revestimento, de cobertura e dos dispositivos de drenagem de líquidos percolados e gases; o desenvolvimento de estudos para reaproveitamento das áreas ocupadas após o fechamento dos aterros; quando realizado juntamente ao monitoramento físico-químico dos resíduos, a possibilidade de estabelecimento de correlações entre recalques e degradação dos resíduos (SIMÕES *et al.*, 2003).

Os recalques superficiais serão obtidos através de placas de recalque instaladas na camada de cobertura do lisímetro, onde serão registradas movimentações verticais da massa de resíduos. Com o objetivo de avaliar as mudanças na compressibilidade em função da

degradação dos resíduos, efetuou-se a instalação de placas de recalque em profundidade no interior da massa de resíduos.

As leituras foram realizadas com uso de um fio de nylon e uma trena e escala (Figura 69). O ponto fixo das leituras foi dado por um nível de referência na base superior (bordas) do lisímetro. A leitura do deslocamento vertical consistiu no próprio deslocamento positivo das placas.



Figura 69 – Medição do deslocamento vertical das placas de recalque.

3.5.3.3 Monitoramento de Gases

O monitoramento dos gases gerados em aterros, em conjunto com os demais parâmetros monitorados 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 (ALCÂNTARA, 2007). Neste trabalho foi previsto monitorar as emissões de gás, através da coleta diretamente do tubo de drenagem de gases e uso de cromatografia gasosa para se determinar os respectivos percentuais de cada gás, contudo por problemas com o equipamento não pode ser concretizado.

CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão expostos os resultados de todas as etapas deste trabalho com as respectivas análises dos dados obtidos. Inicialmente, será feita uma avaliação da instrumentação utilizada e uma discussão dos resultados da caracterização inicial dos resíduos depositados no lisímetro bem como das camadas de base e cobertura. Em seguida, será apresentada a evolução temporal do comportamento dos resíduos ao longo do tempo e profundidade e a correlação de cada uma das variáveis observadas durante o monitoramento dos resíduos aterrados.

4.1 Avaliação da instrumentação instalada no lisímetro

De maneira geral, a instrumentação utilizada alcançou o objetivo proposto, baseado na obtenção de dados no lisímetro, contudo serão ressaltadas eventuais falhas e feitas algumas observações, com caráter sugestivo, a cerca da instrumentação desenvolvida.

A localização da instrumentação é um ponto muito importante para que se obtenha dados confiáveis e no período esperado. Devido ao pequeno diâmetro do lisímetro, a localização, nivelamento e fixação (amarração) da instrumentação foram prejudicados. O diâmetro reduzido também dificultou a movimentação do operador para instalação dessa instrumentação.

O uso de manilhas de concreto como material construtivo para o lisímetro pode ter influenciado no comportamento biodegradativo dos RSU, haja vista as paredes das manilhas apresentarem pequena espessura. Como as médias de temperatura ambiente na cidade de Campina Grande são em geral baixas pode haver tendência ao equilíbrio térmico entre as temperaturas externa e interna do lisímetro. Desta forma, o efeito parede pode contribuir para as reduções na temperatura no interior do lisímetro interferindo no processo biodegradativo dos resíduos.

Verificou-se que o tubo onde foram fixados os termopares (para evitar possíveis deslocamentos) ficou muito próximo à parede do lisímetro (Figura 54). Tal comportamento pode ser justificado devido a inclinação sofrida pelo tubo durante o preenchimento e compactação dos resíduos. Esse fato também foi observado em relação à maioria da instrumentação ao longo do preenchimento, porém foi mais notável para os termopares e placas de medição de recalque profundo.

O amostrador mostrou-se mais viável na extração horizontal, apesar de apresentar muitas dificuldades quando da presença de polímeros, haja vista a dificuldade de corte desse material que acaba enroscando na estrutura de corte do amostrador, inviabilizando, algumas vezes, a amostragem. Acredita-se que algumas adaptações ainda devem ser feitas para se obter melhores resultados na aplicação desse equipamento.

Durante a execução do sistema de drenagem, deve-se ter o cuidado em garantir uma inclinação média de 0,5% da camada de solo de base para o centro, em direção ao tubo coletor de lixiviado, para facilitar a drenagem e se ter o controle correto da vazão desse líquido. No presente estudo, acredita-se que essa advertência não foi corretamente atendida, fato que pode ter contribuído para a ausência de lixiviado. Provavelmente pode ter ocorrido uma deficiência no sistema de drenagem de base que pode ter contribuído para a ausência de lixiviado, juntamente com outros fatores, como o baixo índice de precipitação médio (700ml/ano) da cidade de Campina Grande e baixas temperaturas ambiente (22°C), além disso o tempo de monitoramento nesse estudo foi relativamente curto (\cong 5 meses). Alcântara (2007), em seu experimento com lisímetros similares a este estudo, observou a geração de lixiviado somente após 6 meses de monitoramento, além disso a Região Metropolitana do Recife apresenta precipitação anual em torno de 2000ml/ano e temperatura ambiente (30°C) superiores as encontradas na cidade de Campina Grande.

4.2 Caracterização da camada de base e cobertura de solo do lisímetro

Conforme item 3.3 da metodologia deste trabalho, foram executados ensaios de caracterização, compactação e permeabilidade, para análise e identificação do solo selecionado para utilização nas camadas de base e de cobertura do lisímetro. A seguir estão apresentados os resultados encontrados.

4.2.1 Caracterização do solo “*in situ*”

A Tabela 13 apresenta os resultados dos ensaios realizados durante a extração do solo, conforme normas específicas da ABNT, já apresentadas no Quadro 4 do Capítulo 3.

Tabela 13 – Resultados dos ensaios do solo “*in situ*”.

Ensaio	Resultado
Teor de umidade natural	18,2%
Massa específica aparente	1300kg/m ³

Observou-se um teor de umidade próximo a umidade ótima (Tabela 15), não sendo necessária uma correção muito grande em campo para se atingir a umidade ótima obtida no ensaio de Proctor Normal em laboratório.

4.2.2 Caracterização do solo em laboratório

A Tabela 14 apresenta os resultados obtidos através dos ensaios de caracterização do solo em laboratório, conforme normas específicas da ABNT, já apresentadas no Quadro 5 do Capítulo 3.

Tabela 14 – Resultados dos ensaios de caracterização do solo em laboratório.

Ensaio	Resultado
Teor de umidade com secagem em estufa (h)	3,1%
Massa específica dos grãos (γ_s)	2900kg/m ³
Análise granulométrica*	
Argila (< 0,05mm)	27,5%
Silte (0,005 – 0,05mm)	31,0%
Areia fina (0,05 – 0,42mm)	33,4%
Areia média (0,42 – 2,0mm)	7,6%
Areia grossa (2,0 – 4,8mm)	0,4%
Pedregulho (4,8 – 75mm)	0,1%
Limite de Plasticidade (LP)	33,4%
Limite de Liquidez (LL)	51,6%
Índice de Plasticidade (IP)	18,2%

*Faixa Granulométrica da ABNT (1995) – NBR 6502.

A Figura 70 representa a curva granulométrica do solo analisado. Segundo Taylor (1948) a curva granulométrica encontra aplicação prática principalmente na classificação do solo quanto à textura, na estimativa do coeficiente de permeabilidade e no dimensionamento de filtros de proteção. Além dessas, a utilização de alguns diâmetros específicos da curva granulométrica poderão ser correlacionados com outros parâmetros de obtenção mais difícil e que servirão para a estimativa do seu comportamento. Três diâmetros são utilizados para dar uma informação sobre a forma da curva granulométrica: diâmetro efetivo (D_e ou D_{10}), o D_{30} e D_{60} . O Diâmetro Efetivo é o diâmetro correspondente a 10% em peso total de todas as partículas menores que ele, e o D_{30} e D_{60} são os diâmetros correspondentes a 30% e 60% em peso total das partículas menores que eles. A partir destes diâmetros definem-se dois parâmetros: o Coeficiente de uniformidade (C_u), cujo valor dá uma idéia da distribuição do tamanho das partículas do solo, e o Coeficiente de curvatura (C_c) que dá uma medida da forma e da simetria da curva granulométrica.

A partir da análise dos parâmetros supracitados, observa-se que, embora o solo analisado seja de granulação fina, pode-se dizer que, de acordo com a forma da curva 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 (ALMEIDA, 2005).

A partir dos dados de caracterização, observa-se que o solo analisado possui um alto teor de finos (mais de 50%, em peso, passando na peneira 200 – 0,075mm) e elevada plasticidade com limite de liquidez ($LL > 50$). De acordo com o Sistema de Classificação Unificado de solos para propósito da engenharia (ASTM, 1987 - ASTM D 2487 – 85), baseado nos limites de Atterberg e em dados da sua granulometria, esses materiais são classificados dentro do universo dos solos finos, grupo MH^3 , sendo designados como silte arenoso.

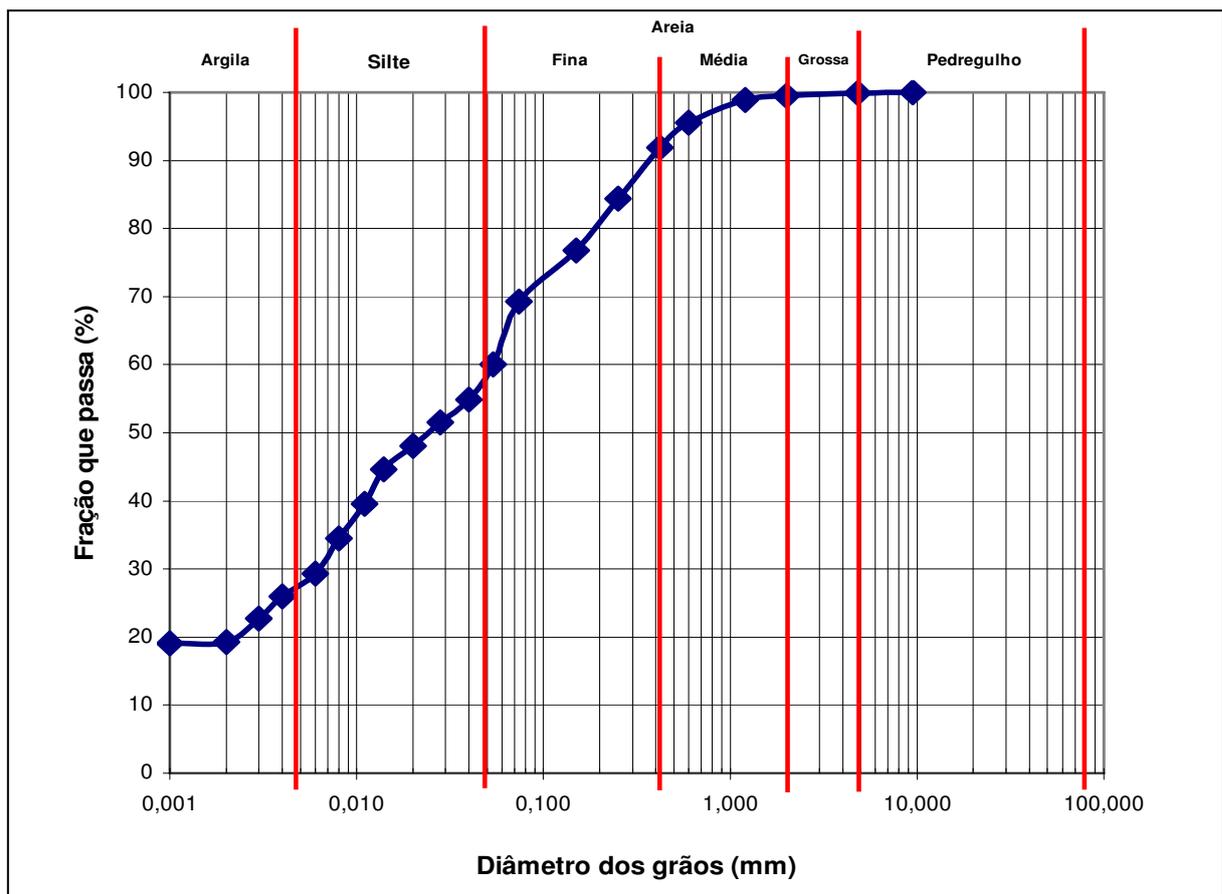


Figura 70 - Curva granulométrica do solo utilizado para base e cobertura do lisímetro.

³ M = *mo* (silte em sueco); H = *high* (alta compressibilidade).

A Tabela 15 apresenta os resultados dos ensaios de Compactação, em laboratório e em campo imediatamente após a conclusão da camada de cobertura e permeabilidade do solo.

Tabela 15 – Resultados do ensaio de compactação em laboratório e campo.

Ensaio	Resultado	
	Laboratório	Campo
Massa específica aparente seca máxima	1520kg/m ³	1410kg/m ³
Teor de umidade ótima	25,1%	23,6%
Coefficiente de permeabilidade	1,43 x 10 ⁻⁸ m/s	

A Figura 71 mostra a curva de compactação obtida para o solo estudado onde foi assinalado a massa específica aparente seca máxima, a umidade ótima e os valores correspondentes as coordenadas h e $\gamma_{s \text{ campo}}$ referentes à compactação em campo das camadas de base e cobertura do lisímetro. Uma representação ilustrativa da disposição das partículas no solo compactado abaixo (aleatória / floclada) e acima (dispersa) da umidade ótima também pode ser visualizada na Figura 71.

Analisando o ponto correspondente a (h ; $\gamma_{s \text{ campo}}$) nota-se que o solo foi compactado no ramo seco, com umidade abaixo da ótima. Segundo Pinto (2000) os solos quando compactados em condições abaixo da umidade ótima de compactação, ou seja, no ramo seco, a disposição das partículas estão flocladas, permitindo maior passagem de água do que quando compactada no ramo úmido (disposição dispersa), ainda com mesmo índice de vazios.

Observa-se também valores de $\gamma_{s \text{ campo}}$ inferiores a $\gamma_{s \text{ máx}}$, esse fato pode ser justificado por se tratar de compactação manual, na qual dificilmente atinge a mesma energia do ensaio, principalmente para umidades tão elevadas.

Foi obtido um grau de compactação (GC) de aproximadamente 93%, um valor satisfatório levando-se em conta a compactação manual. Em campo, na utilização em aterros como sistema impermeabilizante, o controle da compactação deve ser feito e aceito / rejeitado de acordo com as exigências do projeto nas especificações relacionadas à qualidade da compactação.

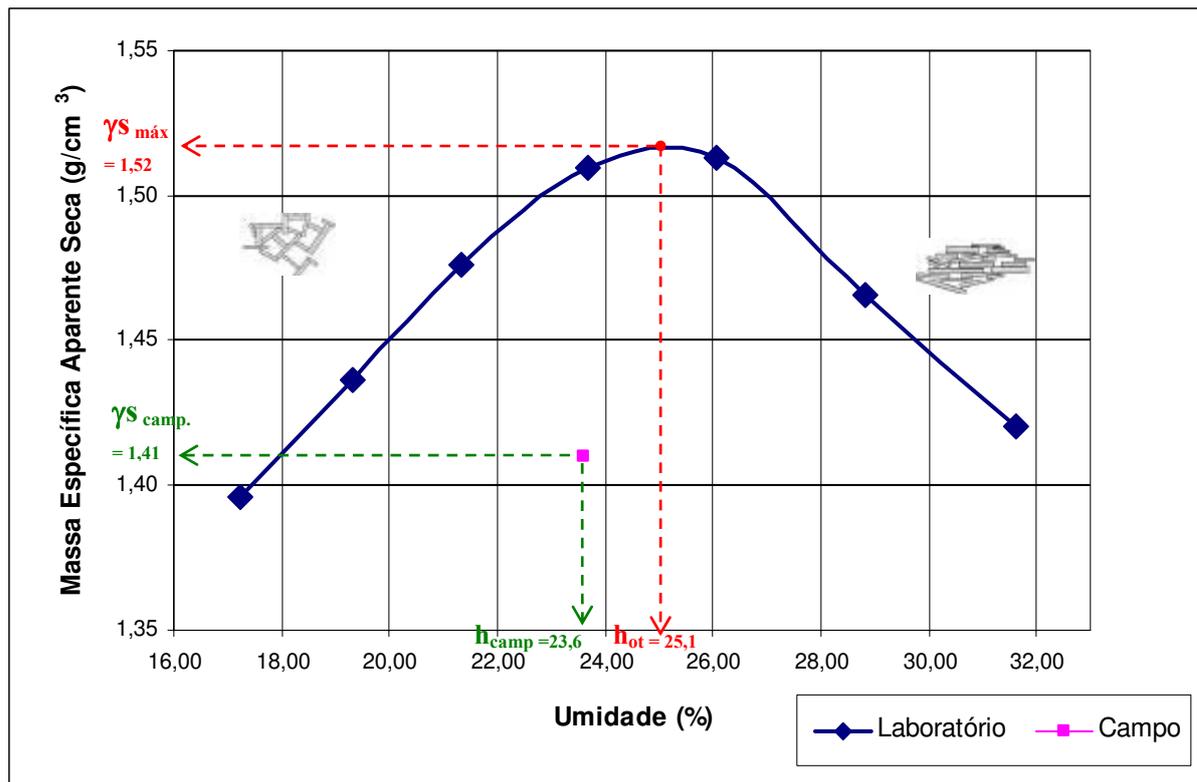


Figura 71 – Curva de variação da massa específica aparente seca em função da umidade referente ao ensaio de compactação Proctor normal.

Através do ensaio de permeabilidade foi obtido o coeficiente de $1,43 \times 10^{-8} \text{ m/s}$. Tendo em vista que a permeabilidade de um solo representa a medida de sua capacidade em permitir passagem de um fluido através de sua massa, 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, por conseguinte, vai influenciar na geração de lixiviado e na infiltração deste através da camada de base possibilitando a contaminação do solo e de água subterrânea.

O coeficiente de permeabilidade encontrado pode ser considerado um valor baixo, fornecendo ao solo características impermeáveis. Contudo, de acordo com alguns autores para ser considerado adequado como material para a camada impermeabilizante de um aterro, o solo deve apresentar coeficiente de permeabilidade, após compactação, inferior a 10^{-9} m/s . Outros autores, porém, citam coeficientes de permeabilidades entre 10^{-7} e 10^{-11} m/s (MARIANO *et al.*, 2007; FERREIRA *et al.*, 2006) para utilização de solos como camada de cobertura em aterros.

Logo, para o lisímetro, em questão considera-se satisfatórios os resultados obtidos na análise do solo. Contudo, pode-se, também, optar pela utilização de um sistema misto

envolvendo geomembranas sintéticas. Essa junção na impermeabilização da camada de base do aterro sanitário representa uma garantia a mais caso o solo não apresente a permeabilidade estimada, devido a fatores no campo como a falta de controle da compactação.

Vale salientar que os ensaios de laboratório, mesmo realizado de forma cuidadosa, representam somente pequenos volumes de solo em pontos individuais de uma grande massa. Portanto, a validade de aplicação dos valores neles obtidos aos problemas de percolação e drenagem dependerá de como possam ser considerados representativos da massa de solo. Em projetos importantes justifica-se determinação da permeabilidade "in situ" através de ensaios de bombeamento, e por medição em furo de sondagens realizados no solo (MACÊDO, 2006).

Como as camadas de cobertura de aterros de RSU envolvem o fluxo de água e gás, é indicada a determinação do coeficiente de permeabilidade do solo também ao ar, principalmente em relação à eficiência da camada em relação à possibilidade de retenção dos gases gerados no aterro e sua emissão para a atmosfera.

Alcântara, (2007) em seu trabalho afirma que solos silte arenosos, quando compactados, apresentam baixos coeficientes de condutividade hidráulica. Entretanto, quando sujeitos a secagem, a evaporação da água intersticial traz conseqüência à 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.

Um fenômeno relevante para escolha de solos mais adequados à cobertura final de aterros de RSU é a contração do solo. A formação de fissuras durante os ciclos de umedecimento/secagem ou expansão/contração do solo, sob influência das condições climáticas locais, provoca um aumento significativo na percolação de líquidos e gases. Segundo Kamom *et al.* (2002) o desenvolvimento de fissuras é causado pela excessiva contração do solo em função de sua velocidade de secagem, composição das partículas do solo, percentual de argila, teor de umidade inicial, entre outros fatores. Recomenda-se então o complemento desta análise com o ensaio de contração do solo. O ensaio não foi realizado nesta pesquisa devido a problemas operacionais.

4.3 Caracterização inicial dos resíduos

4.3.1 Caracterização física dos resíduos

4.3.1.1 Massa específica aparente solta e teor de umidade

De acordo com Alcântara (2007) o conhecimento dos valores de massa específica 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. Quando os resíduos não são compactados, facilitam a entrada de ar e o estabelecimento de condições aeróbias no interior da massa de resíduo. Em resíduos altamente compactados, entretanto, pode haver grande redução do teor de umidade inibindo a atividade microbiana.

A Tabela 16 apresenta os valores obtidos para massa específica aparente solta e teor de umidade inicial dos resíduos utilizados para preenchimento do lísímetro.

Tabela 16 – Massa específica aparente solta e teor de umidade inicial dos resíduos.

Ensaio	Resultado
Massa específica aparente solta	0,36 t/m ³
Teor de umidade*	57,60%

*Base úmida

O valor de massa específica aparente solta (0,36 t/m³) pode ser considerado dentro da faixa de variação típica para resíduos soltos sem nenhuma ou leve compactação (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; FASSET *et al.*, 1994).

A umidade de chegada dos resíduos é muito importante, pois é esta que determinará a umidade inicial da massa de resíduos imediatamente após a conclusão do aterro ou experimento. Neste trabalho, o percentual de umidade dos resíduos durante a caracterização inicial (57,60%) indica um valor dentro da normalidade para as condições brasileiras, segundo Bidone & Povinelli, 1999. Embora, segundo Palmisano & Barlaz (1996) esta umidade seja relativamente elevada para processos biodegradativos, atribui-se, contudo, a grandeza desse valor à presença elevada de matéria orgânica (75,23%). Segundo Landva & Clark (1990) em geral o teor de umidade aumenta com acréscimo da quantidade de matéria orgânica presente.

Outro fator importante relacionado à umidade inicial dos resíduos e a elevada presença de matéria orgânica nos resíduos da cidade de Campina Grande é o fato que, embora seja útil

para a compostagem, a umidade da matéria orgânica certamente facilita sua impregnação nos outros resíduos quando misturados, ou seja, quando não ocorre a coleta seletiva dos resíduos. Apesar de não necessariamente inviabilizar a reciclagem dos demais materiais, essa impregnação certamente dificulta a obtenção de produtos de maior qualidade, principalmente para plásticos e papéis. Uma alternativa simples seria a divisão dos resíduos em secos e úmidos anteriormente ao descarte, como recomenda Mancini *et al.* (2007).

4.3.1.2 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande está apresentada na Figura 72, conforme publicado por Leite *et al.*, 2008.

Os resultados (Figura 72) apontam que a maior parte dos resíduos sólidos urbanos da cidade é constituída de matéria orgânica putrescível, atingindo um valor de aproximadamente 70% (percentagem em peso), em seguida a fração de plástico com 11,44% e os têxteis sanitários com 5,68%. O valor elevado dos têxteis sanitários justifica-se pela intensa presença de fraudas descartáveis. Outra fração representativa compreende os papéis somados aos papelões, com percentual de 6,23%. Durante o processo de triagem verificou-se a presença de um grande volume de plásticos, principalmente, e papéis/papelões, contudo devido as suas baixas massas específicas eles não apresentam maior representatividade na composição gravimétrica.

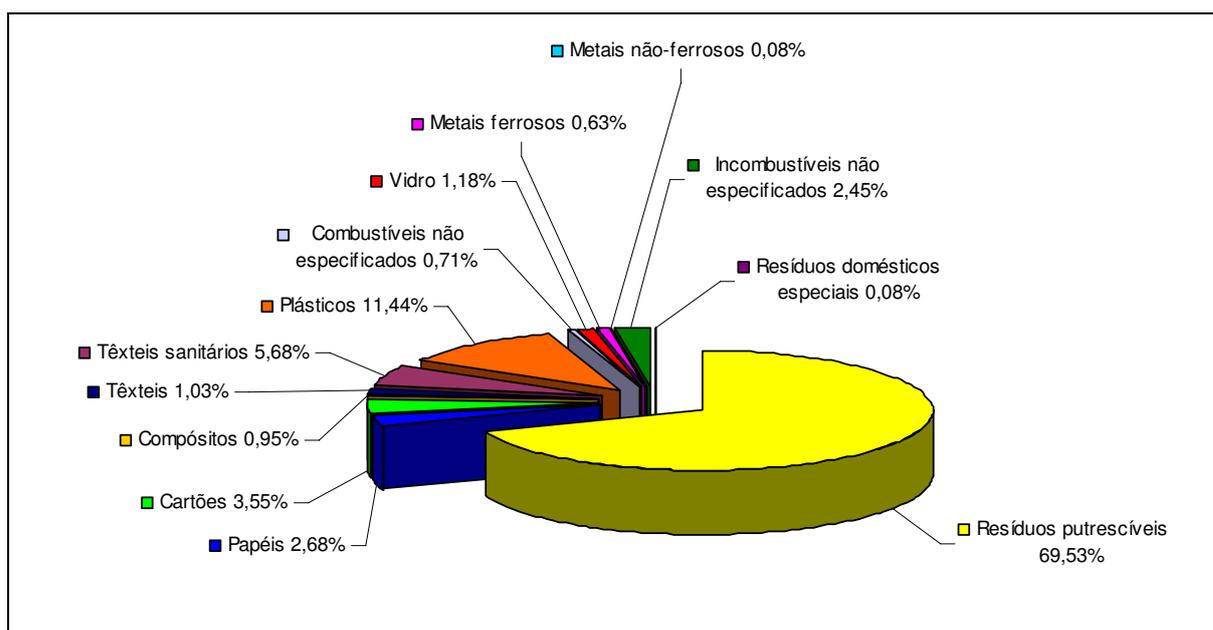


Figura 72 - Composição gravimétrica dos RSU da Cidade de Campina Grande-PB (LEITE *et al.*, 2008).

A grande quantidade de plásticos observada, principalmente durante o enchimento do lisímetro, pode estar relacionada à grande quantidade de sacolas plásticas e embalagens diversas presentes nos RSU. Considerando aspectos visuais, destaca-se a grande quantidade de materiais do tipo polietileno de alta e baixa densidade, além de polipropileno, que são largamente utilizados nas embalagens plásticas, as quais são muito utilizadas no processo de embalagens em diversificadas atividades comerciais. Essas embalagens vêm substituindo, cada vez mais, outros materiais (papel/papelão, vidro etc), tal fato pode está ligado a maior facilidade de fabricação e valor econômico no mercado mais viável, além do nível de reaproveitamento do material. Contudo, segundo o IPT/CEMPRE (2000) uma quantidade excessiva de material plástico em aterros ou lixões pode provocar a queima indevida e sem controle bem como dificultar a compactação dos resíduos. A disposição de plásticos pode ainda prejudicar a decomposição dos materiais biologicamente degradáveis uma vez que afetam as trocas de líquidos e gases gerados nos processos biodegradativos de aterros de RSU.

A composição gravimétrica mais recente dos resíduos na cidade foi realizada no período de Janeiro a Junho de 2004, efetuada por Leite *et al.* (2007a). A determinação da composição gravimétrica foi feita na fonte de geração (domicílios) através de amostragem aleatória simples. Os dados expostos na Tabela 17 mostram a predominância da matéria orgânica na composição dos resíduos sólidos domiciliares, com média de 75,43%, sendo o componente que apresentou o menor grau de dispersão em relação à média (CV = 6,85%), apresentando diferenças percentuais pouco significativas entre os diversos roteiros de coleta de RSU de Campina Grande abordados por Leite *et al.* (2007a).

Tabela 17 - Composição gravimétrica dos RSU da cidade de Campina Grande em Jun/2004 (LEITE *et al.*, 2007a).

Roteiros	Percentual dos componentes físicos dos RSD, por roteiro de coleta (%)									
	MATÉRIA ORGÂNICA	METAL FERROSO	METAL NÃO-FERROSO	PLÁSTICO MOLE	PLÁSTICO DURO	VIDRO	PAPEL, PAPELÃO	BORRACHA, MADEIRA, COURO, TRAPO	OUTROS MATERIAIS	TOTAL
<i>Média</i>	75,43	0,86	0,24	6,15	1,72	1,26	4,12	2,81	7,4	100
<i>Desvio Padrão</i>	5,164	0,309	0,112	1,015	0,424	0,625	1,132	1,451	5,102	0
<i>Variância</i>	26,67	0,096	0,012	1,029	0,180	0,390	1,280	2,104	26,030	0

Para efeito de comparação e avaliação da evolução da composição dos resíduos da cidade as frações da composição gravimétrica deste presente trabalho foram reagrupadas

segundo a Tabela 18, de acordo com as frações dos componentes utilizadas por Leite *et al.* (2007a).

Tabela 18 - Composição gravimétrica dos resíduos da cidade de Campina Grande (Outubro 2007).

Componentes (%)																			
MATERIAL ORGÂNICO 75,23		METAIS FERROSOS 0,63		METAIS NÃO-FERROSOS 0,08		PLÁSTICO 11,44			VIDROS 1,18		PÁPÉIS 7,18			BORRACHA MADEIRA COURO TRAPO 3,00		OUTROS RESÍDUOS 1,26			
Resíduos Alimentares	Resíduos de jardim	Têxteis Sanitários		Ferrosos		Não-ferrosos		Filme	Rígido	PET	Vidros		Papéis	Cartões	Compósitos	Têxteis	Combustíveis não-especificados	Incombustíveis não-especificados	Res. Domésticos especiais
69,53	5,70	0,63		0,08		11,44			1,18		2,68	3,55	0,95	1,03	1,97	1,18	0,08		

Confrontando as Tabelas 17 e 18, percebe-se que os percentuais de matéria orgânica se aproximam, constatando que não houve diferença significativa nessa categoria. Componentes como plástico e papéis aumentaram seu percentual. Esses materiais são potencialmente recicláveis e o aumento dos seus percentuais podem indicar um aumento de consumo de produtos industrializados, como destacado anteriormente, bem como indicar que programas de coleta seletiva e reciclagem não estão sendo eficazes na redução dessas frações na cidade. Outro fator que chama atenção, é a redução do percentual de metais não-ferrosos. Esse fato pode estar relacionado à diminuição, cada vez mais freqüente, de latas de bebida (alumínio) devido à presença de catadores informais que retiram esse material como fonte de renda.

Observando o percentual de matéria orgânica da Tabela 18 e levando-se em conta que a cidade produz em média cerca de 100 toneladas desse componente (Tabela 19) diariamente pode-se refletir o quanto se poderia reduzir a disposição desses resíduos, através de tecnologias como a compostagem passando a produzir subprodutos de grande importância para preservação dos recursos naturais. Além disso, vale salientar que o município de Campina Grande deposita seu resíduo em um vazadouro a céu aberto (Lixão do Serrotão).

Tabela 19 - Quantitativo das diversas frações de RSU produzidas diariamente (LEITE *et al.*, 2006).

Fração de RSU	Quantitativo produzido (toneladas. dia ⁻¹)
Matéria orgânica	99,5
Plásticos	22,2
Papel/papelão	17,2
Vidro	4,3
Metais	4,3
Borracha, couro e trapos	3,1
ossos	2,2
Inertes	31,0

4.3.2 Caracterização físico-química inicial dos resíduos

A Tabela 20 mostra os resultados da caracterização físico-química dos resíduos frescos utilizados para o preenchimento do lisímetro.

O pH inicial dos resíduos foi de 5,21 que pode ser considerado ligeiramente abaixo do esperado para resíduos frescos. Segundo Alcântara (2007) quando isso acontece, pode ser decorrente do acúmulo de ácidos orgânicos em quantidade suficiente para alterar o pH, devido à fermentação inicial dos RSU, que se inicia antes mesmo de chegar ao aterro. 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 Janel *et al.* (1999) nas primeiras 72 horas o pH pode atingir valores menores que 5. Vale salientar que a coleta dos resíduos foi realizada no período noturno e a triagem e caracterização do material coletado no início da manhã seguinte, o que subsidia tempo suficiente para possível alteração deste parâmetro, haja vista o período desde a geração do resíduo à sua caracterização. Esse valor também pode ser justificado segundo Jardim *et al.* (1995). O autor alega que a massa de resíduos sólidos domiciliares costuma ser ácida, com pH inicial na faixa de 4,5 a 5,5.

O teor de sólidos voláteis inicial (71,60%), parâmetro muito utilizado para medida do estado de biodegradabilidade da fração orgânica de RSU, apresentou um valor esperado (Tabela 20), de acordo com a composição gravimétrica (Figura 72 ou Tabela 18). Segundo Barros (2004) elevado teor de sólidos voláteis confirma a fase inicial de decomposição e aponta para uma grande quantidade de matéria orgânica.

Analisando os dados da Tabela 20, a partir dos valores de carbono e nitrogênio, obtém-se a relação Carbono/Nitrogênio (C/N) de, aproximadamente, 29/1 para os resíduos, um valor dentro da média recomendada na literatura técnica para o processo de

bioestabilização da matéria orgânica. Segundo Kiehl (1985) os microrganismos absorvem os elementos C e N em uma proporção de trinta partes de carbono para cada parte de nitrogênio, sendo os limites 26/1 e 35/1 considerados por este autor como as relações C/N mais recomendadas para uma rápida e eficiente compostagem. Segundo De Bertoldi *et al.* (1993) a relação C/N ótima no início do processo de compostagem é de 25/1. Entretanto Pereira Neto (1989) cita que a relação C/N inicial mais favorável ao processo está entre 30 a 40/1.

Tabela 20 – Caracterização físico-química inicial dos resíduos utilizado no preenchimento do lisímetro.

Parâmetro	Unidade	Resultado
pH	-	5,21
Alcalinidade (AT)	-	2000,00
Ácidos Graxos Voláteis (AgV)	-	2376,00
Sólidos Voláteis	%	71,60
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mgO ₂ /l	9696,96
Cloretos (Cl)	mg/l	1024,70
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃)	mg/l	203
Nitrito	mg /kg	0,40944
Carbono	g/kg	374,88
Zn	mg/kg	70,02
Cu	mg/kg	28,81
Mn	mg/kg	268,14
Fe	mg/kg	2316,96
N	g/kg	13,04
P	g/kg	1,09
K	g/kg	5,13
Ca	g/kg	5,95
Mg	g/kg	0,94
Cd	mg/kg	0,58
Cr	mg/kg	1,87
Pb	mg/kg	1,76
Ni	mg/kg	7,10

Os principais metais pesados⁴ (cádmio, cromo, chumbo e níquel) determinados, apresentaram baixas concentrações em relação aos dados da literatura (Tabela 8). De acordo com o nível crítico de metais pesados aceitos no solo, segundo Kabata-Pendias & Pendias (1986) estes valores também estão abaixo dos níveis críticos (Tabela 9). Contudo, vale lembrar que a presença de metais pesados nos RSU é uma constante, em virtude da grande utilização de produtos domésticos que contém metais pesados. Segundo Castilhos Jr. (2003) a fração da matéria orgânica aparece como fonte principal dos metais Ni, Hg, Cu, Pb e Zn. Os plásticos aparecem como principal fonte de Cd; o Pb e o Cu se manifestam em quantidades importantes nos metais ferrosos e o papel também é uma fonte importante de Pb. Desse modo,

⁴ Metais Pesados: termo que se aplica a elementos que tem massa específica maior que 5000 kg/m³ ou que possuem número atômico maior que 20 (ALCÂNTARA, 2007).

é possível que durante a decomposição dos resíduos, a concentração de metais-traço na fração biodegradável possa aumentar devido aos processos de lixiviação.

Outros parâmetros determinados na caracterização inicial, como DQO, cloretos, nitrito, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, serão analisados segundo a sua evolução com o tempo. Os parâmetros microbiológicos serão avaliados no item de monitoramento para avaliar a evolução da quantificação dos microrganismos ao longo do tempo (Item 4.4.2.2).

4.4 Monitoramento do lisímetro

Segundo Monteiro (2003) a análise dos sólidos e líquidos de uma célula de resíduos através de ensaios físico-químicos e microbiológicos permite acompanhar a evolução dos processos que ocorrem no interior da massa de resíduo. Esses processos representam um indicativo da atividade microbiana responsável pela degradação biológica da matéria orgânica. Com base nessa afirmação alguns ensaios físico-químicos e microbiológicos foram realizados no lisímetro ao longo do tempo e profundidade. Os ensaios serão discutidos nesse item juntamente com as condições climáticas locais e outros fatores relevantes que interfiram diretamente no comportamento dos parâmetros.

4.4.1 Condições climáticas

O clima da cidade de Campina Grande é do tipo equatorial semi-árido, com temperaturas médias bastante amenas, apesar de sua baixa latitude, sofrendo relativamente pequenas variações no decorrer do ano, com máximas de 27 graus e mínimas de 16 graus. As temperaturas médias compensadas são sempre inferiores aos 25°C. A estação chuvosa inicia-se em maio e termina em agosto (MUNICÍPIOS PARAIBANOS, 2008).

Segundo Monteiro (2003) as condições climáticas influenciam nas reações de um aterro de resíduos sólidos urbanos, devido a sua interferência nas propriedades físico-químicas e biológicas que regem seu comportamento. As condições climáticas, de maneira geral, exercem influência sobre praticamente todos os parâmetros monitorados em um aterro, entre eles: geração de lixiviado das células, resíduos das células, fitotoxicidade (lixiviado e resíduos), metais (lixiviado e resíduos), umidade e sólidos voláteis (resíduos), recalque, temperatura e gases das células de resíduo. Melo (2003), por exemplo, em seu estudo, relacionou as condições climáticas ao fenômeno de biodegradação e recalque, demonstrando que essas condições interferem de maneira relevante na biodegradação dos resíduos,

conseqüentemente na magnitude e velocidade dos recalques. Alcântara (2007) mostrou 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.

A análise da influência das condições climáticas no comportamento do lísimetro será descrita no decorrer da análise dos parâmetros monitorados, sendo os dados climáticos uma ferramenta complementar para a análise do comportamento da massa de resíduos no lisímetro. Não foi alvo deste estudo o uso de modelos de estimativa de comportamento hídrico.

A Figura 73 os dados obtidos de precipitação e evaporação no período de outubro de 2007 a abril de 2008 referentes ao desenvolvimento desta pesquisa para a cidade de Campina Grande. De uma maneira geral, observa-se um índice baixo de precipitações com tendência a elevação a partir de março de 2008, como era esperado, haja vista o período de chuvas da cidade iniciar no mês de maio.

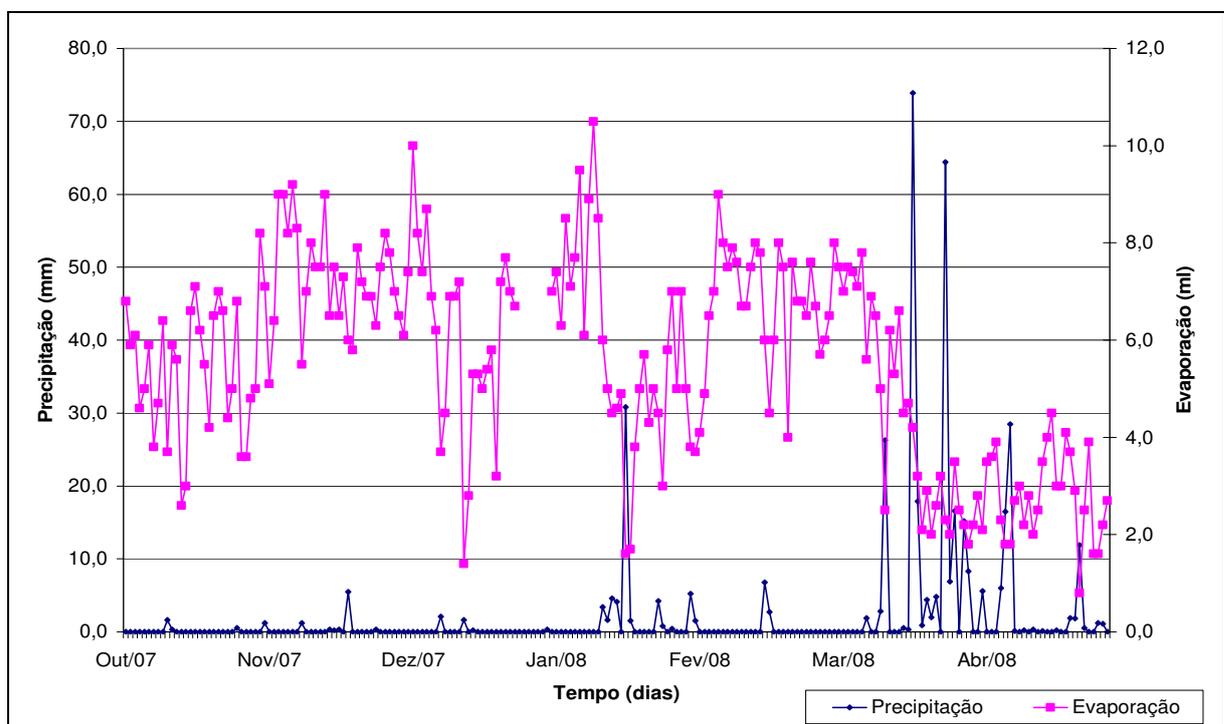


Figura 73 – Dados de precipitação e evaporação da cidade de Campina Grande.

4.4.2 Ensaios de laboratório nos sólidos

Neste item serão discutidos os resultados das análises feitas a partir de amostras de sólidos e de medições “in situ”. As análises nos resíduos sólidos, em cada coleta, foram

realizadas em duas amostras: uma obtida na porção superior do lísímetro e outra na parte inferior que serão denominadas respectivamente, amostra superior (AS) e inferior (AI). No período de monitoramento considerado neste trabalho (10/10/07 a 03/04/08), incluindo a caracterização inicial, foram realizadas um total de 8 coletas (16 amostras). A coleta de sólidos inicialmente foi realizada a cada 15 dias, e posteriormente a cada 20 dias.

É importante ressaltar que as análises feitas na base seca foram macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg), micronutrientes (Zn, Cu, Mn e Fe), metais pesados (Cd, Cr, Pb e Ni), carbono e matéria orgânica, o restante dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos foram realizados a partir da diluição dos resíduos conforme item 3.5.2.1.1.1 deste trabalho.

4.4.2.1 Parâmetros físico-químicos

4.4.2.1.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

De acordo com Alcântara (2007) 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 5 fases (fase aeróbia, ácida, de transição, metanogênica e maturação) os valores mais baixos de pH são característicos da fase 2 e 3 que no aterro correspondem à transição de condições aeróbias para anaeróbias e a fase ácida. Isso ocorre em virtude do acúmulo de ácidos orgânicos, como ácido acético, e de elevadas concentrações de CO₂ no interior da massa de resíduos, devida a 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 CH₄ e, de acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993) ocorre uma redução na velocidade de formação de ácidos, resultando na elevação do pH.

Palmisano & Barlaz (1996) mencionam que o pH apresenta um alto potencial de modificação das condições microbióticas, uma vez que alguns tipos de bactérias, como as metanogênicas, são bastante sensíveis às variações de pH.

De acordo com a Figura 74, observam-se características ácidas inicialmente, o que sugere, como explanado anteriormente, que o tempo decorrido entre a deposição dos resíduos nas lixeiras, a coleta e o transporte até o local de caracterização poderia ser suficiente para o estabelecimento do início da fase ácida. Nos primeiros 35 dias as amostras, tanto inferior como superior, continuaram com características ácidas e ligeiramente ácidas, respectivamente. A partir daí, a amostra superior, apesar das oscilações nas medidas, o que pode ser normal, em se tratando de material bastante heterogêneo, os valores cresceram de forma consistente atingindo valores de 7,31, indicando o início da fase metanogênica, de acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993) valores de pH na faixa de 6,8 a 8,0 são compatíveis com a fase metanogênica. A fase ácida na amostra superior foi relativamente curta. A amostra inferior, contudo, se manteve na faixa de 5,09 a 5,78 durante o período desta pesquisa, com medidas mais uniformes com poucas oscilações, caracterizando bem o estabelecimento da fase ácida de degradação de RSU aterrados, ilustrada pelo aumento da atividade microbiana com produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos como demonstra a Figura 77 e conseqüente redução do pH (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Barlaz *et al.* (1990) referem-se ao pH dos resíduos na fase ácida anaeróbia, numa faixa de 5,7 a 6,2.

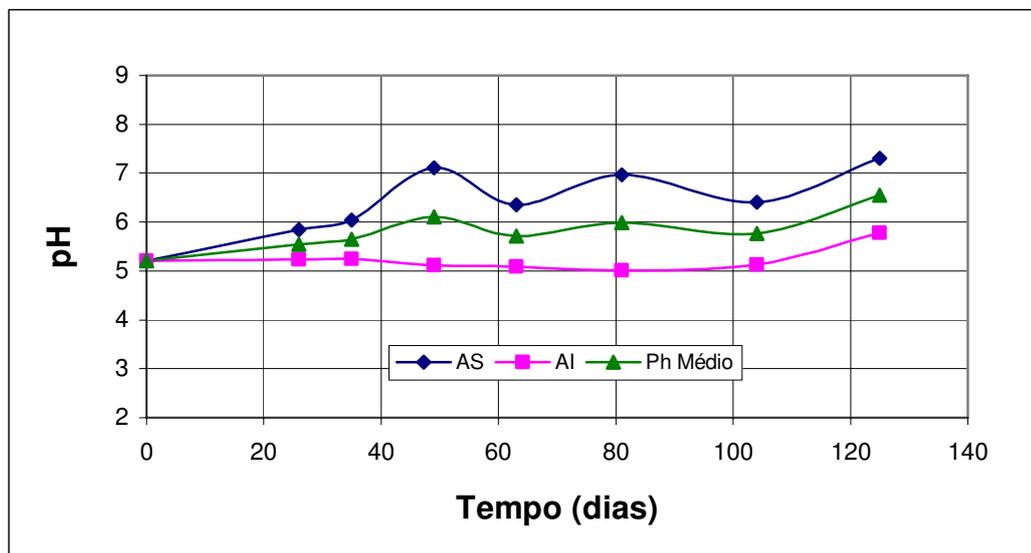


Figura 74 – Evolução do potencial hidrogeniônico dos resíduos sólidos ao longo do tempo.

4.4.2.1.2 Teor de umidade e sólidos voláteis

O conhecimento do teor de umidade e da matéria orgânica (sólidos voláteis) presente em um aterro de resíduos sólidos urbanos é de fundamental importância para o acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos, o qual afeta as suas

propriedades. A umidade estabelece boas condições, ou não, para a biodegradação, e a determinação dos sólidos voláteis expressa se essa decomposição ocorreu ou se está em fase inicial. Em geral, observa-se que os maiores teores de umidade estão relacionados aos maiores teores de sólidos voláteis. Isso indica que, a maior parcela da umidade encontra-se na fase orgânica dos RSU, podendo acarretar numa elevada umidade relativa na matéria orgânica. Landva & Clark (1990) observaram, em aterros do Canadá, que o teor de umidade tende a aumentar com o aumento do conteúdo orgânico do material.

Reinhart & Al-Yousfi (1996) citam que entre os fatores que afetam a biodegradação dos RSU, o teor de umidade foi identificado como o mais crítico. As formas de vida que se conhecem 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. A presença de água é importante não só para o primeiro passo da degradação anaeróbia (hidrólise), como também facilita a distribuição de microrganismos, nutrientes e promove a diluição de agentes inibidores na massa de RSU. A aceleração da hidrólise pode, contudo, levar à inibição da metanogênese, em função do aumento da concentração de ácidos orgânicos, com conseqüente diminuição do pH para faixas tóxicas às arqueias metanogênicas.

A Figura 75 mostra os resultados referentes ao ensaio de umidade.

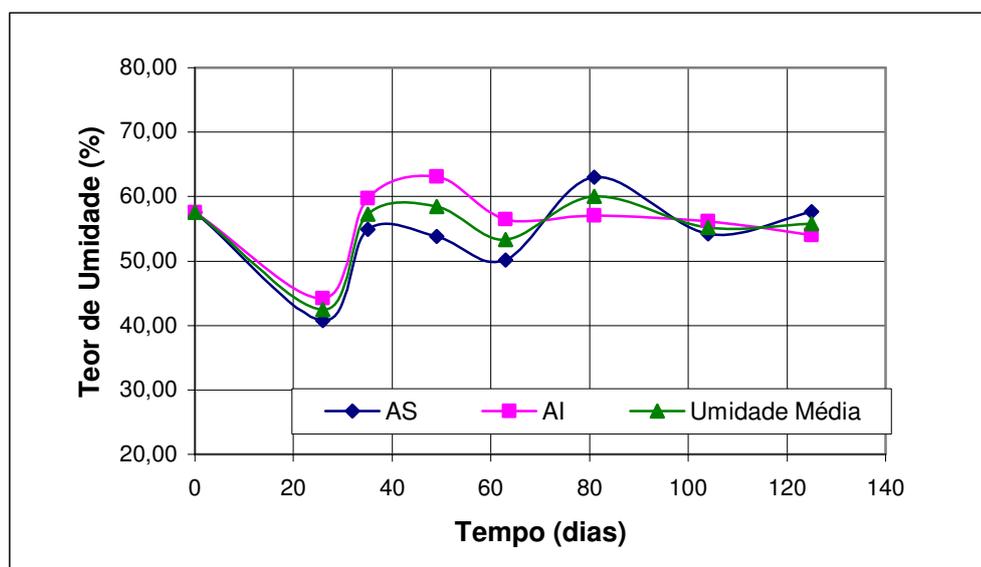


Figura 75 – Evolução do teor de umidade dos resíduos sólidos aterrados ao longo do tempo.

Segundo Palmizano & Barlaz (1996) a faixa ótima de umidade para degradação biológica deverá ser entre 20-40%, valores fora desta faixa podem desestabilizar a célula de resíduos sólidos. Contudo, alguns autores apontam a faixa ideal para a degradação entre 40 e

60% (Bidone & Povinelli, 1999; Coumoulos *et al.*, 1995) semelhante a faixa obtida para o presente estudo de acordo com a Figura 75.

Alcântara (2007) em sua pesquisa com biorreatores semelhantes ao desta pesquisa, com dimensões um pouco maiores, encontrou valores médios que indicaram a faixa de umidade mais adequada ao processo de degradação nos aterros simulados entre 53% a 58% e cita que 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%. O autor ainda salienta 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 solo, muitas vezes mal compactados e, especialmente, nas camadas mais superiores dos resíduos, que são mais suscetíveis à entrada de ar e ao mesmo ressecamento, provavelmente, umidades da ordem de 25-35% ou inferiores não sejam adequadas.

Haja vista à tendência de acúmulo de líquidos na parte inferior do lisímetro e a perda d'água por evaporação da porção superior, de modo geral era de se esperar teores de umidades mais elevados nas amostras inferiores. De fato, isso foi observado, com exceção de dois pontos, que apresentaram valores inferiores à umidade da amostra superior. Esse fato pode ter ocorrido em função da proporção que os materiais com menor ou maior capacidade de retenção de líquidos apareçam na amostra, como por exemplo, a quantidade de plásticos. Outro fator relevante seria a ocorrência de chuva nos dias anteriores à coleta, onde, foram registrados maiores índices de chuvas (Figura 73) após 91 dias de monitoramento. A ocorrência de precipitações, permite a entrada de oxigênio dissolvido nas chuvas, essa entrada de oxigênio extra faz com que haja uma desestabilização do meio, conforme Junqueira (2000), Melo (2003) e Monteiro *et al.* (2002), permitindo o aumento de organismos aeróbios no meio interno e diminuindo o número de organismos anaeróbios.

Nos primeiros 30 dias houve uma queda da umidade para um valor de 42,25% em média, daí em diante, verificou-se um aumento na medida desse parâmetro, mas em média os teores medidos ficaram abaixo ou próximos da umidade inicial. Essa redução pode ser justificada devido à perda de água por evaporação, haja vista poucas precipitações registradas durante o período de monitoramento, além disso também ocorreu um período de adaptação devido ao aterramento dos resíduos.

A Figura 76 mostra os resultados referentes ao ensaio de sólidos voláteis.

O teor de sólidos voláteis médio apresentou uma faixa de variação de 70 a 80% durante o monitoramento do lisímetro. 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. Na literatura nacional, citam-se os valores encontrados por Alcântara em seu estudo com biorreatores, na ordem de 78,2%.

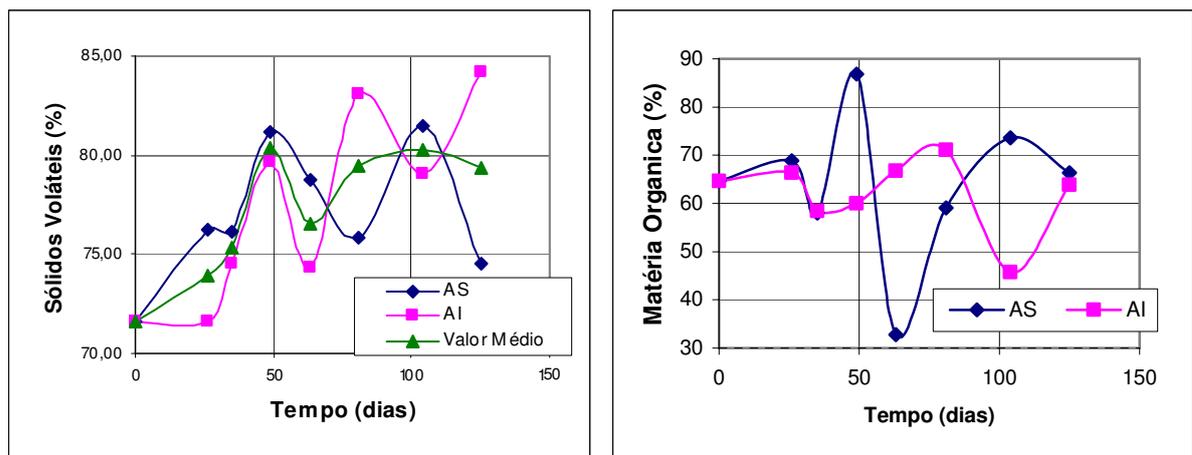


Figura 76 – Evolução do teor de sólidos voláteis e matéria orgânica dos resíduos sólidos aterrados.

Observando-se a Figura 76, percebe-se uma tendência similar entre os parâmetros de sólidos voláteis e matéria orgânica, apesar de tratar-se de metodologias diferentes, o teor de sólidos voláteis, expresso como uma porcentagem dos sólidos totais, é utilizado normalmente como uma medida indireta de biodegradabilidade da fração orgânica de RSU, quanto maior o teor de sólidos voláteis, maior a quantidade de matéria orgânica a ser decomposta e mais recente o resíduo confinado (decomposição em estado inicial) (ALCÂNTARA, 2007). Contudo, verifica-se que os valores não decresceram, continuamente, apresentando algumas oscilações. Esse fato pode ser explicado, em virtude da heterogeneidade dos resíduos, onde o uso desse parâmetro pode conduzir a erros de interpretação, tendo em vista que alguns materiais orgânicos altamente voláteis, a exemplo de papéis e tecidos vegetais, podem

apresentar baixa biodegradabilidade. Além disso, destaca-se a quantidade da amostra relativamente pequena, dificultando a obtenção de amostras diversificadas. Por outro lado, o não decréscimo desse valor com o tempo pode indicar um processo de degradação não eficiente.

4.4.2.1.3 Alcalinidade total e ácidos voláteis

Segundo Sousa (1996) *apud* Oliveira (2005) a instabilidade do processo de digestão anaeróbia, que ocorre quando há predominância da fermentação ácida sobre a metanogênica, reflete-se em variações de parâmetros como o pH, a concentração de ácidos voláteis e a alcalinidade. É por isso que é importante efetuar o monitoramento desses parâmetros.

A alcalinidade é uma medida da quantidade de carbonato na solução (proveniente do CO₂ produzido durante a digestão anaeróbia). A alcalinidade é importante, pois, conforme as bactérias produzem ácidos, o que implica em uma diminuição do pH, o carbonato reage com esses ácidos, o que leva a um controle da acidez do meio (efeito tampão do carbonato). Van Haandel & Lettinga (1994), Foresti (1997) e Hirata (1997) afirmam que a espécie alcalina mais importante num sistema de digestão anaeróbia é o íon bicarbonato (HCO₃⁻), cuja origem resulta da libertação de espécies alcalinas a partir do metabolismo de proteínas, principalmente o amoníaco (NH₃/NH₄OH) (amonificação) e de formas oxidadas de enxofre, de sulfito (S₂/HS⁻) e pela hidrólise de sais de ácidos orgânicos fracos.

Os ácidos voláteis advêm da solubilização do material particulado e passam a ser substratos ou material tóxico para determinadas espécies bacterianas responsáveis pela bioestabilização do material orgânico. Segundo Kroeker (1979) os ácidos voláteis são tóxicos para as bactérias metanogênicas a concentração em torno de 2000 mgH_{AC} /l.

A alcalinidade total (AT) é função da alcalinidade devido a bicarbonato e a ácidos voláteis. No caso do percolado e no início do processo de bioestabilização, os resíduos orgânicos produzem percolado com baixa alcalinidade a bicarbonato e elevada alcalinidade devido a ácidos voláteis. À proporção que o processo entra na fase de equilíbrio dinâmico, a alcalinidade a bicarbonato passa a ser mais representativa quantitativamente.

A alcalinidade total (AT) compreende a alcalinidade a bicarbonatos e aproximadamente 70% a ácidos graxos voláteis (AGV), sendo que somente a primeira é utilizada para neutralizar os AGVs (Dillalo & Albertson, 1961).

De acordo com Metcalf & Eddy (1991) quando o processo de digestão ocorre de forma satisfatória, as substâncias alcalinas deverão ter concentrações entre os 1000 e 5000 mg/l e a concentração de ácidos voláteis deverá situar-se nos 250 mg/l.

Um importante parâmetro de controle operacional de sistemas anaeróbios é a razão Ácidos Graxos Voláteis / Alcalinidade Total (AGV/AT). A quantificação dessa relação contribui, sobretudo para explicar o processo de bioestabilização da matéria orgânica desde a fase hidrolítica até a fase metanogênica. Se considerados os valores determinados na literatura atual, $AGV/AT \leq 0,1$ (KASPAR & WHURMAN, 1978 *apud* MONTEGGIA *et al.*, 1996) ou AGV/AT próxima a 0,5 (LOPES *et al.*, 2000). Segundo Chernicharo (1997) a relação AGV/AT deve ser inferior ou igual a 0,3 para que o sistema apresente boa capacidade de tamponação.

A Figura 77 mostra as concentrações de alcalinidade total e ácidos graxos voláteis, durante o período de monitoramento dos resíduos aterrados. Observa-se valores relevantes tanto para AT como para AGV, principalmente para a amostra inferior. Contudo na amostra superior, apesar da oscilação dos valores, verifica-se um decaimento na concentração de ácidos voláteis. Analisando o pH (Figura 74), verificou-se que para a amostra superior, este valor que antes era ácido, começou a subir, essa elevação é justificada pelo consumo dos ácidos voláteis simples produzidos na fase anterior (acetogênica). Esse consumo favorece o aparecimento das metanogênicas, que dão origem ao metano (CH_4) e ao gás carbônico (CO_2).

Observando a Figura 78, observa-se que a relação AGV/AT na amostra superior apresenta valores entre 0,4 e 1,00. Considerando-se os limites citados anteriormente, pode-se julgar esses valores elevados, apesar de apresentarem certa oscilação e verificar-se uma tendência ao decaimento desses valores, caminhando para o tamponamento do sistema. Na amostra inferior, a relação AGV/AT variou entre 0,7 e 1,4, observando-se valores ainda mais elevados que a amostra superior. Percebe-se uma concentração elevada de ácidos voláteis, indicando uma alta taxa de hidrólise (quebra de matéria orgânica), produzindo substrato de alto peso molecular e de características moderadamente ácidas.

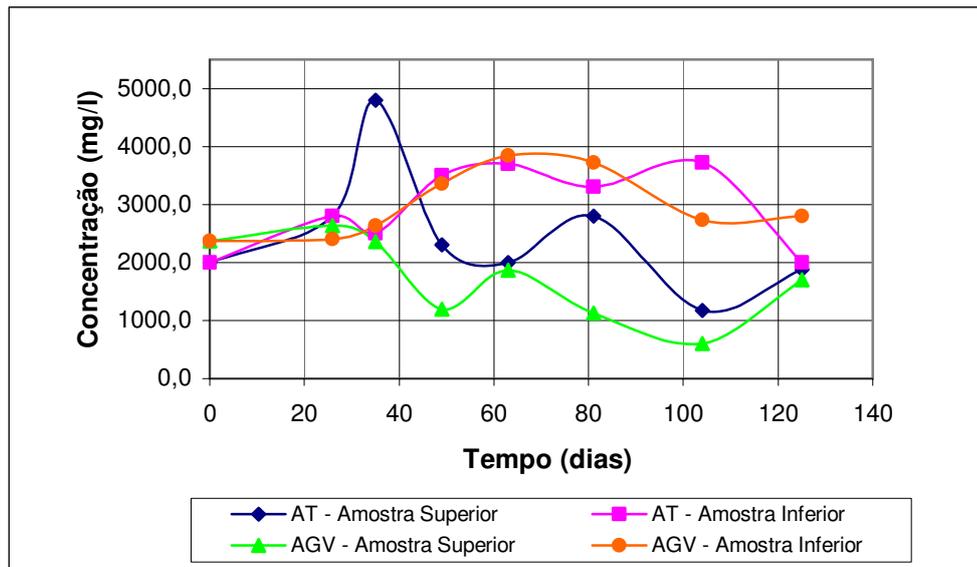


Figura 77 – Evolução da concentração de alcalinidade total e ácidos graxos voláteis dos resíduos sólidos aterrados.

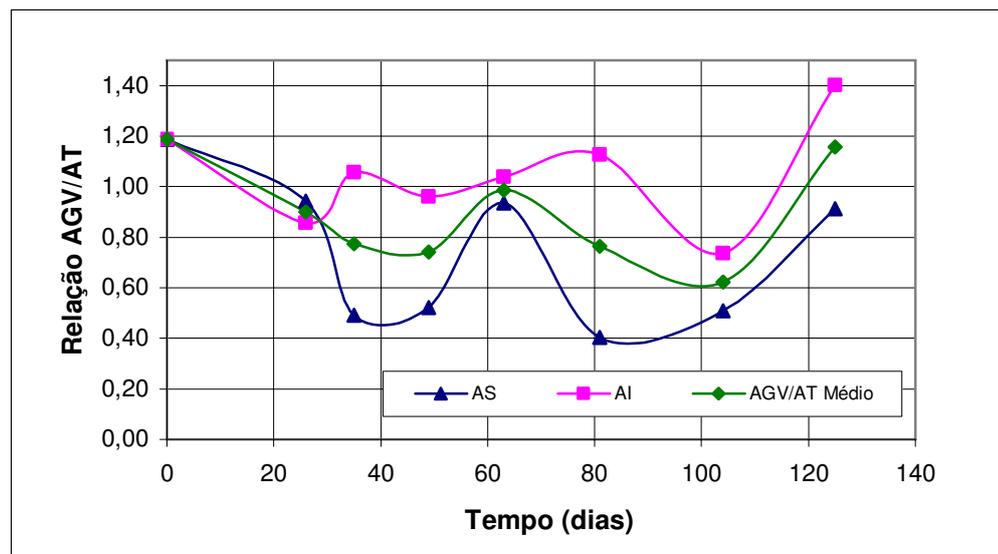


Figura 78 – Evolução da relação AGV/AT dos resíduos sólidos aterrados.

4.4.2.1.4 Cloretos

O estudo de cloretos em aterros, segundo Junqueira (2000), é feito, principalmente, no sentido de verificar se os teores gerados a partir de uma massa de resíduo são suficientes para serem utilizados como traçadores, que indicam com antecedência o transporte dos contaminantes mais perigosos, permitindo um monitoramento do avanço da pluma. Para tanto, os valores gerados a partir dos RSU devem ser bem superiores ao padrão normal do ambiente. A maioria dos usos domésticos, agrícolas e industriais requer concentrações de cloreto inferiores a 250mg/l.

Ainda segundo Junqueira (2000) o cloro é o principal anion inorgânico que ocorre em concentrações variáveis em águas naturais. Contudo, não há efeitos adversos à saúde humana resultantes da presença de grandes quantidades de cloreto, bem como, concentrações de cloretos, mesmo elevadas, não alteram os processos biológicos.

A Figura 79 ilustra o comportamento dos cloretos durante o monitoramento da célula experimental. Observa-se concentrações elevadas (399,8 – 1412,3mgCl/l), levando em consideração o padrão de potabilidade referido acima. Observa-se também concentrações maiores para as amostras inferiores, esse fato pode ser justificado, em consequência dos cloretos possuírem facilidade de lixiviação e alta solubilidade.

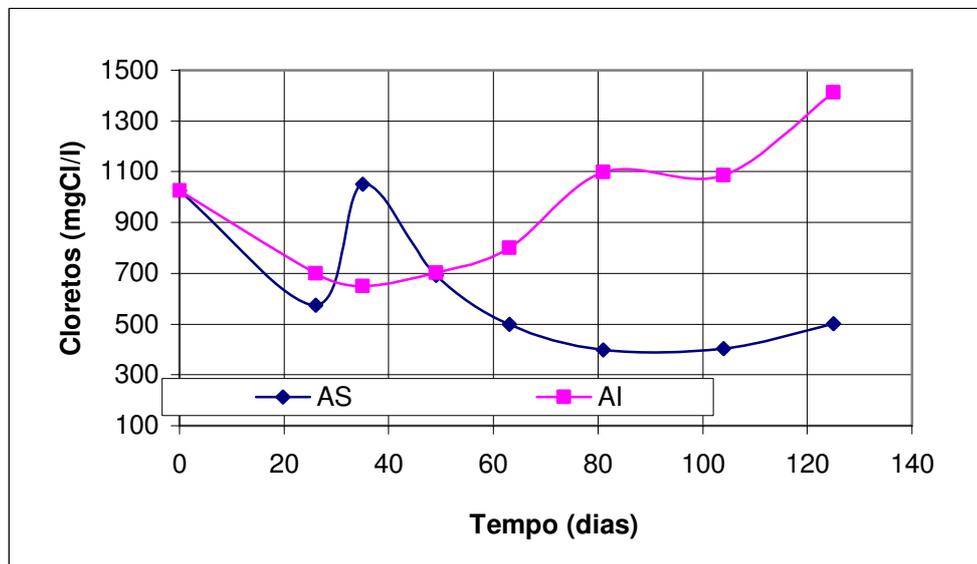


Figura 79 – Evolução da concentração de cloretos nos resíduos sólidos aterrados.

4.4.2.1.5 DQO e DBO

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é usada como a medida de oxigênio requerida para a estabilização da matéria orgânica contida em uma determinada amostra, suscetível à oxidação por um oxidante químico forte. A DQO não indica a natureza do material orgânico, nem se diferencia entre materiais orgânicos e inorgânicos oxidáveis. Segundo Lima & Nunes (1994) *apud* Monteiro (2003) a variação da DQO em relação ao tempo de aterramento expressa, de forma indireta, o rendimento da atividade microbiana ativa. Assim, medir a DQO ao longo do tempo, significa aferir, indiretamente, a atividade microbiana.

A DBO é a quantidade de oxigênio necessária para a estabilização bioquímica da matéria orgânica presente em uma amostra; sendo, portanto, uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica biodegradável existente na amostra. A DBO é normalmente referida como a quantidade de oxigênio consumida durante um determinado período de tempo, a uma temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias, numa temperatura de incubação de 20°C, é freqüentemente utilizado e referido como DBO₅.

Segundo Monteiro (2003) a DBO somente mede a quantidade de oxigênio consumido num teste padronizado. Este teste não indica a presença de matéria não biodegradável nem leva em consideração o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana. Testes de DBO₅ também não incluem a demanda total de oxigênio por compostos nitrogenados ou carbonáceos.

Em termos de lixiviado, a composição química desse líquido varia muito, dependendo da idade dos RSU. Por exemplo, se o lixiviado é coletado durante a fase ácida, o pH será baixo, porém parâmetros como DBO₅, DQO, nutrientes e metais pesados deverão ser elevados. Contudo, durante a fase metanogênica o pH varia entre 6,5 e 7,5 e os valores de DBO₅, DQO e nutrientes são significativamente menores, (SEGATO & SILVA, 2000).

De acordo com os valores de pH e de DBO₅ é possível supor em que fase de decomposição se encontram os RSU: a fase inicial, acidogênica, ou de fermentação ácida, caracteriza-se por valores de pH baixos e DBO₅ elevados. A segunda fase, a de fermentação metanogênica caracteriza-se por valores de pH mais elevados e DBO₅ menores. Nessa fase há a decomposição dos produtos da fermentação ácida, sendo convertidos em metano (CH₄), substâncias húmicas e água.

As Figuras 80 e 81 mostram a evolução da concentração da DQO e DBO dos resíduos aterrados, respectivamente, durante o monitoramento do lisímetro.

Como foi observado, anteriormente, para a amostra superior, os valores de pH estão tendendo a neutralidade, estabilizando o ambiente para a atividade das bactérias metanogênicas atuarem sobre os compostos orgânicos. Logo, verifica-se concentrações menos elevadas de DQO para a amostra superior (9.697 - 32.342mgO₂/l), em relação à amostra inferior. Apesar da elevação desse parâmetro entre o 80º e 100º dia de monitoramento, observa-se a tendência de decréscimo desse valor. Esse fato é esperado, haja vista a redução da concentração dos componentes orgânicos com o processo de biodegradação.

A amostra inferior apresentou concentrações DQO mais elevadas ao longo do monitoramento (7.957 – 53.852mgO₂/l), o que também é compatível com a evolução do pH apresentado nesta porção, que teve os valores mais ácidos ao longo do tempo, tendendo a neutralidade a partir da última coleta realizada. Os valores elevados de DQO também podem ser atribuídos à presença de materiais inorgânicos passíveis de oxidação. Além disso, ainda não foi verificada a geração de lixiviado, onde uma quantidade bastante representativa de massa de DQO é encontrada, podendo estar acumulado na base inferior do reator, para posterior drenagem. Pode-se justificar também, a elevação dos valores obtidos no 104º dia devido a ocorrência de precipitações anteriormente a coleta.

Assim como a DQO, a DBO₅ na amostra superior, apresentou valores elevados (3.650 – 4.650mgO₂/l), tendendo ao decréscimo, compatíveis com a fase metanogênica de decomposição. Na amostra inferior, caracterizada por valores de pH baixos, observa-se concentrações de DBO₅ mais elevadas (4.596 – 4.870mgO₂/l), compatíveis com a fase inicial, acidogênica. Os valores iniciais de DBO das duas primeiras coletas foram descartados, devido a erros operacionais cometidos durante o ensaio.

Comparando a faixa de valores obtidos com amostras de lixiviados da literatura, Pfeffer *et al.* (1993), cita valores para resíduos recentes (<1ano) numa faixa entre 10.000 a 40.000mg/l para DQO e 7.500 – 28.000mg/l para DBO₅, percebe-se que a maioria dos valores de DQO estão dentro desta faixa, contudo os valores de DBO não chegaram a alcançar nem o valor mínimo do intervalo supracitado.

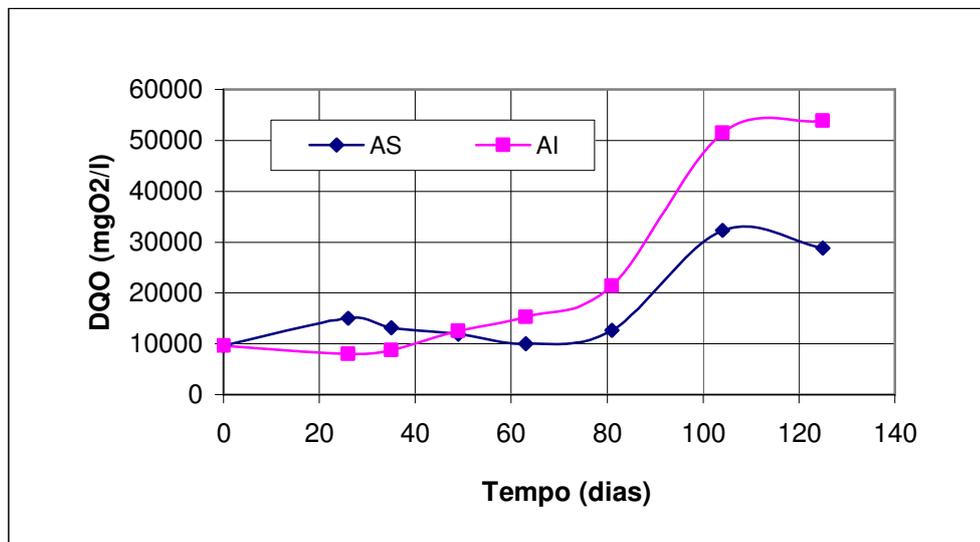


Figura 80 – Evolução da concentração de DQO nos resíduos sólidos aterrados.

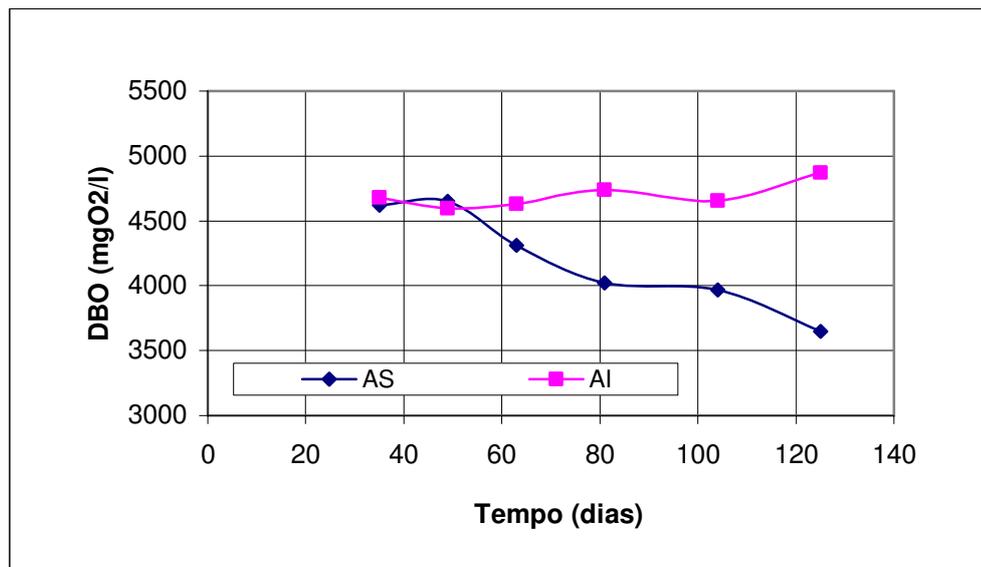


Figura 81 – Evolução da concentração de DBO nos resíduos sólidos aterrados.

A relação DBO_5/DQO é utilizada para classificar o estágio em que um determinado aterro se encontra. A razão DBO_5/DQO baixa indica que há bastante material orgânico de difícil degradação. No caso dos aterros sanitários, estudos demonstram (ARRUDA, 1995) que uma relação $(DBO_5/DQO) > 0,4$ para os líquidos percolados é indicativa de predominância da fase ácida, enquanto que a mesma relação assumindo valor igual ou inferior a 0,4 indica predominância da fase metanogênica. De acordo com TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993) inicialmente, durante a decomposição dos resíduos aterrados, as taxas estarão na faixa de 0,5 ou maiores. Taxas de variação no intervalo de 0,4 – 0,6 são tomadas como indicadores de que a matéria orgânica no percolado é prontamente biodegradável. Em aterros antigos a relação DBO_5/DQO geralmente se situará na faixa de 0,05 – 0,2. A relação é menor porque o percolado proveniente de aterros antigos contém tipicamente ácidos húmicos e fúlvicos que não são prontamente biodegradáveis. A relação DBO_5/DQO também é utilizada para indicar a possibilidade de trabalhabilidade por processos biológicos.

A Figura 82 mostra a evolução da relação DBO_5/DQO dos resíduos aterrados durante o monitoramento do lisímetro. Observa-se uma tendência ao decaimento dessa relação em ambas as porções, apontando para a bioestabilização dos resíduos. Para amostra superior essa relação variou entre 0,43 e 0,12, confirmando a estabilização dos resíduos e transição para a fase metanogênica. Na amostra inferior essa relação variou entre 0,53 e 0,09, observa-se valores mais elevados que para amostra superior confirmando a maior duração da fase ácida. Apesar das baixas relações DBO_5/DQO na amostra inferior obtidos, principalmente, a partir do 81º dia de monitoramento, outros parâmetros apontam que essa porção ainda está em

predominância da fase ácida. Esses valores podem indicar, também, a predominância de compostos orgânicos pouco biodegradáveis nesta porção. Vale salientar que essas relações foram obtidas a partir dos parâmetros resultantes da diluição dos resíduos aterrados, e não do lixiviado.

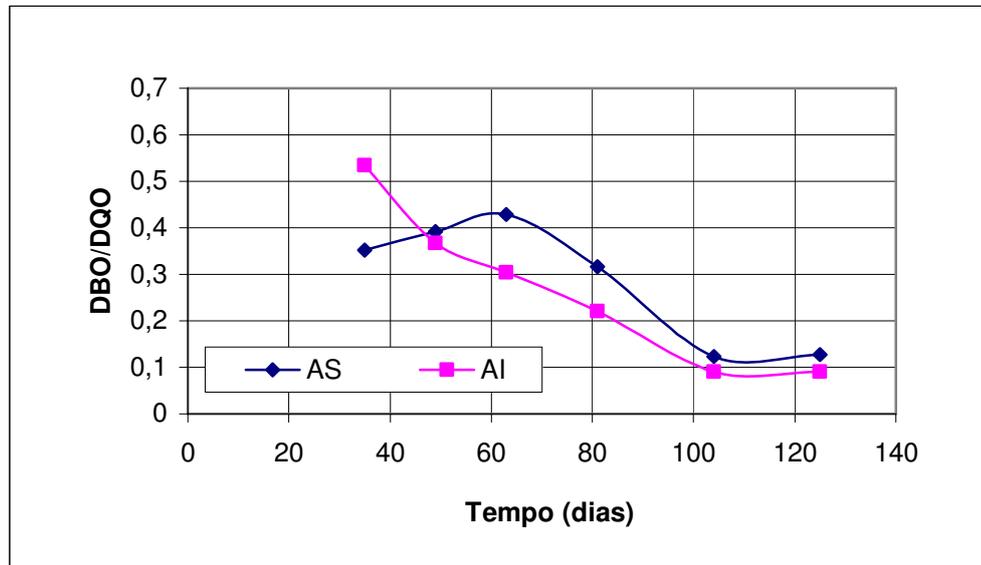


Figura 82 – Evolução da relação DBO/DQO dos resíduos sólidos aterrados.

4.4.2.1.6 Amônia e nitrito

Amônia, nitrito e nitrato são compostos de nitrogênio formados a partir da decomposição da matéria orgânica. As proteínas remanescentes na fração orgânica do resíduo aterrado são convertidas em grande parte para amônia pela ação de bactérias heterotróficas em condições anaeróbias ou aeróbias. Em condições aeróbias, parte dessa amônia pode ser transformada em nitritos (nitrificação) através da ação de bactérias do grupo Nitrosomonas, liberando energia durante o processo de oxidação. Esse processo, segundo Junqueira (2000), é apenas um dentre vários, que libera água e calor, contribuindo para o aumento das temperaturas na massa de resíduo e maior quantidade de líquidos em seu interior, liberado posteriormente na forma de lixiviado. Por sua vez, o nitrito é oxidado por bactérias (Nitrobactérias) formadores de nitrato.

A presença acentuada de amônia pode inibir o desenvolvimento de vários grupos bacterianos. A toxicidade da amônia é dependente da concentração do nitrogênio amoniacal e do pH, uma vez que o agente tóxico é mais o NH_3 e não tanto o NH_4^+ . Segundo Junqueira (2000) a amônia livre na forma de gás (NH_3) é muito mais tóxica do que o íon amônio, principalmente em condições de pH elevado (acima de 8), quando o equilíbrio da reação se

desloca quase totalmente para a esquerda na Equação 36. Não obstante, as concentrações de nitrogênio amoniacal muito elevada (acima de 15mg/l ou 3000 mg/l) independem do pH, passando a ser tóxico para as bactérias metanogênicas e inibir a sua atividade.



Na Figura 83 apresentam-se as tendências das evoluções temporais do nitrogênio amoniacal no lisímetro. Nas determinações de compostos de nitrogênio, observa-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal na porção superior do lisímetro, apresentaram uma tendência de estabilização, não obstante flutuações aleatórias tenham ocorrido. Sua variação foi em torno de 29,82 a 223,1mg/l. Segundo Alcântara (2007) os valores máximos de amônia ocorrem na fase ácida e diminuem com a evolução do processo degradativo. Reinhart & Al-Yousfi (1996) citam valores máximos de amônia em torno de 430 e 1000 mg/l, respectivamente para fase ácida e metanogênica.

Na porção inferior, as concentrações de nitrogênio amoniacal variaram entre 92,44 e 473,2 mg/l, uma faixa maior em relação à amostra superior. Sabe-se que, na fase acetogênica, dentre os principais ácidos graxos produzidos, encontram-se o ácido acético (produção preponderante do ácido acético) e também grandes quantidades de nitrogênio amoniacal. Esses ácidos se misturam com o líquido que percola pela massa de resíduo sólido, fazendo com que seu pH caia para valores entre 4 e 6, compatíveis com os valores medidos para a porção inferior (Figura 74). O caráter ácido dessa mistura ajuda na solubilização de materiais inorgânicos, podendo apresentar altas concentrações de ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio. Haja vista que a porção superior se encontra já em transição para a fase metanogênica, acredita-se que as altas concentrações de nitrogênio amoniacal na amostra inferior sejam devidas, também, a percolação de líquidos com concentrações de nitrogênio amoniacal da porção superior para a inferior. Os teores mais elevados de amônia verificados nesta porção pode ter sido um dos responsáveis pelo retardamento na implantação das condições que permitem o início da fase metanogênica, a qual ocorre numa faixa de pH entre 6,8 e 7,4 de acordo com Lima (1988).

Os altos valores de alcalinidade na porção inferior podem estar associados à elevada concentração de nitrogênio apresentada neste material, o que contribui para a formação de alcalinidade por bicarbonato de amônia. Como ressaltado anteriormente, o monitoramento deste parâmetro é importante pois, dependendo da concentração existente no reator, sua

presença pode ser benéfica ou limitante da atividade metanogênica. A digestão de compostos ricos em proteína conduz à formação do bicarbonato de amônia que atua como fonte de nitrogênio e como tampão para massa de resíduos sólidos orgânicos em estado de bioestabilização. Lay *et al.* (1997) tratando resíduos sólidos orgânicos e lodo de esgoto em digestores anaeróbios de batelada, estudaram os efeitos da concentração do N-NH_4^+ na atividade metanogênica. Numa ampla faixa de pH variando de 6,5 – 8,5 a atividade metanogênica decresceu com o aumento da concentração do N-NH_4^+ , reduzindo em 10% quando as concentrações variaram de 1760 – 3720 mg de N-NH_4^+ /l. Em concentrações variando de 4090 – 5550 mg de N-NH_4^+ /l, a atividade metanogênica decaiu em 50% e quando as concentrações apresentaram-se entre 5880 – 6600 mg de N-NH_4^+ /l a atividade metanogênica decaiu para zero.

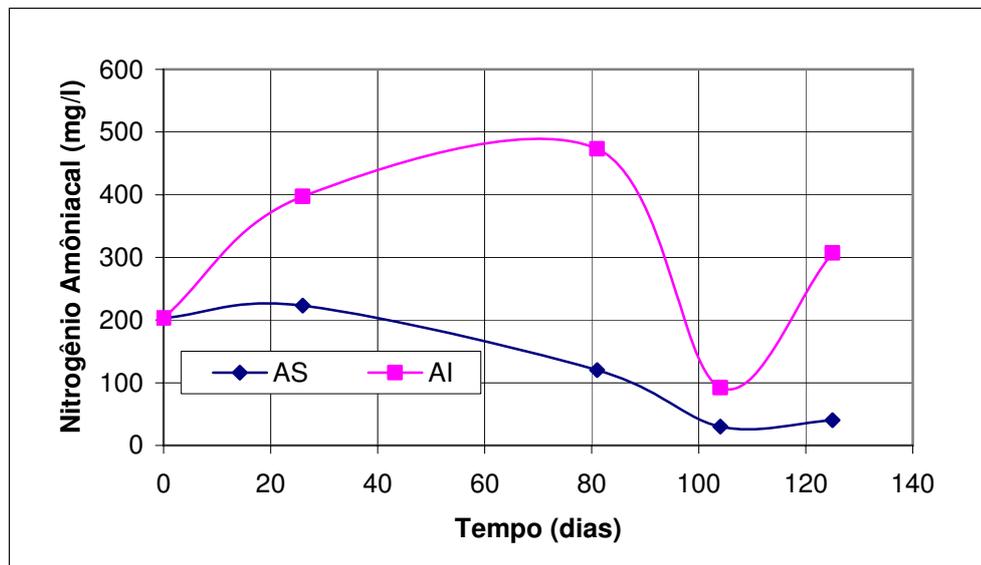


Figura 83 – Evolução da concentração de nitrogênio amoniacal dos resíduos sólidos aterrados.

Na Figura 84 pode-se observar a evolução da concentração de nitrito no lisímetro. Observa-se que as concentrações de nitrito permaneceram praticamente constantes, salvo a oscilação na última coleta.

De acordo com Wakida & Lerner (2005) a maior parte do nitrogênio encontrado em lixiviados está na forma de nitrogênio amoniacal devido às condições anaeróbias prevalentes nos aterros, e suas concentrações variam para as diferentes formas de nitrogênio: amônia de 0-1250 mg/l, nitrato de 0-9,8 mg/l e nitrito de 1,5 mg/l. Verifica-se que as concentrações obtidas estão dentro dessa variação. Outro fator importante é a concentração máxima desse parâmetro na água de consumo humano. No Brasil estes limites estão bem definidos pela Resolução

CONAMA 357 (2005) e pela Portaria do Ministério da Saúde N° 518/2004. O valor máximo de concentração para nitrito admitidos em água potável para o Brasil é de 10,00 mg/l. O descarte de lixiviados com alta concentração de nitrogênio amoniacal pode causar numerosos problemas ambientais, como a eutrofização de águas superficiais, redução de eficiência do cloro, diminuição do oxigênio dissolvido em águas receptoras, além de efeitos adversos à saúde pública.

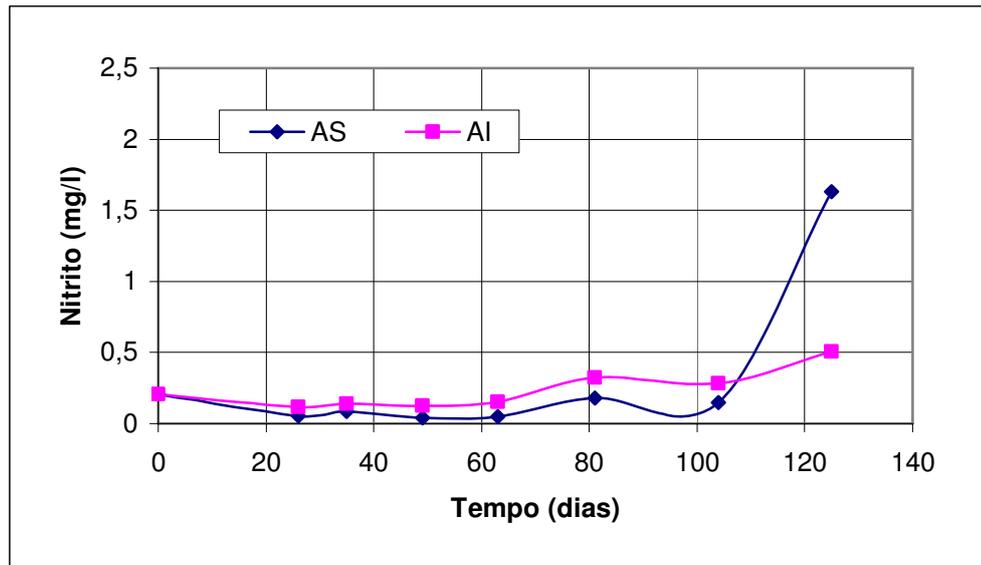


Figura 84 – Evolução da concentração de nitrito nos resíduos sólidos aterrados.

Destaca-se a importância de monitoramento das concentrações de nitrato, haja vista sua relevância. A relação entre o nitrato e amônia indica as variações nas condições de aerobiose ou anaerobiose dentro da massa de resíduo, por processos de oxidação e redução, além disso, em aterros, a maior parte do nitrato formado é carregado pela água percolada dentro da massa de resíduos, não raramente atingindo o lençol freático devido à baixa capacidade do solo de reter nitratos. O consumo de água contendo elevados teores de nitrato pode causar uma doença sanguínea chamada *metahemoglobinemia*, atingindo principalmente crianças. Neste estudo estava previsto o monitoramento de nitrato, porém devido a problemas com reagentes não foi possível a determinação desse parâmetro ao longo do monitoramento da célula experimental.

4.4.2.1.7 Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)

Segundo Pereira Neto (1987) em relação à concentração de nutrientes, o carbono e o nitrogênio são os principais elementos, pois estes são necessários ao crescimento dos microrganismos. Se o quociente C/N for demasiadamente elevado, os microrganismos não

terão esses elementos em proporção adequada para sintetizar estruturas básicas da própria célula. Por outro lado, se a quantidade de nitrogênio for grande em relação à quantidade de carbono, pode-se verificar uma excessiva solubilidade do nitrogênio e sua conseqüente perda na forma NH_3 gasosa.

Analisando-se a Figura 85, que representa a evolução da relação Carbono/nitrogênio (C/N) ao longo do tempo de monitoramento do lisímetro, apesar da elevada oscilação dos valores devido, principalmente, a heterogeneidade dos resíduos, percebe-se que a maioria desses valores estão dentro da faixa de 20/1 e 50/1. Como citado anteriormente, segundo Kiehl (1985) os microrganismos absorvem os elementos C e N em uma proporção de trinta partes de carbono para cada parte de nitrogênio, sendo os limites 26/1 e 35/1 considerados por este autor como as relações C/N mais recomendadas para uma rápida e eficiente compostagem. Segundo De Bertoldi *et al.* (1993) a relação C/N ótima no início do processo de compostagem é de 25/1. Entretanto Pereira Neto (1989) cita que a relação C/N inicial mais favorável ao processo está entre 30 a 40/1. Verifica-se que alguns valores situaram-se acima da média recomendada para o processo de bioestabilização da matéria orgânica. Atribuem-se os elevados valores obtidos para a relação C/N, tanto na amostra inferior, quanto superior, ao alto índice de material orgânico putrescível e conseqüentemente alto teor de carbono dentro da massa de resíduo.

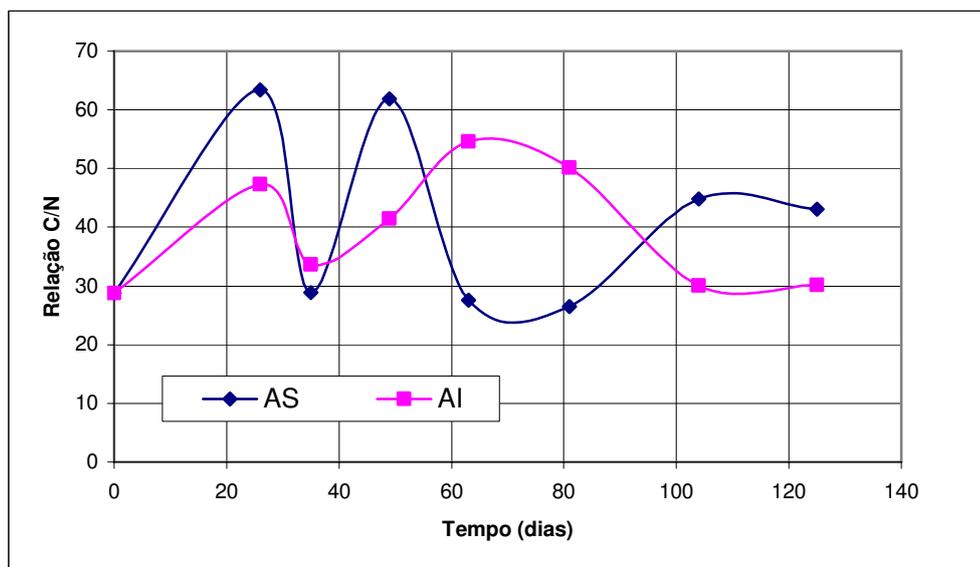


Figura 85 - Evolução da relação Carbono/nitrogênio (C/N) ao longo do tempo.

Os valores elevados da relação C/N podem estar interferindo na digestão anaeróbia dos resíduos, principalmente para a amostra inferior, sendo um dos fatores retardantes do

início da fase metanogênica, pois o nitrogênio pode estar agindo como um nutriente limitante. Contudo valores numa faixa de 20 a 42 para amostras de um aterro, coletadas em profundidades de 6 a 10m, são citados por Östman *et al.* (2006) *apud* Alcântara (2007). Leite *et al.* (2001) trabalhando com um sistema experimental, constituído basicamente por quatro reatores anaeróbios de batelada, com capacidade unitária de 20l, obteve valores elevados da relação C/N, contudo o autor constatou que, embora se trabalhando com relações C/N variando de 35,83 a 42,18, não se verificou evidência de desequilíbrio no processo, causado por deficiência de nitrogênio.

4.4.2.2 Parâmetros microbiológicos

São diversos os microrganismos que podem ser encontrados em resíduos sólidos. Por serem de interesse sanitário ambiental, são empregadas em análises de diagnóstico ambiental. Além disso, os microrganismos presentes numa célula de resíduo sólido podem indicar a evolução do comportamento biodegradativo. Desta maneira, o número de microrganismos pode ser um indicador da fase em que o aterro de resíduos sólidos se encontra (MONTEIRO, 2003). Foram analisados, ao longo do período de monitoramento, os mesmos grupos e espécie de microrganismos da caracterização microbiológica inicial (aeróbios totais e fungos). O plano de trabalho inicial contemplava, ainda, ensaios de determinação de anaeróbios e coliformes totais e termotolerantes, porém devido a problemas operacionais durante a execução/montagem dos ensaios não foi possível a determinação desse grupo de microrganismos.

4.4.2.2.1 Fungos

Fungos, juntamente com as bactérias heterotróficas, são os principais decompositores da biosfera, quebrando os produtos orgânicos e reciclando carbono, nitrogênio e outros compostos do solo e do ar. Fungos são microrganismos eucariontes, aclorofilados (não fotossintéticos), absorptivos, imóveis, possuidores de parede celular e células com baixo grau de diferenciação. São geralmente filamentosos e multicelulares. O crescimento é em geral apical, mas normalmente qualquer fragmento hifálico pode dar origem à outra formação micelial quando destacado e colocado em meio apropriado. As estruturas reprodutivas são diferenciadas das vegetativas, o que constitui a base sistemática dos fungos (PUTZKE & PUTZKE, 1998). Alguns podem ser microscópicos, enquanto outros são muito maiores, como os cogumelos e fungos que crescem em madeira úmida ou solo. Os fungos formam esporos,

que são dispersos por correntes de ar (PELCZAR JR *et al.*, 1997), encontrando-se no solo, na água, nos vegetais, em animais, no homem e em detritos, em geral (TRABULSI & TOLEDO, 1996). Estima-se que exista mais de 1,5 milhão de espécies fúngicas no mundo, embora apenas aproximadamente 70.000 tenham sido descritas (HAWKSWORTH, 1991; HAWKSWORTH *et al.*, 1995).

De acordo com a nutrição, os fungos são classificados em duas categorias: saprófitas (ou sapróbios) e parasitas. Os saprófitas se alimentam de matéria orgânica animal ou vegetal morta e os parasitas vivem dentro de ou sobre organismos vivos (animais ou vegetais), deles retirando seus alimentos, absorvem nutrientes em vez de ingeri-los, secretando enzimas digestivas no substrato onde se desenvolvem. Essas enzimas catalisam a quebra de moléculas grandes em moléculas suficientemente menores para serem absorvidas pela célula fúngica. Por essa razão, os fungos crescem dentro ou sobre os alimentos (RAVEM, 2001).

Desenvolve-se geralmente em meios contendo um pH baixo, uma fonte de carbono uma fonte de nitrogênio orgânico ou inorgânico e alguns minerais. Alguns necessitam de vitaminas. (PELCZAR JR *et al.*, 1997). 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 *apud* ALCÂNTARA, 2007).

Muitos fungos são economicamente importantes para o homem como destruidores de alimentos estocados e outros materiais orgânicos. O reino também inclui as leveduras, *Penicillium* e outros produtores de antibióticos, fermentadores de queijos e cogumelos comestíveis. Por outro lado, segundo Alcântara (2007), em compostos de RSU, têm sido encontrados fungos do gênero *Aspergillus*, 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.

Apenas microrganismos, entre eles, protozoários, fungos e bactérias, são capazes de degradar a molécula de celulose por possuírem as enzimas ligninolíticas e celulasas. A degradação da celulose é um fator fundamental, pois este polissacarídeo é um importante constituinte dos resíduos municipais (POUNCELOT & DAY, 1973) sendo considerado,

então, um dos passos limitantes no processo biológico que ocorre nos aterros de RSU (RODRIGUEZ *et al.*, 2004).

Estudos importantes sugerem que algumas espécies de fungos se desenvolvem tanto em ambientes aeróbios como anaeróbios (MELO *et al.*, 2005- artigo não publicado). Portanto, estudar e quantificar estes organismos são de suma importância, pois eles podem favorecer as etapas seguintes da degradação da matéria orgânica. A Figura 86 mostra a concentração de fungos ao longo do monitoramento. No lisímetro foram encontrados fungos (UFC/g na faixa de 10^1 a 10^5) tanto na porção superior (tendência a ambiente mais aeróbio) como na inferior (tendência a ambiente mais anaeróbio). Considerando os valores iniciais e finais, verifica-se que houve uma redução de, praticamente, três ordens de grandeza.

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. Excluindo-se os valores nulos, a amplitude dos valores foi bem similar aos obtidos nesta pesquisa (Figura 86). Alcântara (2007), também obteve valores deste parâmetro em torno dessa faixa, onde os valores mínimos obtidos em seus dois lisímetros foram $2,2 \times 10^4$ UFC/g no Lisímetro 1 e $7,7 \times 10^3$ UFC/g no Lisímetro 2. O autor, frisa então, 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. De acordo com Alcântara (2007) 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, 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 do resíduo sólido em decomposição, e Theodorou *et al.* (1989) analisaram várias amostras provenientes de três aterros, sem que, em nenhuma delas, tenha conseguido isolar fungos anaeróbios.

Observa-se na Figura 86, de uma maneira geral, um decréscimo na contagem dos fungos ao longo do tempo. O que era esperado, devido a tendência ao estabelecimento de um ambiente mais anaeróbio.

Percebe-se também que as concentrações de fungos foram sutilmente maiores nas amostras coletadas no nível mais superficial (AS). Justifica-se a ocorrência desse fato, com base em haver, provavelmente, maior disponibilidade de oxigênio nesse nível, possibilitando, assim, o crescimento de um maior número de espécies desses microrganismos que, na grande maioria, são aeróbios estritos. Atribui-se aos valores nulos na contagem de fungos a erros operacionais.

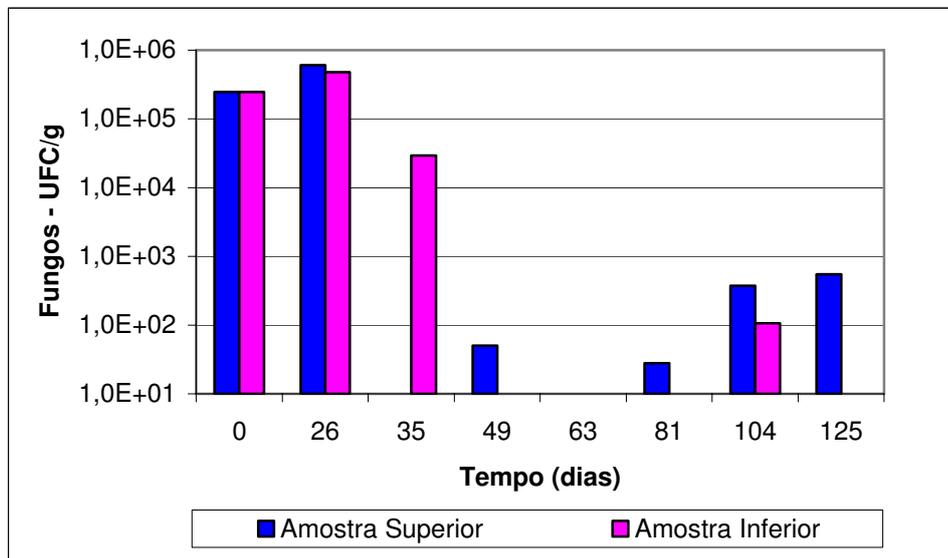


Figura 86 - Concentração de fungos em amostras de resíduos sólidos.

4.4.2.2.2 Aeróbios

As bactérias encontradas nos RSU podem ser aeróbias, anaeróbias ou facultativas a depender da fase de decomposição dos resíduos e as condições de oxigenação do ambiente. Os microrganismos aeróbios são aqueles que dependem do O_2 para se desenvolverem. Por outro lado, os anaeróbios são aqueles que atuam na ausência de O_2 . Os microrganismos facultativos suportam ambientes com presença ou ausência de O_2 (SCHLEGEL, 1995 *apud* MACIEL, 2003). Estes microrganismos são os principais responsáveis pela degradação dos RSU, pois atuam nos resíduos orgânicos mais facilmente degradáveis, como restos de alimento e de poda e papéis. Estes materiais são ricos em carboidratos (ex. Celulose e hemicelulose), proteínas e lipídios.

No geral a decomposição aeróbia é relativamente curta em um aterro de RSU. Em média, dura aproximadamente um mês, consumindo rapidamente a quantidade limitada de oxigênio presente. De acordo com Lo (1996) em aterros pouco profundos (inferiores a 3m) ou quando se garante suprimento extra de oxigênio, essa fase pode se estender por um tempo maior. No decorrer da fase, ocorre grande liberação de calor. A temperatura do aterro eleva-se podendo ser superior àquela encontrada no ambiente (Figura 95). A elevação da temperatura pode ocasionar, também, a formação de sais contendo metais, pois muitos íons são solúveis em água em temperaturas elevadas.

Observa-se na Figura 87, que a ordem de grandeza que expressa a quantidade de microrganismos tende a reduzir com o tempo, principalmente para a porção inferior. A redução desses microrganismos já era esperada uma vez que os principais microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia em um aterro são os microrganismos anaeróbios. Além, disso quando se tem uma diminuição da matéria orgânica devido a biodegradação, a quantidade de microrganismos também decresce, uma vez que os grupos microbianos dependem da quantidade de fontes nutricionais.

A população microbiana aeróbia total analisada através da contagem de unidades formadoras de colônias (UFC/g) atingiu valores médios, que variaram, aproximadamente, da ordem de 10^4 a 10^5 na porção superior e 10^1 a 10^5 na porção inferior. Todavia, em alguns pontos, observou-se, um desenvolvimento equivalente nas duas porções, não havendo grandes variações na contagem desses microrganismos ao longo da profundidade. Em contrapartida foram encontradas fissuras pela camada de cobertura, circunstância que pode ter facilitado a entrada de oxigênio por caminhos preferenciais. Conforme Junqueira (2000), Melo (2003) e Monteiro *et al.* (2002) a entrada de oxigênio extra faz com que haja uma desestabilização do meio permitindo o aumento de organismos aeróbios no meio interno. Esse fato, somado as condições climáticas, em especial as precipitações, que permitem a entrada de oxigênio dissolvido na água, podem justificar, também, maior faixa de valores desses microrganismos na porção superior em alguns pontos, visto que os maiores valores obtidos para esse grupo, foram após o registro de precipitações (Figura 73), mesmo que pequenas.

Na literatura, encontraram-se concentrações de microrganismos 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) e 10^5 – 10^{11} (ALCÂNTARA, 2007). Portanto, de um modo geral, pode-se afirmar que os valores encontrados para aeróbios, nesta pesquisa, estão ligeiramente

abaixo da faixa de variação dos valores encontrados na literatura técnica. Contudo, como cita Alcântara (2007), deve-se levar em conta que 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 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.

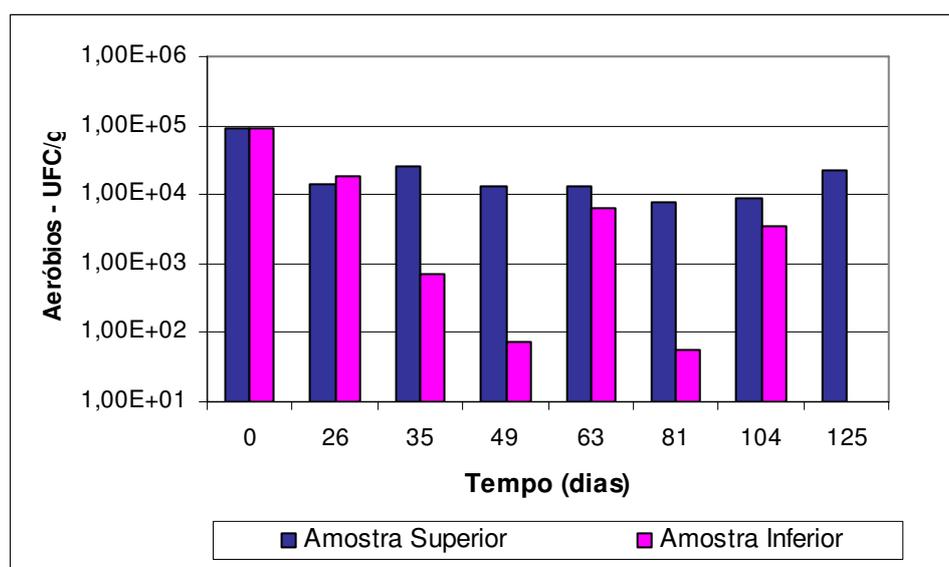


Figura 87 - Concentração de microrganismos aeróbios em amostras de resíduos sólidos.

4.4.2.3 Toxicidade e biodegradação

Durante esta pesquisa foram realizados testes de fitotoxicidade em duas profundidades, a fim de avaliar o grau de toxicidade e a sua influência na biodegradação dos resíduos no lisímetro. Além disso, objetivou-se verificar como a toxicidade afeta a biota microbiana e conseqüentemente os recalques. Paralelo ao teste de fitotoxicidade, foram também realizadas análises de metais (macronutrientes, micronutrientes e metais pesados),

com a finalidade de verificar o grau de influência desses metais na decomposição dos RSU no lisímetro.

As Figuras 88 e 89 mostram os resultados dos ensaios de fitotoxicidade: a Germinação Relativa da Semente (GRS) e o Crescimento Relativo da Raiz (CRR) para as sementes de repolho e tomate, respectivamente.

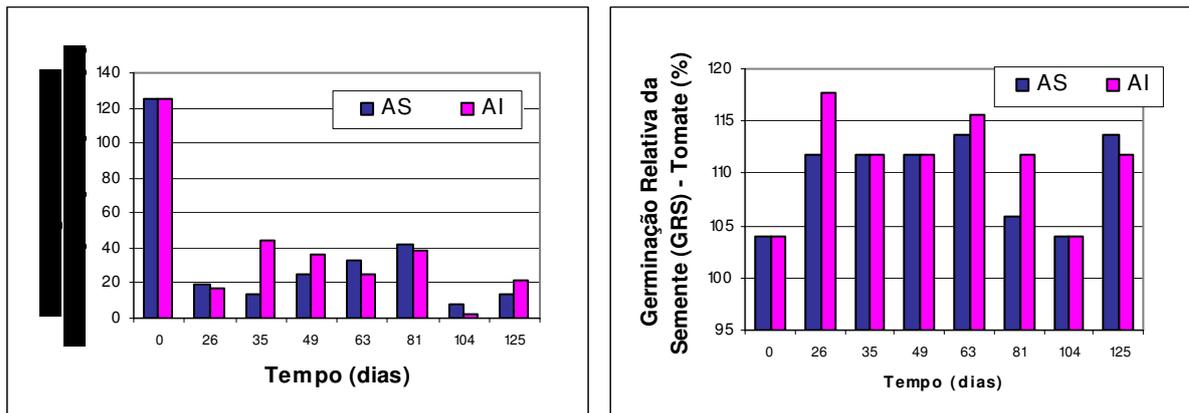


Figura 88 - Germinação relativa das sementes de repolho e tomate.

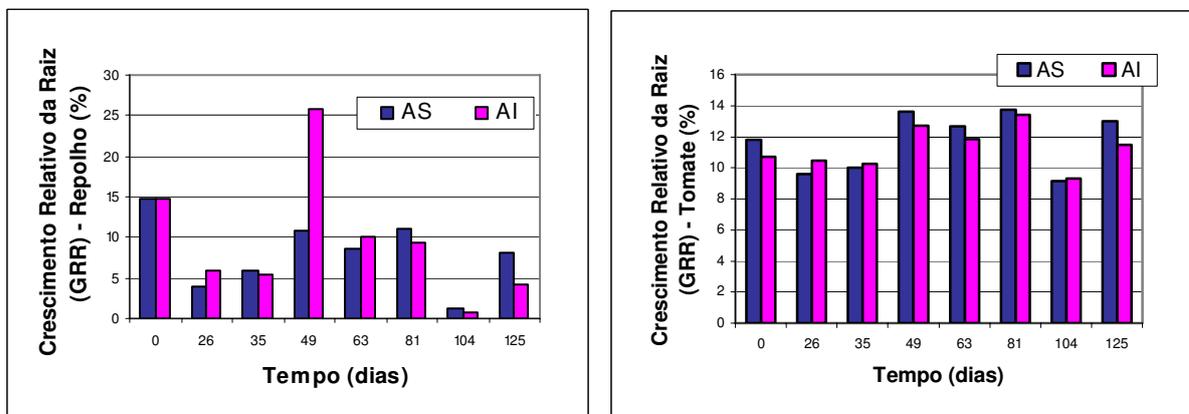


Figura 89 - Crescimento relativo das raízes das sementes de repolho e tomate.

De maneira geral, a toxicidade para ambos os parâmetros (crescimento e germinação da raiz) pesquisados no teste de fitotoxicidade apresentou oscilações. Verificou-se, contudo, a diminuição da toxicidade com a maturidade do resíduo.

As porcentagens de germinação das sementes de tomate variaram de 100 a 120%, embora tenha havido uma tendência para as porcentagens se estabelecerem em torno de 110%. Para as sementes de repolho as porcentagens de germinação variaram, em sua maioria, entre 2 e 45%. No caso do tomate houve uma certa uniformidade de valores de germinação e crescimento da raiz, tanto ao longo do tempo, como das duas porções de amostra. Para o

repolho, os valores obtidos foram mais inferiores devido a sua maior sensibilidade aos efeitos tóxicos dos materiais presentes na célula experimental. Os resultados obtidos nos testes de fitotoxicidade mostraram-se semelhantes aos alcançados por Tíquia *et al.* (1996), Melo (2003), Monteiro (2003) e Lins (2005), onde o repolho foi mais sensível ao teste de toxicidade comparado ao tomate. Como sugerem Cheung *et al.* (1989) *apud* Monteiro (2003) a semente de repolho é mais sensível do que a de tomate, por ter uma semente muito pequena, portanto, possui pequenas quantidades de reservas de alimentos. Sendo assim, necessita rapidamente de fontes de nutrientes externas. No estudo desses autores, o repolho foi a espécie mais sensível à toxicidade de metais e foi recomendado como espécie de teste para avaliação de toxicidade de metais pesados. Contudo, os autores afirmam que, a sensibilidade de uma espécie de planta também pode depender da tolerância à toxicidade. Estes achados sugerem que o tomate tem uma faixa larga de tolerância a amônia, ao cobre e ao zinco quando comparados a outras espécies estudadas. Contudo ressalta-se uma particularidade ocorrida, onde na determinação inicial desse parâmetro, anteriormente ao aterramento dos resíduos, a semente de tomate se mostrou mais sensível à toxicidade.

Com relação a germinação das sementes e crescimento da raiz, os resultados obtidos, também, mostraram-se semelhantes aos alcançados por Tíquia *et al.* (1996), Melo (2003), Monteiro (2003) e Lins (2005), onde os índices de germinação foram superiores ao do comprimento da raiz. Segundo Melo (2003) isto pode ser explicado pelo fato que a germinação é dependente de água. Como sugere a literatura, entre os fatores do ambiente, a água é o fator que mais influencia o processo de germinação. Com a absorção de água, ocorre a reidratação dos tecidos e, conseqüentemente, a intensificação da respiração e de todas as outras atividades metabólicas que resultam com o fornecimento de energia e nutrientes necessários para retomada de crescimento por parte do eixo embrionário.

Um aspecto importante relacionado à fitotoxicidade é que vários autores chegaram a resultados que indicaram que o lixiviado é mais tóxico que os resíduos. Os resultados de Melo *et al.* (2002) mostraram que, o fato do ambiente ser menos tóxico nos resíduos, permite um melhor desenvolvimento da biota microbiana, como também para o crescimento e germinação das sementes. Os resultados dos ensaios de quantificação de metais realizados por estes autores sugerem uma relação entre o índice de germinação e os níveis de metais pesados em diferentes profundidades. Tais análises são importantes para associar o grau de contaminação com a evolução microbiana e monitorar como os recalques se comportam em função da toxicidade, o qual afeta a biota microbiana.

Os metais quantificados nessa pesquisa, foram os pertencentes ao grupo de micronutrientes (Zn, Cu, Mn e Fe) e macronutrientes (K, Ca e Mg). Estavam previstas, ainda, as análises dos metais pesados (Cd, Cr, Pb e Ni), contudo por problemas técnicos com o equipamento, só foi possível realizar o ensaio durante a etapa inicial da pesquisa, ou seja, durante a caracterização dos resíduos para o enchimento do lisímetro.

Segundo Monteiro (2003) a presença de metais pesados nos RSU é uma constante, particularmente nas grandes cidades, onde a utilização de produtos domésticos que contém metais pesados é muito grande. Segundo Lawrence & McCarty (1965) os metais pesados são tóxicos à digestão anaeróbia, mesmo em baixas concentrações, McCarty (1993) também afirma que concentrações baixas, porém solúveis de sais de cobre, zinco e níquel são tóxicas e esses estão associados com a maioria dos problemas de toxicidade por metais pesados em processos anaeróbios. Sais de ferro e alumínio não são muito tóxicos devido as suas baixas solubilidades. As concentrações de metais mais tóxicos (cobre, zinco e níquel), que podem ser toleradas, são função da concentração de sulfetos que as imobilizam. Se a concentração de sulfetos for baixa, somente poderão ser toleradas baixas concentrações de metais pesados.

Contudo para que a fermentação e o crescimento microbiano ocorram em condições ótimas, é necessário que haja macro e micronutrientes em concentrações adequadas. Alguns metais leves (alcalinos, alcalinos terrosos), como o sódio, potássio, cálcio etc, podem aparecer em altas concentrações em certos despejos industriais. Estes íons não só podem ser estimulantes ou tóxicos, conforme a concentração, como também seus efeitos podem ser aumentados ou diminuídos pelos efeitos de sinergismo ou antagonismo por outros íons (HIRATA *et al.*, 1991). Metais, como zinco (Zn), são micronutrientes de planta, de microrganismo e de animais, mas em quantidades excessivas resultam em efeitos tóxicos.

McCarty (1964) *apud* Monteiro (2003) afirma que, na maioria dos casos, as substâncias tóxicas, quando presentes em baixas concentrações, podem estimular os processos biológicos. Desta forma, pode-se afirmar que o efeito de uma substância nos processos anaeróbios está relacionado com sua concentração, podendo inibir ou estimular o processo da digestão. Esse efeito depende também, de diversos fatores como temperatura, pH e presença de outras substâncias, devido à complexidade das reações que ocorrem no interior dos reatores.

As Figuras 90 e 91 mostram a concentração dos micronutrientes (Cu, Zn, Mn e Fe) na massa de resíduo. Os valores do Cobre estão limitados na Tabela 9, sua concentração, entre 4 e 380 mg/kg, encontra-se abaixo do limite aceitável. Não foi encontrado para o Ferro, algum tipo de limite aceitável, contudo verificou-se que a variação da concentração obtida (2.000 e 19.000 mg/kg) encontra-se dentro dos valores dos compostos citados na Tabela 8. O Zinco e o Manganês apresentaram baixa concentração em relação aos valores da Tabela 9, que apresenta os valores referenciados na literatura como críticos aceitos no solo, onde o Zinco variou entre 70 e 600 mg/kg e o Manganês entre 145 e 490 mg/kg. Estes valores, de uma maneira geral, com exceção do Cobre, estão dentro dos valores obtidos por Melo (2003) para o Aterro da Muribeca em Pernambuco. Levando em conta que a célula em que foram obtidos os resultados de Melo (2003) já estava maturada e que as concentrações de metais tendem, a principio serem altas pontualmente, pois os resíduos apresentam disposição recente e conseqüentemente apresenta altas concentrações de metais, espera-se ainda com o passar do tempo que as concentrações pontuais tendam a cair para os resíduos estudados, devido a processos físicos, químicos e biológicos. Monteiro (2003) explica como ocorre a distribuição dos metais na célula de resíduo ao longo do tempo:

1. no início, concentrações elevadas e pontuais, devido à presença de metais na massa de resíduo, havendo metais que permanecerão na sua forma sólida por longo período de tempo. Portanto, trata-se do conteúdo máximo do passivo dos poluentes;
2. com o passar do tempo ocorrerá a redução das concentrações em decorrência dos processos físicos, químicos e biológicos, que indicam a remoção desse passivo;
3. Após longo período de tempo os componentes que antes se encontravam na sua forma sólida, agora aparecem em forma iônica, dispersos por toda a célula de resíduo, portanto há uma tendência ao aumento das concentrações de metais sob a forma de compostos solúveis em toda a célula;
4. num período de tempo muito longo os teores de metais tenderão a cair.

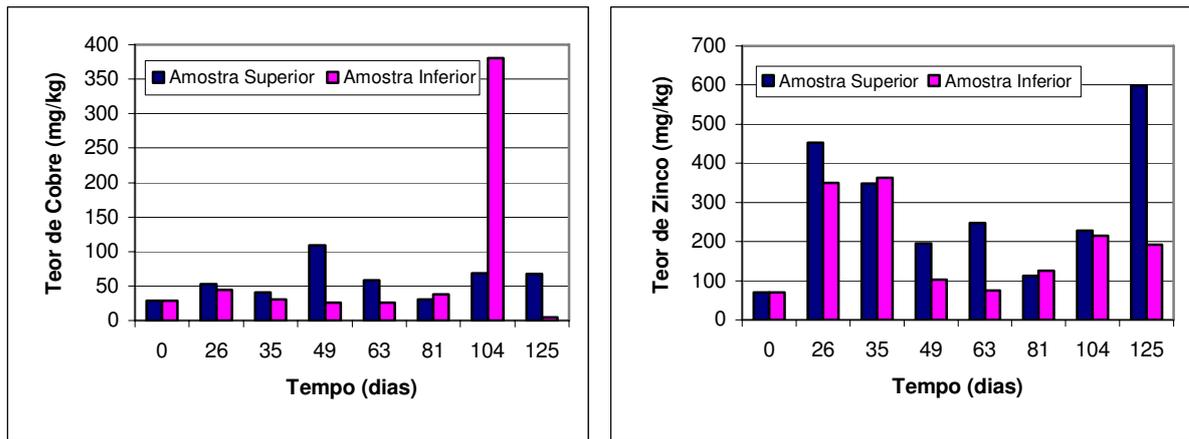


Figura 90 – Teor de cobre e zinco na massa de resíduos.

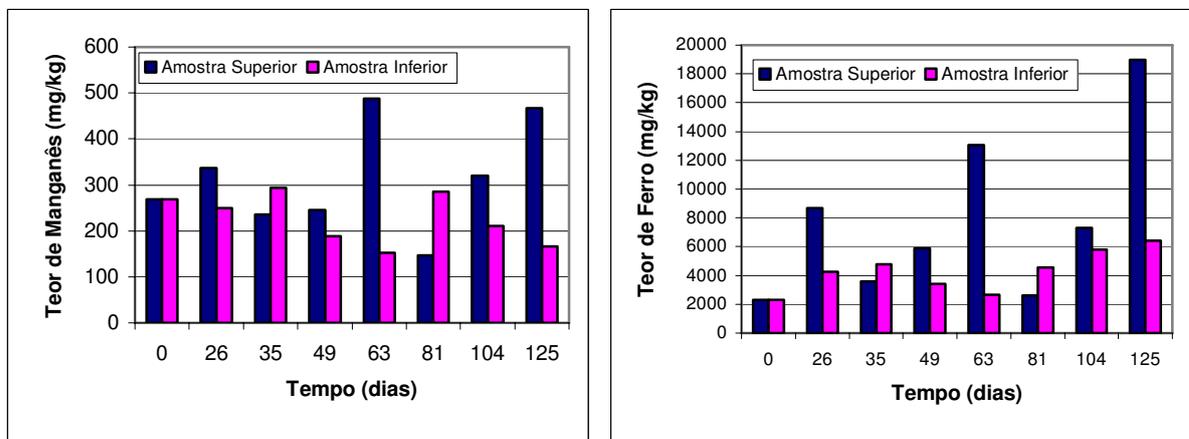


Figura 91 – Teor de manganês e ferro na massa de resíduos.

As Figuras 92 e 93 mostram a concentração dos macronutrientes (K, Ca e Mg) na massa de resíduo. Os valores encontrados para o Cálcio e Magnésio também estão de acordo com os obtidos por Melo (2003) para uma célula do Aterro da Muribeca. As concentrações de Cálcio variaram entre 2 e 47g/kg, de Manganês entre 1 e 7g/kg e de Potássio entre 2 e 14g/kg. Essas concentrações podem ser consideradas baixas em relação à literatura. Contudo, vale salientar, que de acordo com Lima (1994) *apud* Melo (2003) microrganismos que atuam durante a hidrólise e a fermentação reduzem as suas taxas de crescimento quando existe deficiência de nutrientes. No entanto, esta carência de nutrientes não ocasiona severas implicações no processo degradativo, pois esses microrganismos, normalmente têm altas taxas de crescimento. Todavia, tratando-se dos microrganismos metanogênicos, pequenas quantidades de nutrientes provavelmente contribui para o baixo numero de organismos dos vários grupos existente na célula experimental.

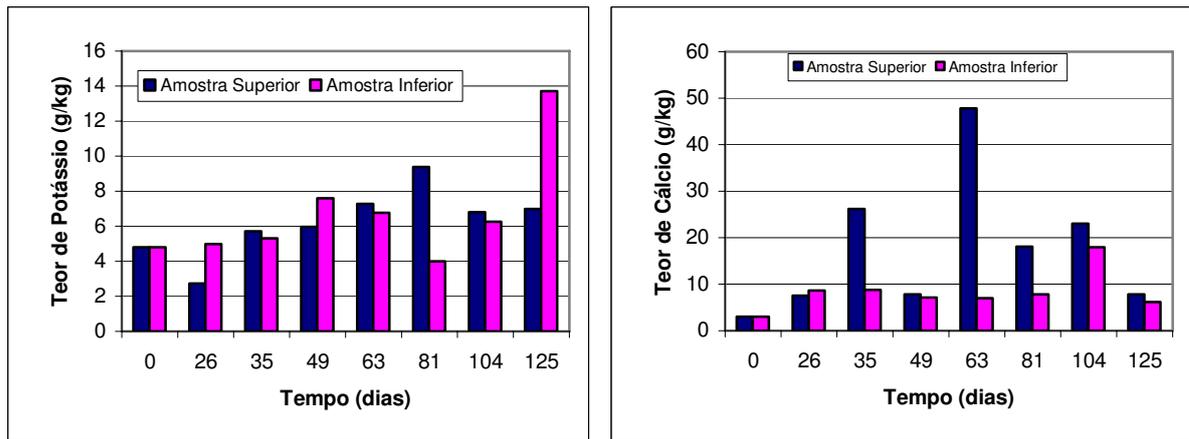


Figura 92 – Teor de potássio e cálcio na massa de resíduos.

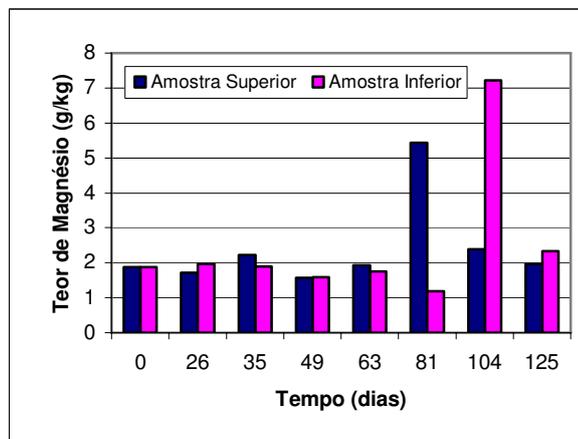


Figura 93 – Teor de manganês na massa de resíduos.

Para seguir se reproduzindo e funcionando corretamente, outro nutriente importante para os microrganismos é o fósforo. As concentrações obtidas para esse macronutriente, encontram-se na Figura 94. Foram realizados ensaios tanto na base seca, como na base úmida para esse elemento.

As concentrações de fósforo na base seca variaram entre 1 e 5g/kg de resíduo aterrado, estes valores estão de acordo com os valores obtidos por Alcântara (2007) na caracterização dos resíduos destinados ao enchimento de 2 lisímetros. As concentrações de fósforo na base líquida variaram entre 1,5 e 8 mg/l, estes valores estão abaixo dos obtidos por Monteiro (2003).

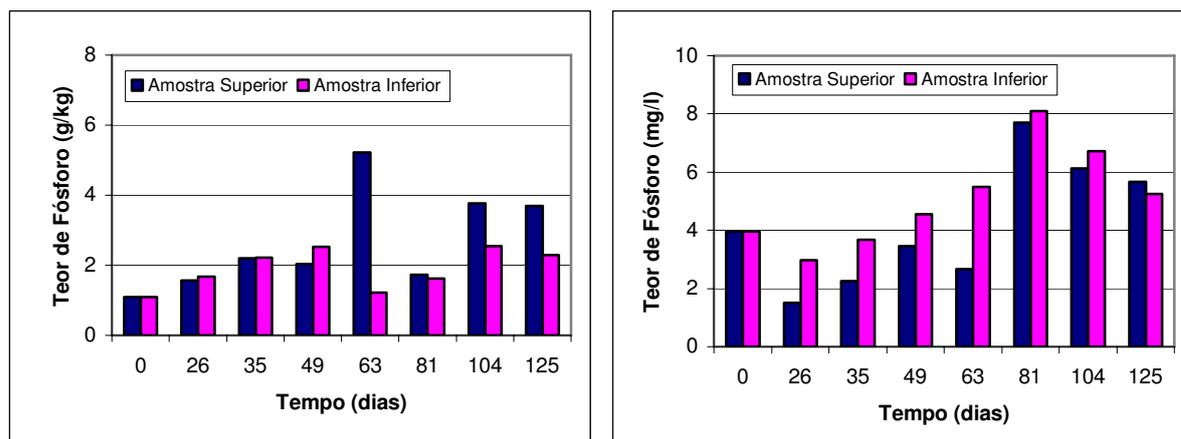


Figura 94 – Teor de fósforo na base seca e líquida.

Infelizmente, o conhecimento sobre as necessidades nutricionais dos microrganismos ainda é bastante restrito. Além disso, a grande maioria dos estudos sobre necessidades nutricionais dos microrganismos, em processos anaeróbios, são relacionados ao processo de tratamento de águas residuárias, sendo poucos os trabalhos sobre os resíduos sólidos (PINTO, 2000).

4.4.3 Medições “in situ”

4.4.3.1 Temperatura

A temperatura no interior de aterros constitui importante fator para a deflagração e evolução dos processos de degradação dos RSU, visto que a temperatura é um dos indicadores das reações bioquímicas que ocorrem no interior da massa de resíduo, em função da degradação da matéria orgânica.

Segundo Castilhos Jr. (2003) a atividade enzimática das bactérias depende estreitamente da temperatura, visto que é conhecido que alterações bruscas de temperatura causam desequilíbrio nas culturas envolvidas, principalmente nas bactérias formadoras de metano. Em torno de 10°C essa atividade é muito reduzida e, acima de 65°C, as enzimas são destruídas pelo calor. Há basicamente duas faixas de temperatura que resultam em condições ótimas para a produção de biogás metano – as faixas mesofílica e termofílica. A faixa mesofílica está entre 20°C – 40°C e a temperatura ótima está entre 30°C – 35°C. A temperatura termofílica fica entre 50° – 60°C. Os sistemas mesofílicos são muito sensíveis à variação da temperatura ambiente, podendo parar a geração de biogás no período de inverno em climas mais frios (SINGH & ANAND, 1994).

A Figura 95 mostra as temperaturas medidas na massa de resíduo aterrada ao longo do tempo.

Durante o período de monitoramento foram registradas temperaturas máximas em torno de 47°C, sendo as temperaturas mais elevadas registradas no início e fim do período de monitoramento. Alcântara (2007) similarmente em seus experimentos, observou temperaturas elevadas no início do monitoramento, em torno de 55°C e 63°C. O autor justifica as temperaturas elevadas no enchimento e início do monitoramento no fato que, 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 a elevação inicial de temperatura. Isso ocorre porque a diferença do potencial entre o O₂ e os doadores comuns de elétrons, como por exemplo, a glicose, é superior a 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.

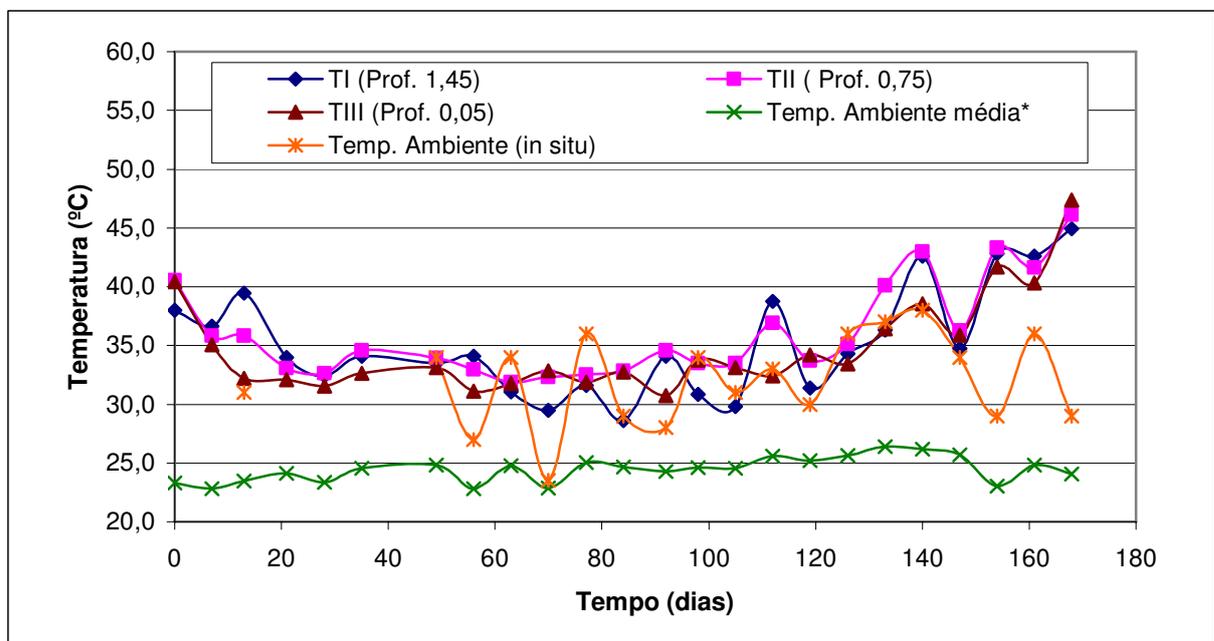


Figura 95 - Variação da temperatura na massa de resíduos em função do tempo.

Ao longo do tempo o oxigênio do meio é consumido rapidamente e os grupos predominantemente aeróbios dão lugar a organismos anaeróbios. Contudo esta fase de transição ocorre de forma brusca e estes novos grupos microbianos têm que se adaptar

enzimaticamente a este meio, para, só então começarem a duplicar-se. Nesta mudança de fase há um decréscimo na temperatura devido aos microrganismos anaeróbios gerarem menos calor durante o processo de degradação como pode ser visto nos primeiros 20 dias. Entre os dias 20 e 110, as temperaturas oscilaram na faixa de, aproximadamente, 30-35°C, passando por valores acima e abaixo da temperatura ambiente, embora sempre com uma tendência de elevação. Pode-se relacionar o decréscimo de temperatura conforme mostra a Figura 95 com a presença crescente de microrganismos anaeróbios, tendo em vista que durante a mudança de grupos degradativos a atividade metabólica (consumo de matéria orgânica) é menor, portanto as temperaturas do meio ficam reduzidas. Contudo com a ausência das análises dos microrganismos anaeróbios não se pode afirmar com exatidão este fato, apesar de que, nas amostras coletadas durante o decréscimo de temperatura verificou-se uma redução da concentração de microrganismos aeróbios (Figura 87).

Após o 110º dia, a temperatura dos resíduos permaneceu na maioria dos casos, acima dos 32°C, bem acima da temperatura ambiente, situada em torno de 25°C, principalmente a partir do 140º dia, embora seja possível perceber na Figura 95 que o comportamento geral da temperatura nos resíduos segue a mesma linha de tendência da temperatura média do ambiente.

Seria possível relacionar essa elevação gradual da temperatura com o crescente aumento dos grupos anaeróbios, caso esse parâmetro tivesse sido determinado, haja vista, estes organismos, provavelmente estarem numa atividade mesotérmica. Esse fato foi verificado em trabalhos com células experimentais por Junqueira (2000) e Alcântara (2007). Monteiro *et al.* (2006), em seu trabalho, mostra com clareza que os grupos microbianos têm um comportamento de sucessão, ou seja, os microrganismos aeróbios decrescem enquanto os microrganismos anaeróbios aumentam em número. Em seu experimento, os autores verificaram que, com o passar do tempo os organismos anaeróbios passam de valores em torno de 10^8 para 10^{12} NMP, principalmente na faixa inferior do lisímetro.

A Figura 96 ilustra a variação da temperatura na massa de resíduos de acordo com a profundidade. É possível perceber um comportamento diferenciado da temperatura ao longo da profundidade. Pode-se observar, uma tendência de valores maiores na porção intermediária. Deve-se esse fato, especialmente no início do monitoramento, durante a fase aeróbia inicial ou logo após, provavelmente a 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.

A média dos valores de temperatura apresentou-se dentro de uma faixa de limites aceitável para dados da literatura para que a degradação microbiana dos resíduos sólidos ocorra normalmente, ficando a maioria dos valores dentro da faixa mesofílica. Segundo Tchobanoglous *et al.* (1993) para uma maior eficiência do processo de digestão anaeróbia, os níveis de temperatura ótima são os mesofílicos (30 a 35°C) e termofílicos (50 a 55°C). Temperaturas abaixo do ótimo normalmente têm efeito mais significativo no crescimento microbiano do que temperaturas acima do ótimo.

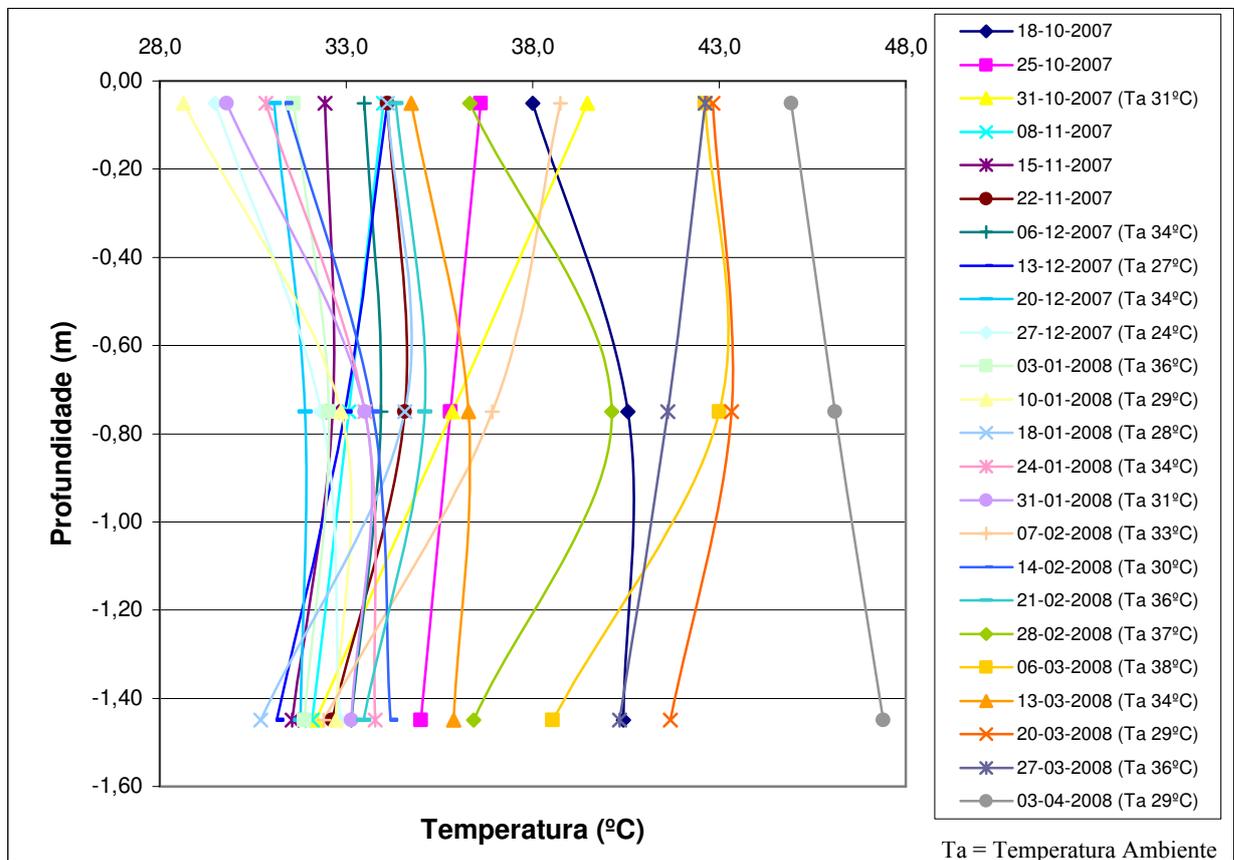


Figura 96 - Variação da temperatura na massa de resíduos de acordo com a profundidade.

Deve-se ressaltar que as temperaturas medidas pelos termopares no lisímetro podem sofrer variações no centro e nas laterais. Isto pode ocorrer devido a possíveis trocas de calor do meio interno com o externo, caracterizando o efeito parede. Entretanto, mais estudos devem ser efetivados a fim de entender melhor como se processa tal efeito e quais as suas relações com a microbiologia e recalques.

4.4.3.2 Recalque – Análise geral com o tempo e profundidade

Como mencionado no Capítulo 3, o monitoramento dos recalques foi realizado com o uso de 4 placas circulares (R_1 , R_2 , R_3 e R_4) instaladas na superfície e em profundidade. As placas de recalque superficiais (R_3 e R_4) foram instaladas sobre a massa de resíduo após a colocação de uma camada de solo para regularização. Uma das placas em profundidade (R_1) foi instalada logo acima da camada de solo na interface camada de base / massa de resíduo e a outra (R_2) distante 0,75m da face superior da camada de base.

O período de monitoramento dos recalques correspondeu há 168 dias (aproximadamente 6 meses), entre as datas 18/10/2007 e 03/04/2008, sendo realizadas leituras desse parâmetro semanalmente.

É importante ressaltar que a previsão de recalques em maciços de resíduos é complexa e envolve variáveis de difícil quantificação (SILVA *et al.*, 1998). Deformações entre 10 e 30% da altura original do aterro têm sido reportadas na literatura. Contudo, se, por um lado, a elevada compressibilidade dos aterros de resíduos sólidos urbanos é problemática, por outro, prolonga a vida útil do aterro, possibilitando disposições adicionais (CARVALHO, 1999).

As Figuras 97 e 98 mostram a evolução dos recalques e da deformação específica da massa de resíduos, em função do deslocamento das placas superficiais e profundas, respectivamente. De um modo geral os recalques e as deformações específicas superficiais e em profundidade tiveram um comportamento semelhante ao longo do tempo, em especial as placas R_3 e R_4 , assim como, apresentaram uma redução em sua magnitude e velocidade com o tempo (Figura 99), como era esperado. Justifica-se as variações nas magnitudes e velocidades dos recalques, tanto superficiais como em profundidade, em decorrência, principalmente, da heterogeneidade do material.

O recalque total máximo (168mm) da massa de resíduos foi observado na Placa R_3 , que se encontra no centro da célula experimental (Figura 54) e a deformação vertical máxima da massa de resíduos foi de 10,30% (considerando a altura máxima da massa de resíduos de 1,50m) também observada na Placa R_3 (Figura 97 e 98). Observa-se que os recalques são maiores no centro do lisímetro o que condiz com o esperado. De acordo com Melo *et al.* (2006) no centro da célula em aterros sanitários, teoricamente tem-se a maior espessura de resíduos, portanto maior quantidade de matéria orgânica e provavelmente maiores taxas de degradação, conseqüentemente, maiores recalques. Nas bordas da célula têm-se menores

espessuras devido à proximidade dos taludes, portanto é de se esperar que se tenham os menores valores de recalques. Vale ressaltar que o valor de 10,30% é relativamente alto tendo em vista a pouca idade da célula experimental, uma vez que, como mencionado anteriormente, os recalques máximos previstos ao final da vida útil de um aterro são da ordem de 30% da altura inicial da camada de resíduo. Porém, o decréscimo dos valores de recalque, observados na Figura 99, apontam para um avanço cada vez mais lento desse parâmetro. Além disso, o fato do alto teor de matéria orgânica na composição inicial dos resíduos ($\cong 70\%$) permite recalques maiores e mais rápidos, conforme Moreda (2000). Um fator que pode ter influenciado, também, na magnitude dos recalques mecânicos foi à retirada de amostra de resíduos, haja vista a reduzida dimensão do lisímetro. De uma maneira geral, os recalques foram os esperados, conforme a literatura.

Observou-se também, apenas valores nulos de deslocamento para a placa R₁, como era esperado, pois a placa está situada sobre a camada de base, que não sofreu deslocamento significativo, sendo utilizada como referência (indeslocável).

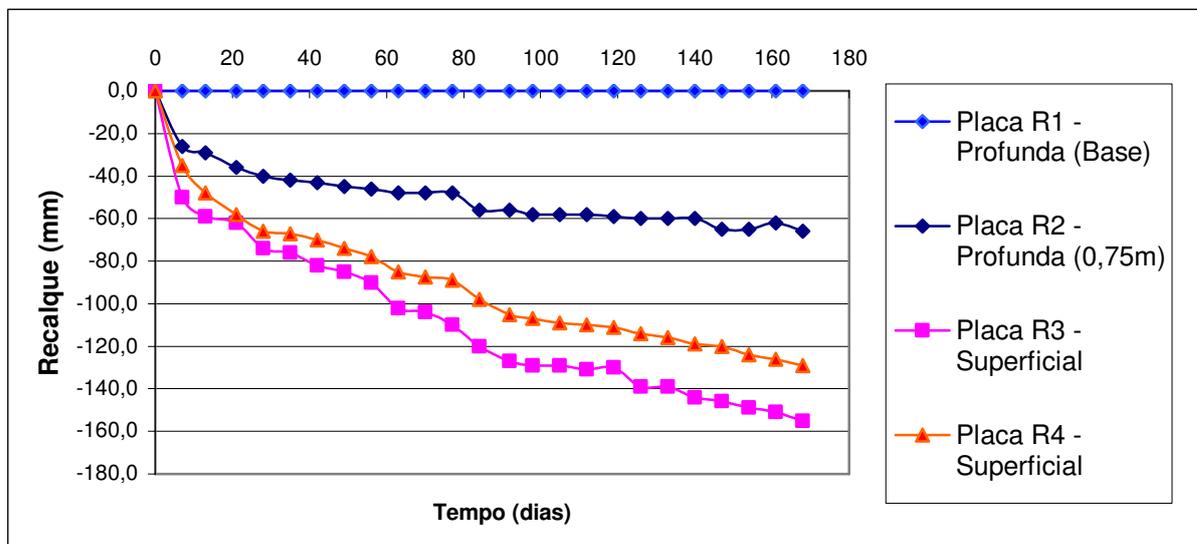


Figura 97 – Evolução temporal dos recalques da massa de resíduos na superfície e em profundidade.

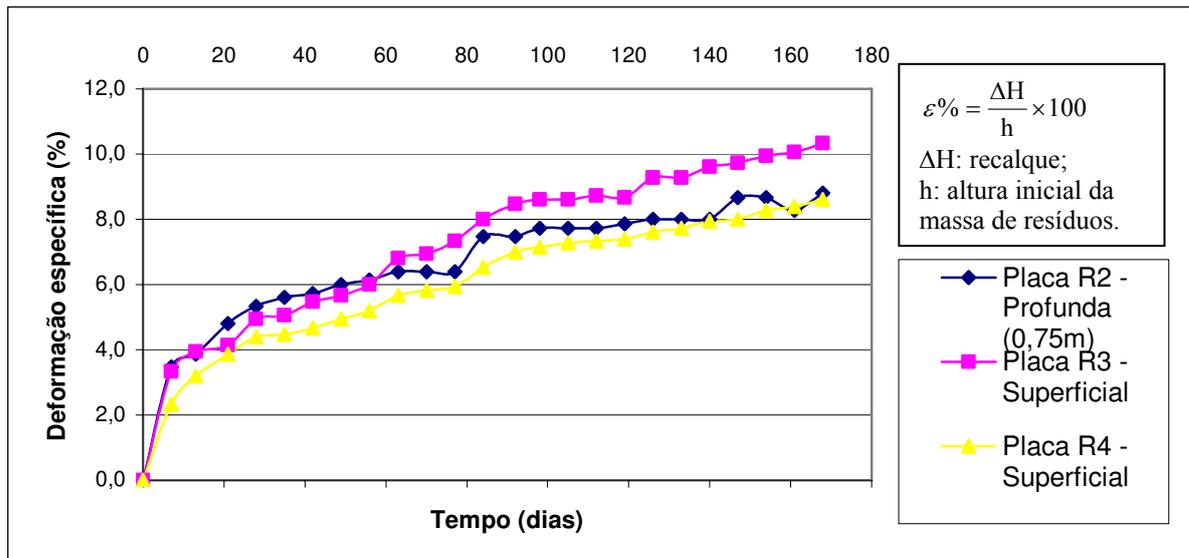


Figura 98 – Evolução temporal da deformação específica da massa de resíduos na superfície e em profundidade.

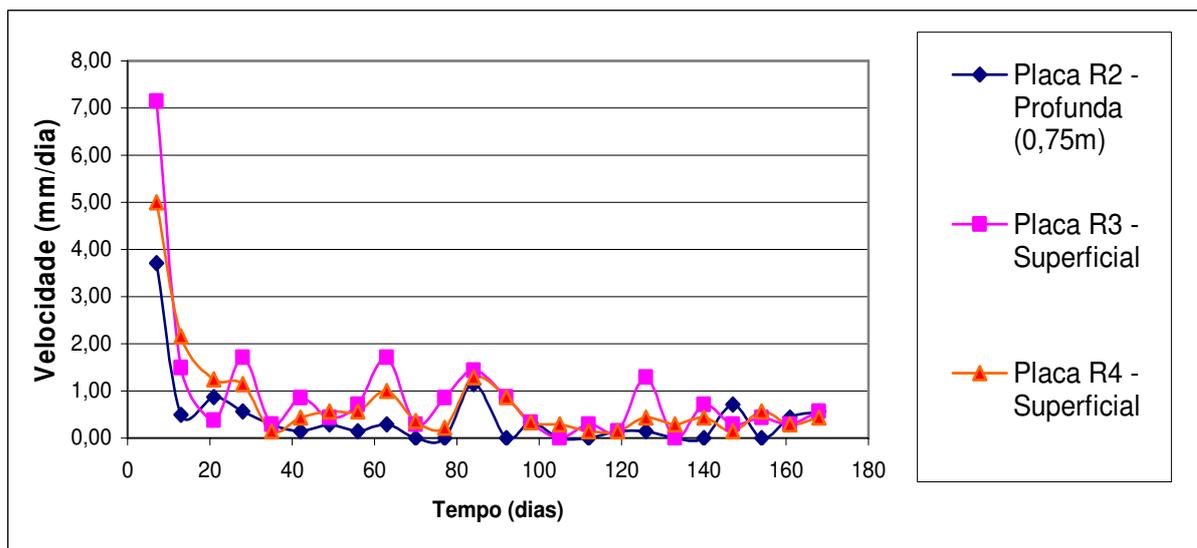


Figura 99 – Evolução temporal da velocidade dos recalques na superfície e em profundidade.

4.4.3.2.1 Análise do comportamento dos recalques: aspectos mecânicos, biológicos e climáticos

Em nova abordagem sobre os recalques associados à biodegradação, Melo (2003) mostrou que os recalques que ocorrem num aterro de RSU são bastante complexos, pois estes recalques são devidos a relações intrínsecas de fenômenos biológicos associados também a fenômenos mecânicos, estando ambos sob a influência das condições climáticas. Quando se fala de recalques em aterros, costuma-se pensar que eles ocorrem separadamente, entretanto, os recalques primários e secundários podem ocorrer conjuntamente, embora o primário tenha maior expressão nos primeiros 30 dias (SOWERS, 1973; ESPINACE, 2000). Contudo, nestes

primeiros dias, os recalques secundários podem se desenvolver juntamente com os primários, embora muito discretamente. Isto porque os microrganismos colonizam os resíduos logo após o descarte, degradando a matéria orgânica e, conseqüentemente, resultando em recalques secundários.

Foram observados valores de recalques mais elevados no início da pesquisa até o 28º dia, fato certamente associado à existência de recalques primários originados a partir da expulsão de líquidos e gases e secundários em decorrência da degradação da matéria orgânica presente na massa de resíduo. A partir do 28º dia até o 63º dia, observa-se uma redução na inclinação das curvas, apontando um decréscimo nos valores de recalque para todas as placas. A partir deste dia tem-se um intervalo de recalques zero até o 77º dia para a placa R2 (profunda). Observa-se que a placa R2, novamente, entre o 77º e 119º dia eleva o valor de recalque, seguido de recalque zero. Logo após o 140º dia, percebe-se um pequeno incremento de recalque seguindo posteriormente de maneira aproximadamente constante. Para as placas R3 e R4 (superficiais), a partir do 70º dia tem-se um incremento no recalque até o 112º dia, seguidos de recalques de magnitude nulas ou quase nulas. A partir do 119º um novo incremento é observado para essas placas. A Figura 100 ilustra os períodos onde ocorreram variações no recalque, bem como as precipitações registradas durante o período de monitoramento.

A análise dos recalques a seguir, foi baseada na análise feita por Melo (2003).

A Figura 100 mostra claramente que os maiores valores de recalque são produzidos no início da pesquisa, ocorrendo uma variação cíclica nestes valores com valores mais elevados e valores menores. Como esperado, no primeiro trecho, os maiores recalques estão associados ao recalque primário, expulsão de líquidos e gases e maior quantidade de matéria orgânica e, portanto maior carga. A degradação da matéria orgânica é acompanhada do aumento dos vazios. Estes vazios aumentam até um determinado limite, até suportarem a carga imposta pela própria massa de resíduo. Com a degradação da matéria orgânica os espaços ocupados pelas partículas sólidas são convertidos em líquidos e gases, portanto os espaços ocupados pela fase sólida agora são ocupados pela fase líquida (lixiviado) e gasosa, devido a mudanças de fase.

No primeiro período ocorrem aumentos dos vazios sucessivos devido à degradação seguidos de colapsos. Após este período de recalques intensos, tem-se um período de

recalques muito pequenos ou nulos. Estes valores de recalques muito pequenos podem ser explicados por uma degradação da matéria orgânica com um aumento dos vazios, entretanto as tensões impostas à massa de resíduo são menores, portanto com menor suscetibilidade a compressão. Após o período de recalques nulo novamente ocorre a aceleração dos recalques, entretanto estes recalques são menores que no primeiro período. Nesta etapa os vazios formados no período anterior, já não suportam a carga imposta, dando origem ao fenômeno de colapso, com recalques acelerados novamente.

Nota-se uma repetição no padrão de comportamento, em especial para as placas R3 e R4, contudo as diferenças entre os valores maiores e menores tornam-se cada vez mais reduzidas, uma vez que, com referido anteriormente, progressivamente os valores de recalque vão se reduzindo, associados à diminuição dos vazios no interior das massas e a redução dos teores de matéria orgânica contidas nos RSU, que aos poucos vai se degradando.

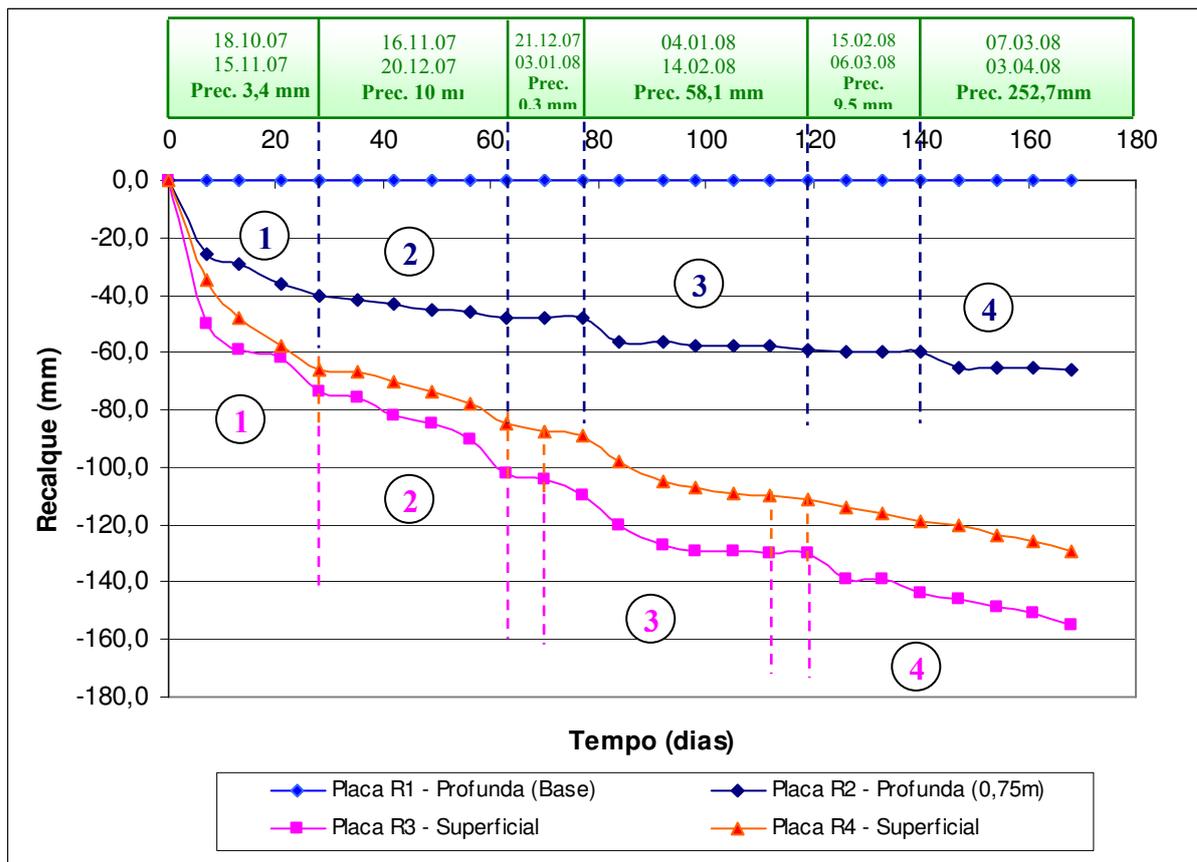


Figura 100 - Períodos onde ocorreram variações nos valores de recalque.

Outro fator que pode contribuir para os períodos de recalques zero é a presença de líquidos no interior da célula. Estes líquidos podem acumular-se nas profundidades maiores devido à intensa precipitação que ocorre em períodos chuvosos. Este acúmulo de líquidos

distribui as tensões de modo uniforme em todas as direções impedindo o adensamento. Este fato, normalmente, é observado em camadas mais profundas. Na Figura 100, nota-se que nesta camada não há recalques por um período maior de tempo. A partir do período de precipitações, mesmo que em pequena escala, os recalques já se tornam menores. Segundo Melo (2003) precipitações intensas podem desestabilizar o ambiente microbiano e conseqüentemente os recalques secundários serão menores. Os microrganismos diminuem a velocidade de degradação microbiana (cinética) pelo fato das águas que infiltram pela camada de cobertura permitirem que o oxigênio também infiltre. Este oxigênio extra desestabiliza o meio anaeróbio de degradação microbiana, reduzindo assim a cinética de degradação, e conseqüentemente os recalques.

Os resultados mostraram uma relação direta entre aspectos mecânicos, biodegradativos e climáticos. Com a análise dos recalques pode-se dizer que parte dos recalques obtidos estão associados à acomodação do material, porém não se pode atribuir que todo o movimento se deu em função disso. É indiscutível afirmar que parte dos recalques foi ocasionada devido à degradação do material conseqüente da decomposição por microrganismos. Assim como os resultados mostrados por Melo (2003), Monteiro (2003), Melo *et al.* (2006) e Alcântara (2007).

4.4.3.2 Recalque *versus* condições climática *versus* biodegradação

Fazer uma ligação entre a quantidade de microrganismos degradadores de matéria orgânica com a magnitude e velocidade dos recalques é bastante interessante. Pode-se dizer que há uma correlação entre essas grandezas, pois, à medida que um parâmetro varia os demais obedecem à mesma relação. Isto foi claramente observado no Aterro da Muribeca, por Melo *et al.* (2006).

No caso específico do lisímetro a Figura 101 mostra que, com o passar do tempo, tem-se uma diminuição nos valores de recalques e um decréscimo de microrganismos aeróbios. Inicialmente o recalque imediato verificado deve-se principalmente às cargas impostas do próprio resíduo. Passado este primeiro momento os recalques decrescem, pois a partir dessa fase estes recalques serão originados principalmente devido à degradação microbiana somado às cargas do próprio resíduo. Provavelmente, como demonstrado por Melo *et al.* (2006) e Monteiro *et al.* (2006) a taxa de microrganismos anaeróbios no lisímetro deve estar elevada, face o decaimento dos microrganismos aeróbios. Na verdade, este é o comportamento

esperado, contudo na ausência da determinação dos microrganismos anaeróbios, não se pode afirmar esse fato. Entretanto com o decréscimo dos microrganismos aeróbios espera-se a inversão dos grupos microbianos acompanhados da redução nos valores de recalques.

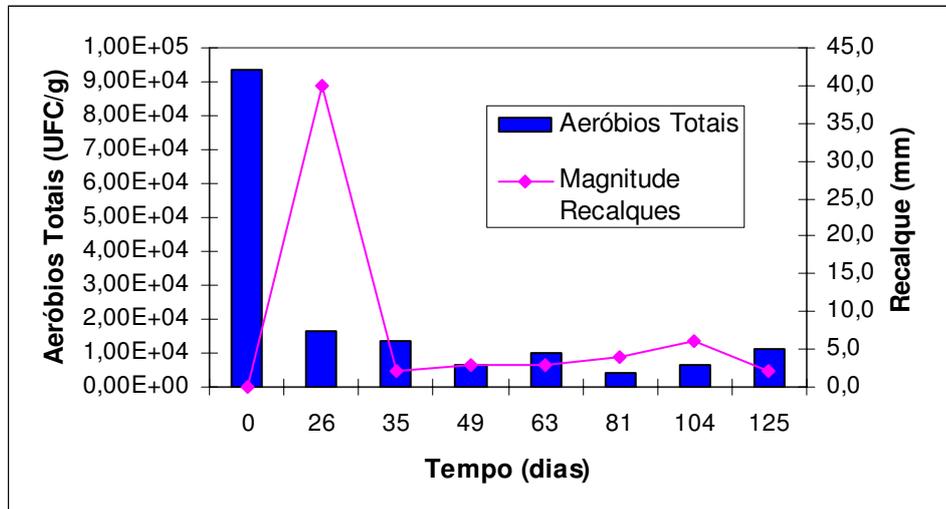


Figura 101 - Recalque versus microbiologia com o tempo.

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

5.1 Principais conclusões

Com base no trabalho desenvolvido ao longo da pesquisa e a partir dos resultados obtidos durante as etapas de desenvolvimento deste trabalho, tanto em campo como em laboratório, verificou-se que:

- a implantação da instrumentação foi essencial para o monitoramento do lisímetro, possibilitando o aperfeiçoamento, adaptação e o desenvolvimento de metodologias, equipamentos e instrumentos adequados a lisímetros de resíduos sólidos.
- o monitoramento desenvolvido permitiu, através dos parâmetros possíveis de obtenção, verificar as etapas e eficiência do processo de decomposição dos resíduos depositados, principalmente através da coleta de amostras, contribuindo para o entendimento do comportamento geotécnico dos resíduos.
- a aplicação da instrumentação proposta subsidia o aprimoramento técnicas de amostragem de resíduos sólidos, visto que, de uma maneira geral, a literatura não apresenta técnicas de amostragem adequadas para se obter dados específicos em aterros. A geotecnia convencional apresenta opções, contudo os resíduos ao contrário dos solos é um material de grande heterogeneidade, que sofre processos físico-químicos e microbiológicos como a degradação da matéria orgânica, logo são necessárias técnicas apropriadas para se obter amostras representativas, que busquem tanto aspectos quantitativos, quanto qualitativos, superando as dificuldades inerentes ao trabalho com um material de comportamento tão complexo como o RSU.
- os resultados obtidos da análise do solo para utilização como camada de base e cobertura de aterros foram considerados satisfatórios. Contudo, pode-se, também, optar pela utilização de um sistema misto envolvendo geomembranas sintéticas. Essa junção na impermeabilização da camada de base do aterro sanitário representa uma garantia a mais caso o solo não apresente a permeabilidade estimada, devido a fatores no campo como a falta de controle da compactação.
- de maneira geral os RSU da cidade de Campina Grande apresentam parâmetros físicos iniciais compatíveis com a literatura técnica e as condições brasileiras.

- a matéria orgânica representa a maior parcela dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB, sendo composta basicamente por restos de alimentos e restos de podas, destacando ainda o elevado percentual de têxteis sanitários. Esta matéria orgânica poderá ser utilizada para produção de biogás e/ou composto orgânico, através de processo de compostagem, propiciando a redução de diversos tipos de impactos, além de contribuir para a sustentabilidade ambiental.
- o conhecimento das características dos resíduos gerados, seus teores de umidade e massa específica possibilitarão o dimensionamento e a otimização da coleta e do transporte dos RSU, assim como a viabilização do tratamento e da disposição adequada destes resíduos, considerando que os problemas gerados pelos RSU têm particularidades discrepantes entre localidades, principalmente quanto à composição, quantidade e periodicidade dos resíduos gerados.
- os RSU coletados na cidade de Campina Grande, na sua caracterização inicial, apresentaram propriedades ligeiramente ácidas, elevado teor de sólidos voláteis e baixa concentração de metais pesados.
- em geral os parâmetros analisados registraram uma desestabilização do meio, prejudicando o processo de biodegradação dos resíduos, em especial a relação AGV/AT e C/N.
- a ausência de lixiviado, bem como a não determinação de outros parâmetros (anaeróbios, nitrato, metais pesados etc) devido a problemas operacionais no desenvolvimento desta pesquisa ao longo do monitoramento dificultou conclusões mais estreitas envolvendo a correlação entre os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos.
- que a ordem de grandeza que expressa a quantidade de fungos e microrganismos aeróbios tendeu a reduzir com o tempo, principalmente para a porção inferior, onde, provavelmente, tem-se condições mais anaeróbias.
- os teores de metais encontrados nos resíduos foram inferiores aos encontrados na literatura, logo não se atribui a desestabilização do meio à presença desses elementos.
- a temperatura no interior do lisímetro teve um comportamento característico de cada fase degradativa. Inicialmente, mantendo-se alta, típica de ambiente aeróbio e decaindo com o passar do tempo à medida que se estabelecia, provavelmente, um ambiente anaeróbio.

- a média dos valores de temperatura apresentou-se dentro de uma faixa de limites aceitável para dados da literatura para que a degradação microbiana dos resíduos sólidos ocorra normalmente, ficando a maioria dos valores dentro da faixa mesofílica.
- foram observadas três etapas de comportamentos distintos dos recalques, tanto nos recalques superficiais e, mais visivelmente, nos medidos em profundidade. Estas três etapas do comportamento dos recalques foram explicadas através de relações diretas entre aspectos mecânicos, biodegradativos e climáticos.
- com o passar do tempo, tem-se uma diminuição nos valores de recalques e um decréscimo de microrganismos aeróbios. Inicialmente o recalque imediato verificado deve-se principalmente às cargas impostas do próprio resíduo. Passado este primeiro momento os recalques decrescem, pois a partir dessa fase estes recalques serão originados principalmente devido à degradação microbiana somado às cargas do próprio resíduo.
- os resultados obtidos ao logo desta pesquisa poderão contribuir com dados para instalação de um aterro sanitário na cidade de Campina Grande, haja vista, não há no município um aterro sanitário para dispor os resíduos gerados de maneira a satisfazer as normas e diretrizes ambientais; apenas se dispõem os resíduos em vazadouros a céu aberto.

5.2 Sugestões para trabalhos futuros

- Para melhor eficiência da instrumentação sugerida neste trabalho, recomenda-se trabalhar com lisímetros com volumes maiores para facilitar a localização, nivelamento e fixação (amarração) da instrumentação, bem como facilitar a movimentação do operador para instalação dessa instrumentação.
- O aprimoramento de técnicas de amostragem de resíduos sólidos visto que, de uma maneira geral, a literatura não apresenta técnicas de amostragem adequadas para se obter dados específicos em aterros.
- Avaliação da camada de cobertura quanto à infiltração de líquidos e de gases a fim de relacioná-la a eficiência da degradabilidade da matéria orgânica, bem como a realização dos ensaios necessários para viabilizar sua utilização, incluindo ensaio de contração, sucção e permeabilidade ao ar.

- Estudos mais detalhados devem ser desenvolvidos sobre fitotoxicidade em RSU para se ter mais confiabilidade da toxicidade que os RSU apresentam, além de ensaios relativos à concentração de metais, que ainda são pouco referenciados na literatura.
- Sugere-se o estudo de recalques associados a modelos matemáticos, levando-se em consideração as condições climáticas locais e a cinética de degradação microbiana em cada fase de degradação da matéria orgânica dispostas em Aterros de RSU.
- Desenvolvimento de pesquisas relacionadas ao comportamento de aterros na busca de mais parâmetros tanto de lixiviado, como de sólidos, para dimensionamento de aterros e estabelecer correlações entre os aspectos geotécnicos, climáticos e físico-químicos e microbiológicos.

REFERÊNCIAS

ABRELPE. **Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais**. 2006.

AGÊNCIA Nacional de Vigilância Sanitária. **Descrição dos Meios de Cultura Empregados nos Exames Microbiológicos (Módulo IV)**. 2004. Disponível em: <http://www.anvisa.gov.br/servicosaude/manuais/microbiologia/mod_4_2004.pdf>. Acesso em: outubro de 2007.

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: março de 2008.

ALCÂNTARA, P.B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. 2007. 364p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco. UFPE. Recife. 2007.

ALCITURRI, J. M. S. **Comportamento Geotécnico de Vertedores de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2000. In: Seminários Sobre Aspectos Geotécnicos do Projeto e Construção de Aterros de Resíduos. Sociedade Portuguesa de Geotecnia. Lisboa.

ALMEIDA, G.C.P. **Caracterização Física e Classificação dos Solos**. 2005. Universidade Federal de Juiz de Fora, Faculdade de Engenharia. Juiz de Fora – MG.

ALVES, M. M. **Lixo**. Disponível em: <<http://www.coladaweb.com/geografia/lixo.htm>>. Acesso em: março de 2008.

ANDRADE, F. R. **Resíduos Sólidos provenientes de coletas especiais: Eliminação e valorização**. Rio de Janeiro, RIMA: ABES, 2001.

ANTONIUTTI NETO, L.; VAL, E.C.; ABREU, R.C. **Desempenho de piezômetro Vector em aterro sanitário**. 1995. 2: 593-601. Anais do III Simpósio sobre Barragens de Rejeitos e Disposição de Resíduos.

APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examinations of Water and Wastewater**. 1998. Washington, DC.

ARRUDA, A.C.S. *et al*, **Estudo do Comportamento de Parâmetros Físico-Químicos Relacionados ao Processo de Estabilização de Resíduos Sólidos Urbanos no Sistema de Remediação de São Giacomo–Caxias do Sul - RS**, XVIII Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1995. Anais. Salvador BA.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457**: Amostras de solo - preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização método de ensaio. Rio de Janeiro, 1986a. 9p

_____. **NBR 6459**: Solo - determinação do limite de liquidez – método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984a. 6p.

_____. **NBR 6502**: Rochas e solos – terminologia. Rio de Janeiro, 1995.

_____. **NBR 6508**: Grãos de solo que passam na peneira 4,8mm - determinação da massa específica – método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984b. 8p.

_____. **NBR 7180**: Solo - determinação do limite de plasticidade – método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984c. 3p.

_____. **NBR 7181**: Solo - análise granulométrica – método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984d. 13p.

_____. **NBR 7182**: Solo - ensaio de compactação – método de ensaio. Rio de Janeiro, 1986b. 10p.

_____. **NBR 7185**: Solo – determinação da massa específica aparente, “in situ” com emprego do frasco de areia – método de ensaio. Rio de Janeiro, 1986c. 7p.

_____. **NBR 8149**. Apresentação de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos. 1992.

_____. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos – classificação. Rio de Janeiro, 2004a. 74p.

_____. **NBR 10006**: Resíduos Sólidos - procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004b. 3p.

_____. **NBR 10007**: Resíduos Sólidos – amostragem de Resíduos. Rio de Janeiro, 2004c. 21p.

_____. **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos - critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

_____. **NBR 14545**: Solo – determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a caga variável. Rio de Janeiro, 2000. 12p.

ASTM. **D 2487 – 85**: Test methods for classification of soils for engineering purposes. USA: USCS, 1987.

BALDOCHI, V. M. Z. **Comportamento dos ácidos voláteis no processo de estabilização anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos/ USP, 1990.

BARBOSA, H.R.; TORRES, B.B. **Nutrição e Metabolismo Bacteriano**. 1999. In: Trablusi, L.R. Altherthum; F. Gompertz, O.F.; Candeias J.A.N (eds). Microbiologia. 3 ed, Atheneu. São Paulo. Cap 3.

BARLAZ, M. A.; HAM, R.K., SCHAEFER, D.M. **Methane production from municipal refuse: a Review of Enhancement techniques and microbial dynamics**. CRC Critical Reviews in Environmental Control, 1990.

_____; SCHAEFER D.M.; HAM R.K. **Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill**. 1989. p.55-65. Applied Environmental Microbiology. London, V.55.

BARROS, H. L. **Estudo de balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa UFV: 2004.

BATSTONE, R.; SMITH, J.; WILSON, D. **The Safe Disposal of Hazardous Wastes – The Special Needs and Problems of Developing Countries**. 1989. World Bank Technical, n° 93, Vol 1 e 2. Washington D.C.

BIDONE, F.R.A. **Resíduos Sólidos provenientes de Coletas Especiais: Eliminação e Valorização**. 2001. Projeto PROSAB 2. ABES, Rio de Janeiro.

_____; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. 1999. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo – USP.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. New York: John Wiley & Sons, 1999. 578p.

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.

BORGLIN, S. E; HAZEN, T. C., OLDENBURG, C. M.; ZAWISLANSKI, P. T. Comparison of Aerobic and Anaerobic Biotreatment of Municipal Solid Waste. 2004. J. Air & Waste Manage. Assoc. V. 54.

BRUNETTO, G.; MELO, G. W.; KAMINSKI, J.; FURLANETTO, V.; BELLO FILHO, F. Avaliação do método de perda de peso por ignição na análise de matéria orgânica em solos da Serra Gaúcha do Rio Grande do Sul. 2006. Revista Ciência Rural v.36 N.6 Santa Maria Nov./Dec.

CAMPOS, S. **Biodiversidade: perspectivas e oportunidades tecnológicas**. Microbiologia e Saneamento Ambiental. 2003;

CARVALHO, M. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. 1999. Tese (Doutorado em Engenharia) – EECC – USP - São Carlos.

_____; VILAR, O. **Comportamento de resíduos sólidos urbanos em compressão confinada**. 1998. pp. 1717–1724. Anais do XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, Brasília, v.3.

CASTILHOS JR. A.B. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte**. 2003. pp 1-294. Projeto PROSAB, ABES-RJ. Florianópolis – SC.

_____; LANGE, L.C.; GOMES, L.P.; PESSIN, N. **Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades (coletânea de trabalhos técnicos)**. 2002. 104 p. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: RiMa, ABES.

CEPOLLINA, M.; KAIMOTO, L.S.A.; MOTIDOME, M.J.; LEITE, E.F. **Monitoramento em Aterros Sanitários durante a Operação: Desempenho Mecânico e Ambiental**. 2004. RESID'2004 – Seminário sobre Resíduos Sólidos. ABGE: São Paulo.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Resíduos sólidos urbanos e limpeza pública**. 1990. São Paulo – SP.

CHEN, R.H.; CHOU, I.H. **The settlement behaviour of municipal waste**. 1998. Proc. 4th International Symposium on Environmental Geotechnology, Boston.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Biodigestores Anaeróbios**. 1997. 246 p. Belo Horizonte – MG. v. 5.

_____. **Reatores anaeróbios**. 1993. DESA. Belo Horizonte – MG.

CHEUNG, Y.H.; WONG, M.H.; TAM, N.F.Y. **Root and shoot elongation as an assment of heavy metal toxicity and Zn equivalent value of edible crops**. 1989. Hydrobiol. 188/189, pp.377-383.

CHRISTENSEN, T.H.; KJELDSEN, P. **Basic biochemical process in landfills**. 1989. In: CHRISTENSEN, T.H.; COSSU, R.; STEGMANN, R (eds). Sanitary Landfilling: process technology and environmental impact. London: Acadmic Press.

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**. 2005. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Campo Grande. Rio de Janeiro.

COMPAM. Comércio de Papéis e Aparas Mooca Ltda. **O que é resíduo**. Disponível em: <<http://www.compam.com.br/residuo.htm>>. Acesso em: Dezembro de 2006.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução 357/2005**.

COUMOULOS, D.; KORYALOS, T; METAZAS, L.; GIOKA, D. **Geotechnical investigations at the main landfill of Athen**.1995. In: Landfill Symposium, Cagliari. 5th International Landfill Symposium.

CRUZ, M.L.F.R. **A Caracterização de Resíduos Sólidos no Âmbito da sua Gestão Integrada**. 2005. Tese (Mestrado). Universidade do Minho Escola de Ciências.

D'ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. 2000. São Paulo: IPT/CEMPRE.

DE BERTOLDI, M; VALLINI, G; PERA, A. **The biology of composting: a review**. In: Waste management & research. 1993.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS E RODAGENS. **ME 052**. Solos e Agregados Miúdos - Determinação da umidade com emprego do Speedy. Rio de Janeiro, 1994.

DILALLO, R.; ALBERTSON, O.E. **Volatile acids by direct titration**. Journal of Water Pollution Control Federation, New York, v.33, n.4, p.350-364, 1961.

DINIS, J. **Lixiviados de Aterros Sanitários**. 2000. Sector de Tecnologias do Ambiente. Escola Superior Agrária de Coimbra. Portugal.

EDIL, T.B.; RANGUETE, V.J.; WUELLNER, W.W. **Sttlemente of municipal refuse: geotechnics of waste fills – theory and pratice**. 1990. West Conshohocken, Pa.: Landva and Knowles; ASTM.

ECKENFELDER, W. **Principles of Water Quality Management**. 1991. Krieger Publishing Company. Malabar. Florida. EUA.

EL-FADEL, M.; AL-RASHED, H. **Settlement in municipal solid waste landfills I. field scale experiments.** 1998. J. Solid Waste Tec. Manag.

ELSBURY, B.R.; DANIEL, E.D.; SRADERS, G.A.; ERSON D.C. **Lessons Learned from compacted clay liner.** *Journal of Geotechnical Engineering*, 116 (11) pp. 1641 – 1661. 1990;

EMA. Associação de Ecologia e Meio Ambiente de Piranhas Disponível em: <<http://www.mariaesmeria.com.br/escola/paginas/problemas.htm>>. Acesso em: março de 2008.

ENGEORPS. Corpo de Engenheiros Consultores. Rel: estado da arte dos aterros sanitários. 1996. São Paulo.

ESPINACE, R. **La Geotecnia Ambiental Aplicada a los Vertederos Sanitarios.** 2000. Curso XX: Vertederos Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos: Uma Perspectiva Internacional. Suances. España.

_____; GONZALES, J.H.P.; SÁNCHEZ-ALCITURRI, J.M. **Experiencias de aplicación de modelos para la determinación de los asentamientos de rellenos sanitarios.** 1999. pp. 473–479. Anais do XI Congresso Panamericano de Mecânica dos Solos e Engenharia de Fundações. Foz do Iguaçu – PR.

FASSET, J.B.; LEONARDO, G.A.; REPETTO, P.C. **Geotechnical Properties of Municipal Solid Wastes and Their Use in Landfill Desing.** 1994. In: Waste Technical Conference. Charleston.

FERNANDES, C. **Digestão anaeróbia.** Disponível em: <<http://www.dec.ufcg.edu.br/saneamento/DigeAnae.html>>. Acesso em: fevereiro de 2008.

FERREIRA, M. A. S.; MAHLER, C.F. **Avaliação do Solo das Camadas de Cobertura Intermediárias e Finais Estudo de Caso.** 2006. p.1377-1382. In: COBRAMSEG 2006. v. 3.

FERREIRA, R. da S. **A educação superior em revista: diagnóstico do ensino da geotecnia em Santa Catarina.** 1997. Relatório final de licença sabática. Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina-RS.

FIRMO, A. L. B. **Projeto: Avaliação do Potencial Energético do Biogás proveniente de Aterros de Resíduos Sólidos – PRONEX.** 2005. Recife-PE.

FORESTI, E. **Sistema de tratamento anaeróbio.** In: III Curso de Tratamento Biológico de Resíduos. Universidade Federal de Santa Catarina, 1997.

_____; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A.V. **Fundamentos do tratamento anaeróbio.** 1999. In: CAMPOS, J.R. (Ogr.). Sistemas anaeróbios para tratamento de esgoto doméstico. Rio de Janeiro: ABES.

FRANCESCHET, M.; CASTILHOS Jr.; A.B.; MACCARINI, M.; PRIM, E.C.C.; FUNARI, C. **Estudo dos solos utilizados para impermeabilização da camada de base e de cobertura de aterros sanitários de Santa Catarina.** 2005. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES.

FRY, L.J. **Practical Building of Methane Power Plants for Rural Energy Independence**. 1975. D.A. Knox, Andover. Hampshire, USA.

GABR, M.A.; VALERO, S.N. **Geotechnical properties of municipal solid waste**. 1995. pp. 241–251. *Geotechnical Testing Journal*. v. 18(2).

GASPARINI, P.A.; SAETTI, G.F.; MARASTONI, M. **Experimental research on MSW compaction degree and its change with time**. 1995. pp. 833–842. Proc. 5th Int. Landfill Symposium – Sardinia'95.

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.

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 Landfill. Grenoble: LIRIGM; University France.

GOMES, L.P. **Estudo da Caracterização Física e da Biodegradabilidade dos Resíduos Sólidos Urbanos em Aterros Sanitários**. 1989. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. USP.

GRISOLIA, M.; NAPOLEONI, Q. **Geotechnical characterization of municipal solid waste: choice of design parameters**. 1996. pp. 641–646. Proc. of the 2nd Int. Congress on Environmental Geotechnics, Osaka. Kamon, M. (ed.), Balkema, Rotterdam, v. 2.

GRS. Grupo de Resíduos sólidos. Disponível em: <http://www.grs-ufpe.com.br/v3/asp/mostra_local.asp?local_id=6>. Acesso em: março de 2008.

HAWKSWORTH, D.L. *et al.* **Ainsworth & Bisby's dictionary of the Fungi**. 8. ed. Wallingford: International Mycological Institute/CABI International, 1995. 616 p.

HAWKSWORTH, D. L. **The fungal dimension of biodiversity: magnitude, significance, and conservation**. *Mycological Research* v. 95, p. 641-655; 1991.

HIRATA, Y. S. *et al.* **Comparative study on acid phase fermentation of carbohydrates**. In Sixth International Symposium on Anaerobic Digestion, 1991 - São Paulo - Brasil. Posters Abstracts.

HIRATA, Y. S. **Parâmetros de controle de processo**. In: III Curso de Tratamento Biológico de Resíduos. Universidade Federal de Santa Catarina, 1997.

HIRSCH, A. K.; VERA, R.A.; BRIONES, M.E. **Estudio a escala de laboratorio para la determinación de los parámetros hidrológicos óptimos para la generación de metano en rellenos sanitarios en Chile**. 2002. Universidad Católica de Valparaíso. Escuela de Ingeniería en Construcción.

HOSSAIN, S. **Solid of compressibility and strength of solid waste in bioreactor landfills**. Thesis (Doctor – Philosophy) – North Carolina State University at Raleigh – department of Civil Engineering, 2002.

HOWSTUFFWORKS Brasil. **Como funcionam os aterros**. Disponível em: <<http://ambiente.hsw.uol.com.br/aterros6.htm>>. Acesso em: março de 2008.

IB. Instituto de biociências. **Tipos de Lixo**. Disponível em: <<http://www.ib.usp.br/coletaseletiva/saudecoletiva/tiposdelixo.htm>>. Acesso em: fevereiro de 2008.

IBAM. Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **Boletins sobre resíduos sólidos: Biogás em aterros sanitários e os créditos de carbono**. Disponível em: <<http://www.ibam.org.br/publique/media/Boletim2a.pdf>>. Acesso em: novembro de 2006.

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2000**. Rio de Janeiro – RJ.

IPT/CEMPRE. **Lixo Municipal; Manual de Gerenciamento Integrado** (Publicação IPT 2622). 2 ed, São Paulo, 2000. 370p;

JAHNEL, M.C; MELLONI, C; ELKE, J.B.N. **Maturidade de composto de lixo urbano**. Scientia Agricola, v.56, p. 301-304, 1999.

JARDIM, N.S. *et al.* **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado**. 1995. 278p. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), e Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE).

JORGE, F.N. de; BAPTISTI, E. de; GONÇALVES, A. **Monitoramento em Aterros Sanitários nas Fases de Encerramento e de Recuperação: Desempenhos Mecânico e Ambiental**. 2004. In: RESID'2004 – Seminário sobre Resíduos Sólidos. ABGE: São Paulo – SP.

JUCÁ, J.F.T. **Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil**. In: 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. Porto Alegre-RS. REGEO. 2003.

_____. **Captção de Biogás para Geração de Energia a partir de Aterros de Resíduos Sólidos**. 2007. (Apresentação). In: II Seminário Nacional de Gestão de RSU. Natal/RN.

_____; CABRAL, J.J.P.S.; MONTEIRO, V.E.D.; SANTOS, S.M.; PERRIER Jr.,G.S. **Geotechnics of a municipal solid waste landfill in Recife, Brazil**. 1997. pp.429–436. Proc. International Symposium on Recent Developments in Soil and Pavement Mechanics, M.S.S. Almeida (ed.), Balkema.

_____; FUCALE, S.P; MACIEL, F.J. **Monitoramento ambiental de gases em aterros de resíduos sólidos**. 2001. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa (Anais em CD-ROM).

_____; MONTEIRO, V.E.D; MELO, M.C. **Monitoreo ambiental da le recuperaci3n del Vertedero de residuos solidos de Muribeca, Brasil**. 2002. Revista Técnica Medio Ambiente. Año XII. España.

_____; MONTEIRO, V.E.D.; OLIVEIRA, F.J.S.; MACIEL, F.J. **Monitoramento ambiental do aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 1999. Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. São José dos Campos - SP.

JUNQUEIRA, F.F. **Análise do Comportamento de Resíduos Urbanos e Sistemas Dreno Filtrantes em Diferentes Escalas, com Referência ao Aterro do J3quei Clube – DF**. 2000. Tese (Doutorado) Universidade de Brasília – UnB. Brasília DF.

_____. **Monitoramento do comportamento de lixo em células geotecnicamente preparadas**. 1999. 4º Congresso Brasileiro de Geotécnica Ambiental.

_____; PALMEIRA, E.M. **Monitoramento do comportamento de lixo em células geotecnicamente preparadas**. 1998. pp. 428-433. Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnica Ambiental. São José dos Campos – SP.

KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Florida: RC, 1986. 315 p.

KAMON, M.; INAZUMI, S.; INUI, T; KATSUMI, T. **Durability of compacted sludge landfill cover under wetting-drying cycle**. 2002. pp.661-666. Proceedings of the Fourth International Congress on Environmental Geotechnics (ICEG). Rio de Janeiro, Brasil. v.2.

KELLER, A. H., VERA, R. A., BRIONES, M. E. **Estudio a escala de laboratorio para la determinación de los parámetros hidrológicos óptimos para la generación de metano en rellenos sanitarios em Chile**. 2002. Proyecto de Investigación N° 202.788/2001. Universidad Católica de Valparaíso. Chile.

KELLY, R. J. **Solid waste biodegradation enhancements and the evolution of analytical methods used to predict waste stability**. 2002. Thesis (Environmental Science and Engineering). Faculty of Virginia polytechnic Institute and State University

KIEHL, E. J. **Fertilizantes Orgânicos**. São Paulo: Ed.Agronômica Ceres, 1985. 492p;

KIM, M. **The study of landfill microbial communities using landfill gas and landfill gas condensat**. 2003. Tese (Ph.D) Department Bioscience and Biotechnology – Drexel University.

KINMAN, R. N., RICKABAUGH, J.; DONNELLY, D.; NUTINI; LAMBERT, M. **Evaluation and disposal of waste materials within 19 test lysimeters at Center Hill**. Washington, U.S. Environmental Protection Agency, 1986. 188p.

KNOCHENMUS, G.; WOJNAROWICZ, M. e VAN IMPE-W. F. **Stability of Municipal Solid Wastes**. 1998. In: Proc. of the Third International Congress on Environmental Geotechnics. Lisboa. Portugal.

KÖNIG, D. E; JESSBERGER, H.L. **Report of the Technical Committee 5 (Environmental Geotechnics), Sub Committee 3 (Waste Mechanics)**. 1997. Int. Society of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering.

KROEKER, E.J. **Anaerobic treatment process stability**. Journal WPCF, London, v.51, n.4, 1979. 718 p

KYAW, C.M. **Crescimento bacteriano**. Disponível em: <<http://www.unb.br/ib/cel/microbiologia/index.html>>. Acesso em: dezembro de 2006.

LACAZ-RUIZ, R. **Manual Prático de Microbiologia Básica**. 2000. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.

- LANDVA, A.O.; CLARK, J.L. **Geotechnics of Waste Fill. Geotechnics of Waste Fills – Theory and Practice**. 1990. pp. 86–106. ASTM STP 1070. Arvid Landva e G. David Knowles (eds.).
- LANGER, M.; **Engineering geology and waste disposal**. Bulletin of Engineering Geology N° 51. pp 05-29. 1995;
- LAWRENCE, A. W.; McCARTY, P. L. **The Role of Sulfide in Preventing Heavy Metal Toxicity in Anaerobic Treatment**. 1965. J. WPCF, V 37.
- LAY, J.J.; LI, Y.Y.; NOIKE, T.; ENDO, J.; ISHIMOTO, S. **Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste**. Water Science and Technology, Japan, v.36, n.6-7, p.493-500, 1997;
- LEITE, V. D. ; LOPES, W. S.; PRASAD, S. **Bioestabilização Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos em Reatores de Batelada**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 119-123, 2001.
- _____; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T. de ; PRASAD, S. **Tratamento Anaeróbio de Resíduos Sólidos Orgânicos com Baixa Concentração de Sólidos**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 9, p. 280-284, 2004.
- LEITE, V. D.; SILVA, S.A.; SOUZA, J. T.; LOPES, W.S.; MESQUITA, E.M.N. **Análise quali-quantitativa dos resíduos sólidos urbanos produzidos pela população da cidade de Campina Grande – PB**. 2007a. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte-MG.
- _____ **Taxa de produção per capita e composição física dos resíduos sólidos urbanos da cidade Campina Grande-PB**. 2006. In: I Simpósio Nordeste de Saneamento Ambiental. João Pessoa-PB.
- LEITE, H. E. A. S.; CARNEIRO, M. I. M.; SANTANA, E.P.; FONSECA, F.; MONTEIRO, V. E. D. **Diagnóstico e ações da atual situação dos resíduos de construção e demolição no município de Campina Grande-PB**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte: ABES, 2007b;
- LEITE, H. E. A. S.; MONTEIRO, V. E. D. ; SILVA, S. A. . **Uma proposta de estudo de recalques em aterros de resíduos sólidos urbanos em escala experimental associados a biodegradação**. In: VI Congresso Chileno de Geotecnia, Valparaíso, 2007c.
- LEITE, H. E. A. S.; VIEIRA NETO, J.M.; MONTEIRO, V.E.D.; SILVA, S.A. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos do município de Campina Grande – PB**. 2008. In: XIII Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - SILUBESA 2008.
- LETTINGA, G.; HULSHOFF POL, L.W.; ZEEMANG G. **Biological wastewater treatment**. 1996. Lecture notes. Wageningen Agricultural University.
- LIMA, L.M.Q. **Estudo da Influência da Reciclagem de Chorume na Aceleração da Metanogênese em Aterro Sanitário**. Tese (Doutorado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos - USP, 1988.

_____. **Estudos de Otimização do Processo de Metabolização de Lixo em Aterro Sanitário**. 1983. Curso de Pós-graduação em Engenharia Mecânica, modalidade térmica e fluidos. UNICAMP.

_____. **Tratamento e biorremediação**. 1995. São Paulo: Hemus.

_____.; NUNES, C.R. **Aterro Sanitário Celular**. 1994

LINS, M.C.M. **Avaliação Microbiológica e Fitotóxica do Chorume da Estação de Tratamento do Aterro da Muribeca – PE**. 2005. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Recife.

LIPOR. Serviço Intermunicipalizado de Gestão de Resíduos do Grande Porto. Caderno Técnico. 2000.

LO, I.M.C. **Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills**. *Environment International*. v. 22, n. 4, pp. 433-442, 1996;

LOPES, M. L.; GOMES, C. C. **Problemas Relativos á Estabilidade de Aterro de Resíduos**. 2000. In: Seminários Sobre Aspectos Geotécnicos do Projeto e Construção de Aterros de Resíduos. Sociedade Portuguesa de Geotecnia. Lisboa.

LOPES, W. S.; ATHYDE JR, G. B.; PRASAD, S.; LEITE, V. D.; SOUSA, J. T. **Fatores Intervenientes no Processo de Bioestabilização Anaeróbia de Resíduos Sólidos Orgânicos**. In: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville. 2003. v. 1. p. 1-6.

LUCAS, Jr J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. 1994. 137 p. (Tese livre – Docência – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias). Jaboticabal.

MACÊDO, J.A.G.; **Ensaio de permeabilidade**. 2006. Notas de Aula. Universidade Federal da Paraíba. UFCG/UAEC. Campina Grande-PB. 24p.

MACIEL, F.J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. 2003. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Recife.

MANASSERO, M.; VAN IMPE, W.F.; BOUAZZA, A. **Waste disposal and containment**. 1996. pp. 1425–1474. Proc. 2nd International Congress on Environmental Geotechnics, Osaka, Japão. Balkema, v. 3.

MANCINI, S. D.; NOGUEIRA, A. R.; KAGOHARA, D. A.; SCHWARTZMAN, J. A. S.; MATTOS, T. de. **Recycling potential of urban solid waste destined for sanitary landfills: the case of Indaiatuba, SP, Brazil**. *Waste Management & Research (ISWA)*, v. 25, p. 517-523, 2007.

MANNAPPERUMA, N.R.C.; BASNAYAKE, B.F.A. **Tropical climatic influence on municipal solid waste landfill Dynamics – Lysimeter Studies**. 2004. p. 316-326. *Trop. Agric. Res.* V,16.

MANUAL de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República. José Henrique Penido Monteiro *et al.* Coordenação técnica: Victor Zular Zveibil. Rio de Janeiro: IBAM. 2001.

MANUAL de Operação de aterro Sanitário. CONDER. Companhia de desenvolvimento Urbano no Estado da Bahia. 2007.

MARIANO, M.O.H.; JUCÁ, J.F.T. **Monitoramento de recalques no aterro de resíduos sólidos da Muribeca.** 1998. pp. 1671–1678. Anais do XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia de Fundações, Brasília, v.3.

_____; 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.** 2007. In: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. Recife – PE.

MARQUES, A.C.M. **Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos.** 2001. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo – USP. São Carlos – SP.

MATA-ALVAREZ, J.; MARTINEZ-VITURTIA, A. **Laboratory simulation of municipal solid waste fermentation with leachate recycle.** 1986. J. Chem. Technol. Biotechnol.

McBEAN, E.A.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.L. **Solid Waste Landfill Engineering and Desing.** 1995. Prentice Hall PTR.

McCARTY, P.L. **Anaerobic Waste Treatment Fundaments, Part III – Toxic Materials and their Control.** 1964. Public Works.

_____. **In situ Bioremediation of Chlorinated Solvents.** 1993. Current Opnion, Biotechnology. Vol 4.

McDOUGALL J.R.; PHILP J.C. **Parametric Study of Landfill Biodegradation Modelling: Methanogenesis & Initial Conditions.** In Proc. Sardinia 2001. pp 79-88. 8th Intl. Waste Man. & Landfill Symp. Eds. Christensen TH, Cossu R & Stegmann R, CISA, Cagliari, v. 1.

MELO, M.C. **Uma Análise de Recalques Associada a Biodegradação no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca.** 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Recife – PE.

_____; DILON, A.P.J. MONTEIRO, V.E.D. **Fungos: importantes decompositores presentes na massa de lixo.** Artigo não publicado, 2005.

_____; MONTEIRO, V.E.D.; NEVES, M.L; ARAÚJO, J.M.; JUCÁ, J.F.T. **Estudos de Toxicidade em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos.** 2002. Revista Biotecnologia. Ano V, Nº 28, Setembro/Outubro 2002, pp. 48-52.

_____; MONTEIRO, V. E. D.; JUCÁ, J. F. T. **Recalques em aterros de resíduos sólidos urbanos associados às condições climáticas, aspectos mecânicos e biodegradativos.** Solos e Rochas, v. 29, p. 311-321, 2006. São Paulo.

- MELO, V.L.A.; JUCÁ, J.F.T. **Estudos de referência para diagnóstico ambiental em aterros de resíduos sólidos**. 2000. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Porto Alegre – RS.
- MERZ, R.C; STONE, R. **Sanitary landfill behaviour in an aerobic environment**. Public Works, p. 67–70, 1962.
- MESQUITA, E. M. N. ; LEITE, V. D. **Caracterização Física e Físico-Química dos Resíduos Sólidos Urbanos da cidade de Campina Grande - PB**. Anais do IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.
- METCALF, L.; EDDY, P.H. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 1991. 3rd ed. Singaporte: McGraw-Hill Int.
- MEYNEL, P.J. **Methane: Planing a Digester**. 1976. S.D. Pris. Press, serie 2.
- MONTEGGIA, L.O.; BEAL, L.L.; DE LUCA, S.J. **Requerimento de Alcalinidade em Processos Biológicos Anaeróbios**. Anais do XXV Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. México, 1996.
- MONTEIRO, V.E.D. **Interações físicas, químicas e biológicas na análise do comportamento do aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco – UFPE. Recife.
- _____. **Desenvolvimento e difusão de alternativas tecnológicas para o tratamento de resíduos sólidos urbanos dispostos em aterros**. 2006. Projeto CNPQ Universal. Campina Grande-PB.
- _____; JUCÁ, J.F.T.; RÊGO, C.C.; **Influência das Condições Climáticas no Comportamento do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca**. 2001. 21º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa – PB.
- _____; MELO, M.C.; ALCÂNTARA, P.B.; ARAÚJO, J.M.; ALVES, I.R.F.S.; JUCÁ, J.F.T. **Estudo do comportamento de RSU em uma célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos**. 2006, pp 223-230. Artigo Técnico In: Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. v.II. Nº3 – Jul/set.
- _____; MELO, M.C, JUCÁ, J.F.T., **Biological Degradation Analisis in Muribeca Solid Waste Landfill Associated with Local Climate – Recife, Brazil**. 2002. Fourth International Congress on Environmental Geotechnics 4ISEG. Rio de Janeiro – RJ. Brazil.
- MOREDA, I.L. **El asentamiento en un relleno sanitario y su relación con la biodegradación**. 2000. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Porto Alegre – RS.
- MOREIRA, L. **Medição de Temperatura Usando-se Termopar**. 2002. Revista Cerâmica Industrial.
- MORRIS, D. V.; WOODS, C.E. **Settlement and Engineering Considerations in Landfill Cover Desing**. 1990. pp 9-21. Geotechnics of Waste Fill - Theory and Practice, ASTM STP 1070. Arvid Landva. G. David Knowles. Editors, American Society for Testing and Materials. Philadelphia.

MS. Ministério da Saúde. **Portaria 518/2004**.

MUNICÍPIOS PARAIBANOS. Campina Grande. Disponível em: <<http://www.paraiwa.org.br/artesanato/campina.htm>> Acesso em: Maio, 2008.

NASCIMENTO, I. F.; VON MÜHLEN, C.; CARAMÃO, E. B. **Estudo de compostos orgânicos em lixiviado de aterros sanitários por EFS e CG/EM**. 2001. pp. 554-556. Instituto de Química. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Quim. Nova, v. 24.

NEDER, R. N. **Microbiologia: manual de laboratório**. 1992. São Paulo: Nobel.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. **Total carbon, organic carbon and organic matter**. 1996. p.961-1010. In: SPARKS, D.L. *et al.* (Eds). *Methods of soil analysis: chemical methods*. Part 3. Madison: Soil Science Society of America.

OLIVEIRA, D. A. F. **Estabilidade de taludes de maciços de resíduos sólidos urbanos**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade de Brasília – UnB. Brasília-DF.

OLIVEIRA, F.J.S.; JUCÁ, J.F.T. **Estudo da contaminação do subsolo da região do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca – PE**. 1998. pp. 456-461. *Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental*, São José dos Campos.

OLIVEIRA, L. C. **Digestão anaeróbia: Uma visão sustentável no tratamento dos subprodutos de origem animal**. Universidade dos Açores, Departamento de Ciências Agrárias, Angra do Heroísmo, 2005.

OLIVEIRA, R. de; FERNANDES, C. **Estudo e determinação do "pH"**. Texto organizado por Carlos Fernandes a partir de notas de aula do curso: Análise de Água e de Esgotos, do Prof. Rui de Oliveira. Disponível em: <<http://www.saneamento10.hpg.ig.com.br/PH.html>> Acesso em: fevereiro de 2008.

OLIVEIRA, S. de. **Gestão dos resíduos sólidos urbanos na Microrregião Homogênea Serra de Botucatu - Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos na cidade de Botucatu/SP**. 1997. 127p. Tese (Mestrado em Agronomia/Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista. Botucatu.

OPAS. Organização Pan-Americana da Saúde. **Manejo de resíduos sólidos. Conceito**. Disponível em: <http://www.opas.org.br/ambiente/temas.cfm?id=32&area=Conceito>. Acesso em: dezembro de 2006.

OSTMAN, M.; WAHLBERG, O.; AGREN, S.; MARTENSSON, A. **Metal and organic matter contents in a combined household and industrial landfill**. 2006. Waste Management.

PALMA, J. H. **Geotecnia ambiental (Presentación)**. 2005. Universidad de Cantabria. España.

_____. **Comportamiento geotécnico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos**. 1995. Tesis (Doctoral). ETSCCP, Universidad de Cantabria. España.

PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A, **Microbiology of Solid Waste**. 1996. pp.1-224. In Anna C. Palmisano, Morton A. Barlaz (eds).

PAVAN, M.O. **Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil**. Revista Sustentabilidade. Publicado em: 21/08/2007. Disponível em: <<http://www.revistasustentabilidade.com.br/sustentabilidade/artigos/gestao-e-gerenciamento-de-residuos-solidos-urbanos-no-brasil/>> Acesso em: janeiro de 2008.

PELCZAR JR., M. J.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. **Microbiologia; conceitos e aplicações**. 1997. ed. São Paulo: Pearson Makron Books, V. 1, 2.

PEREIRA NETO, J.T. **Conceitos modernos de compostagem**. Revista de Engenharia Sanitária, v. 28, p.104-109,1989.

_____. **On the treatment of municipal refuse and sewage sludge using aerated static pile composting: a low cost technology approach**. 1987. Tese (Doutorado). University of Leeds – Leeds.

PFEFFER, J. T. **Treatment of leachate from land disposal facilities**. In proceedings of the Waste Tech 86 Conference: Preparing Now for tomorrow's needs. Chicago, USA, 1993. p22-23.

PINTO, D. M. L. **Avaliação da Biodegradabilidade da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Domésticos**. Tese (Doutorado). São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 2000.

PNSB, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatístico. (2000). **Pesquisa Nacional do Saneamento Básico 2000**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: dezembro de 2006.

POINCELOT, R. P.; DAY, P.R. **Rates of cellulose decomposition during the compost of leaves combined with several municipal and industrial wastes and other additives**. *Compost science*. London. v 14, pp 23- 25, 1973.

POUCHER, A.M.; SUTRAB L.; HEBEA, I.; MOGUEDA, 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. **Ação dos Metais Pesados nos processos biológicos de Tratamento de Águas Residuárias**. 1987. Tese de Livre Docência. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. USP.

PUTZKE, J.; PUTZKE, M.T.L. **Os reinos dos fungos**. 1998. Santa Cruz do Sul – RS: EDUNISC.

RAVEN, P. H., *et al.* **Biologia Vegetal**. 2001. 6ª ed. Rio Janeiro: Editora Guanabara KOOGAN.

REICHERT, Geraldo Antonio. **Aterro Sanitário: projeto, implantação e operação**. 1999. Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. Apostila disponível em <<http://www.resol.br/textos>>. Acesso em: 13 dezembro de 2003.

REINHART, D. R.; AL-YOUSFI, A. B. **The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics**. Waste Management & Research. nº 14, 1996. p. 337-346.

REVISTA Falando de Qualidade. **Potencial poluidor de elementos químicos utilizados em pilhas e baterias**. 2003. Disponível em: <<http://giga.ea.ufrgs.br/informacoes.html>>. Acesso em: janeiro de 2008.

RIBAS, M.M.F.; MORAES, E.M.; FORESTI, E. **Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbios**. 2007. Rio de Janeiro. v. 12, n. 3. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522007000300002&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: Junho de 2008.

RIBEIRO, H.M.F.; DUARTE, E.F.A. BAIÃO, M.; ROLA, E.; VAZ, M.C. (artigo não publicado). **Na Evaluation of Three Municipal Solid Wast Composts**. Fertilizer Research Kluwer Academic Publishers

ROCHA, G. H. T.; LANG, L. C. **Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares - ênfase nos resíduos domésticos potencialmente perigosos**. 2003. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville – SC.

RODRIGUEZ, C. *et al.* **Development of an enzymatic assay for the determination of cellulose bioavailability in municipal solid waste**. Biodegradation. Netherlands. v 00. p.1-8, 2004.

ROSAS, Cátia. **Gestão de Resíduos Sólidos**. Disponível em: <http://www.confagri.pt/Ambiente/AreasTematicas/Residuos/Documentos/documentoresiduo_socoponto.html>. Publicado em: 19/05/2003. Acesso em: Fevereiro de 2008.

SANTEC Resíduos. **Monitoramento e tecnologia ambiental**. Disponível em: <http://www.santecresiduos.com.br/mon_mac.php>. Acesso em: abril de 2008.

SANTOS, S.M.; PONTES FILHO, I.; JUCÁ, J.F.T.; SANTOS, E.A. **Simulação numérica de provas de carga realizadas em um aterro de resíduos sólidos**. 1998. pp. 269–276. Anais do XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia de Fundações, Brasília, v.1.

SCHNEIDER, V.E.; PANAROTTO, C.T.; PERESIN, D.; MARCON, F.; BERTHOLDO, D.T.; NUNES, J.; CORRÊA, L.B. **Evolução da geração dos resíduos sólidos urbanos de Caxias do Sul – análise preliminar**. 2003. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville-SC.

SCHALEGEL, H.G. **General Microbiology**. 1995. Cambridge University Press. 7º ed.

SCHOLLENBERGER, C.J. **Determination of soil organic matter**. 1945. p.53-56. Soil Science, Baltimore, v. 59.

SEGATO, L. M. ; SILVA, C. L. **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000. 521p.

SEMARH. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.semarh.pb.gov.br/news/noticia.php?id=69> . Acesso em: dezembro de 2006.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N. de; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S; PELEGRINI, R.. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos**. 2003. III Fórum de Estudos Contábeis 2003. Faculdades Integradas Claretianas – Rio Claro – SP.

SILVA, A. R.; PESSIN, N.; CARVALHO, M. F. **Degradação da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário**. In: ANAIS DO SIMPÓSIO DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2., 1998, Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: ABES, 1998.

SILVA, S.A.; OLIVEIRA, R. de. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e resíduárias**. 2001.

SILVEIRA, A. M. M. **Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro: COPPE, 2004

SIMÕES, G.F. **Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos**. 2000. Tese (Doutorado). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

_____; CATAPRETA, C.A.A.; GALVÃO, T.C.B.; BATISTA, H.P. **Monitoramento Geotécnico de Aterros Sanitários - A Experiência da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 em Belo Horizonte - MG**. In: 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. 2003. Porto Alegre – RS.

SINGH R.; ANAND R.C. **Comparative performances of Indian small solid-state and conventional anaerobic digesters**. *Bioresource Technology*, V.47, 1994, p.235–238.

SINOGAS, C.; ALHO, L.; BRITO, I. **Microbiologia. Texto de apoio e manual prático**. 2004. Universidade de Évora.

SISINO, C.L.S. **Estudo Preliminar da Construção Ambiental em Área de Influência do Aterro Controlado do Morro do Céu – Niterói RJ**. 1995. Dissertação (Mestrado). FIOCRUZ.

SMLU. Secretaria Municipal de Limpeza Urbana. **Relatório de avaliação do grau de compactação dos resíduos sólidos urbanos dispostos no aterro sanitário da CTRS – BR-040**. 2002.

SOWERS, G.F. **Settlement of waste disposal Fills**. 1973. pp. 207-210. 8a Int. Conf. Soil Mechanics and Foundation Engineerings. v. 2. Moscú.

_____. **Foundation problems in sanitary land fills**. 1968. Journal of the Sanitary Engineering Division. ASCE, Vol 94, nº SA1. February.

SPEECE, R.E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment**. 1996. 394p.Ed. Archae Press. Nashville.

_____. **Anaerobic biotechnology for industrial waste treatment**. 1983. Environmental Science and Technology, v. 17, n. 9, p. 416A-427A.

Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 20 th Edition, APHA, AWWA and WEF.1998.

STULGIS, R.P.; SOYDEMIR, C.; TELGENER, R.J. **Predicting landfill settlement**. 1995. pp. 980–994. Proc. Geoenvironment 2000, ASCE, New Orleans.

SWATI, M.; KURIAN, J.; NAGENDRAN, R. **Bioreactor landfill lysimeter studies on indan urban refuse**. 2005. In: INTERNATIONAL WASTE MANDAGEMENT AND LANDFILL SYMPOSIUM, 20, Cagliari, Italy. Proceedings of the Sardinia.

TAVARES, J. C. L.; PINHEIRO, Q. M. L.; CALLADO, N. H. **Levantamento da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Maceió**. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007. Belo Horizonte, MG.

TAYLOR, R. **Fundamentals of Soil Mechanics**. Editora John Wiley & Sons, New York, 1948.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S.A. **Gestión Integral de Residuos Sólidos**. 1993. pp. 1-1080. Ed. McGraw-Hill, Madrid.

_____. **Gestión Integral de Residuos Sólidos**. 1994. pp. 1-1080. Ed. McGraw – Hill, Madrid.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. **Análises de Solo, Plantas e outros Materiais**. 1995. Faculdade de Agronomia do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS.

TÍQUIA, S.M.; N.F.Y & HODGKISS, I.J. **Effects of Composting on Phytotoxicity of Spent Pig-manure Sawdust Litter**. 1996. Hong Kong.

TORTORA, G.J.; FUNKE, B.R.; CASE, C.L. **Microbiologia**. 2000. Editora Artimed. 6º ed. Porto Alegre – RS.

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. Oxfordshire, U. K.: Depto. of Energy; Harvell Laboratory, 1989.

TRABULSI, L. R. *et al.* **Microbiologia**. 2005. 4 ed. São Paulo.

_____.; TOLEDO, M. R. F. de. **Microbiologia**. 2. ed São Paulo: Atheneu, 1996.

UNIAGUA, Universidade da Água. **13 Curiosidades sobre lixo**. Disponível em: <<http://www.uniagua.org.br/website/default.asp?tp=3&pag=residuos.htm#residuos3>>. Acesso em: dezembro de 2006.

UNEP. United Nation Environment Protection. **Workshop Manual on Landfill of Hazardous Industrial Waste**. 1991. Regional Workshop for Latin America and the Caribbean. Porto Rico.

VAN HAANDELL, A.C. & LETTIGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um Manual para Regiões de Clima Quente**. 1994.

VAN MEERTEN, J.J.; SELLMEIJER, J.B.; PEREBOOM, D. **Predictions of landfill settlements**. 1995. Proceedings, Sardinia 95. 5th International Landfill Symposium. Italy.

VAZ, Luciano M. S.; COSTA, Bérqson N.; GUSMÃO, Ozineide da S.; & AZEVEDO, Leonardo S. **Diagnóstico dos resíduos sólidos produzidos em uma feira livre: o caso da Feira do Tomba**. 2003. p.145-159. Sitientibus, Feira de Santana, n.28.

VAZOLLER, R.F. **Biodiversidade: perspectivas e oportunidades tecnológicas**. 2001. Microbiologia e Saneamento Ambiental. USP. São Paulo.

VIEIRA NETO, J.M.; OLIVEIRA, S.N.; MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M.C. **Estudo do comportamento de aterros de resíduos sólidos urbanos com base em parâmetros físicos, químicos e biológicos a partir de células experimentais**. In: I Simpósio Nordeste de Saneamento Ambiental, João Pessoa : ABES, 2006.

VIRTUAL QUÍMICA. Disponível em: <<http://www.virtualquimica.hpg.ig.com.br/concentacao.html>>. Acesso em: Março de 2008.

WAKIDA, F.T.; LERNER, D.N. **Non agricultural sources of groundwater nitrate: a review and a case study**. Water research v. 39, p. 3-16, 2005.

WALL, D.K.; ZEISS, C. **Municipal landfill biodegradation and settlement**. 1995. pp. 214–224. Journal of Environmental Engineering, v. 121 (3).

WANG, W.; KETURI, P.H. **Comparative Seed Germination Tests Using Ten Plant Species for Toxicity Assessment of a Metal Engraving Effluent Sample**. 1990. pp. 369 – 376. Wat. Air Soil Pollut.

WASTE Management Paper N° 27. **The control of landfill gas, Her Majesty's Inspectorate of Pollution**. 1989. London, UK.

WEB RESOL. **Cartilha de Limpeza Urbana**. Disponível em: <http://www.resol.com.br/cartilha/rs_caract.asp>. Acesso em: dezembro de 2006.

WHO. International Reference Center for Wastes Disposal. **Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost**. 1979. Switzerland.

WIKIPÉDIA. Disponível em: <[http://pt.wikipedia.org/wiki/Louzeiro_\(Campina_Grande\)](http://pt.wikipedia.org/wiki/Louzeiro_(Campina_Grande))>. Acesso em: Outubro de 2007.

XAVIER C. A. N.; SANTOS T. M.; LUCAS Jr, J. **Avaliação de dois níveis de inóculo em substratos para biodigestão anaeróbia de dejetos bovinocultura leiteira**. 2002.

YEN, B.C.; SCANLON, B. Sanitary landfill settlement rates. J. Geot. Egin. ASCE, V101. n, 5. p. 475-487. 1975.

ZORNBERG, J.G.; JERNIGAN, B.L.; SANGLERAT, T.H.; COOLEY, B.H. **Retention of free liquid in landfill undergoing vertical expansion**. 1999. J. Geotech. Geoenv. Eng. ASCE.

ANEXOS

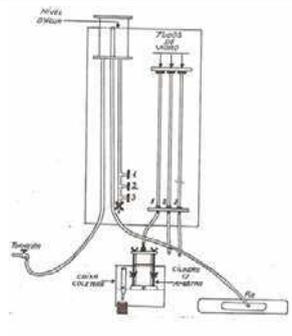
ANEXO A – Instrumentação/materiais utilizados nos ensaios do solo em estudo.

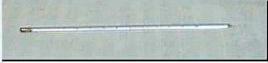
DESCRIÇÃO DO INSTRUMENTO/MATERIAL	ENSAIO	ESQUEMA
Agitador mecânico de peneiras com dispositivo para fixação de até seis peneiras, inclusive tampa e fundo;	Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação	
Almofariz e mão-de-gral;	Preparação de amostras	
Ampolas com cerca de 6,5 g de carbureto de cálcio;	Teor de umidade (método do speedy)	
Aparelho de Casagrande com características e dimensões padronizadas	Limites de consistência (liquidez)	
Areia (fração compreendida entre 0,8 e 0,6mm) lavada, seca e de massa específica aparente conhecida;	Densidade real dos grãos sólidos “in situ” (Método do frasco de areia)	
Areia Grossa (empregada como material de filtro)	Permeabilidade	
Argila plástica tipo betonítica	Permeabilidade	
Balanças que permitam pesar 200g, 1,5kg e 5kg, com resoluções de 0,01g, 0,1g e 0,5g respectivamente, e sensibilidades compatíveis;	Preparação de amostras Teor de umidade (método da estufa) Massa específica aparente Densidade real dos grãos sólidos “in situ” (Método do frasco de areia) Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação Limites de consistência (liquidez e plasticidade) Compactação Permeabilidade	 

Bandeja quadrada rígida, com cerca de 30cm de lado, com bordos de 2,5cm de altura, com orifício circular no centro, com rebaixamento para apoio do funil;	Densidade real dos grãos sólidos “in situ” (Método do frasco de areia)	
Bandeja metálica	Preparação de amostras Compactação	
Base rígida de concreto;	Compactação	
Béquer de vidro, com capacidade de 250cm ³ ;	Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação	
Bomba de vácuo com registros, vacuômetro e conexões, capaz de aplicar um vácuo de 88 kPa (66 cm de mercúrio a 0 °C), para remoção do ar aderente às partículas do solo;	Massa específica aparente Permeabilidade	
Cápsulas metálicas com tampa, marcadas de forma permanente;	Teor de umidade (método da estufa) Limites de consistência (liquidez) Compactação Permeabilidade	
Cápsulas de porcelana;	Massa específica aparente Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação Limites de consistência (liquidez e plasticidade)	
Cilindro metálico pequeno (Cilindro de Proctor), compreende o molde cilíndrico, sua base e cilindro complementar de mesmo diâmetro (colarinho);	Compactação Permeabilidade	
Cinzel com características e dimensões padronizadas	Limites de consistência (liquidez)	

<p>Conjunto “Speedy” completo composto por balança, garrafa + tampa + manômetro, tabela ou curva de calibração do aparelho e eventualmente duas ou três esferas de aço;</p>	<p>Teor de umidade (método do speedy)</p>	
<p>Cronômetro;</p>	<p>Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação Permeabilidade</p>	
<p>Densímetro de bulbo simétrico, calibrado a 20°C com resolução de 0,001, graduado de 0,995 a 1,050</p>	<p>Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação</p>	
<p>Dessecador com cerca de 24 cm de diâmetro, placa perfurada e absorvente de umidade;</p>	<p>Massa específica aparente</p>	
<p>Defloculante (solução de hexametáfosfato de sódio)</p>	<p>Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação</p>	
<p>Dispensador elétrico com hélices metálicas e copo munido de chicanas;</p>	<p>Massa específica aparente Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação</p>	
<p>Escova de cerdas metálicas;</p>	<p>Preparação de amostras Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação Compactação</p>	
<p>Espátula de lamina flexível com aproximadamente 80mm de comprimento e 20mm de largura;</p>	<p>Massa específica aparente Limites de consistência (liquidez e plasticidade) Compactação Permeabilidade</p>	

<p>Estufa capaz de manter temperatura entre 60-65°C e entre 105-110°C;</p>	<p>Teor de umidade (método da estufa)</p> <p>Massa específica aparente</p> <p>Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação</p> <p>Limites de consistência (liquidez e plasticidade)</p> <p>Compactação</p> <p>Permeabilidade</p>	
<p>Extrator de amostras</p>	<p>Permeabilidade</p>	
<p>Frasco de plástico, com 3,5 litros de capacidade, dotado de gargalo rosqueado e funil com registro e rosca para atarraxar ao frasco;</p>	<p>Densidade real dos grãos sólidos “in situ” (Método do frasco de areia)</p>	
<p>Gabarito cilíndrico para comparação, com 3mm de diâmetro e cerca de 100mm de comprimento;</p>	<p>Limites de consistência (plasticidade)</p>	
<p>Marreta</p>	<p>Densidade real dos grãos sólidos “in situ” (Método do frasco de areia)</p>	
<p>Pá de mão (concha metálica);</p>	<p>Densidade real dos grãos sólidos “in situ” (Método do frasco de areia)</p>	
<p>Papel filtro;</p>	<p>Compactação</p>	
<p>Paquímetro com resolução de 0,1mm;</p>	<p>Permeabilidade</p>	
<p>Peneiras de 50, 38, 25, 19, 9,5, 4,8, 2,0mm (peneiramento grosso), 1,2, 0,6, 0,42, 0,25, 0,15,e 0,075mm (peneiramento fino), conforme a NBR 5734;</p>	<p>Preparação das amostras</p> <p>Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação - Peneiras 50, 38, 25, 19, 9,5, 4,8, 2,0mm (peneiramento grosso), 1,2, 0,6, 0,42, 0,25, 0,15,e 0,075mm</p>	

	(peneiramento fino) Compactação (Peneira 4,80mm) Permeabilidade (Peneira 4,80mm)	
Permeâmetro de carga variável (tubos piezométricos, reservatório de abastecimento de água, reservatório de água destilada, recipiente de água que assegure o nível constante, tubos de borracha flexível e cilindro metálico)	Permeabilidade	
Picnômetro com capacidade de 500 ou 1000 ml, com tampa de vidro esmerilhada externamente e perfurada;	Massa específica aparente	
Pinças metálicas com aproximadamente 30 cm de comprimento e 15 cm de abertura;	Teor de umidade (método da estufa) Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação Limites de consistência (liquidez, plasticidade e contração) Compactação Permeabilidade	
Placa de vidro esmerilhada, com cerca de 30 cm de lado;	Limites de consistência (plasticidade)	
Proveta de vidro, com cerca de 450mm de altura e 65mm de diâmetro, com traço de referência indicando 1.000 cm ³ a 20°C;	Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação Compactação	
Régua metálica biselada;	Compactação Permeabilidade	

<p>Reservatório com água destilada;</p>	<p>Massa específica aparente</p> <p>Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação</p> <p>Limites de consistência (liquidez, plasticidade e contração)</p>	
<p>Soquete pequeno - consiste de um soquete metálico com massa de 2,5kg e dotado de dispositivo de controle de altura de queda (guia), que é de aproximadamente 30cm;</p>	<p>Compactação</p> <p>Permeabilidade</p>	
<p>Talhadeira de aço, com cerca de 30cm de comprimento;</p>	<p>Densidade real dos grãos sólidos “in situ” (Método do frasco de areia)</p>	
<p>Termômetro graduado de 0°C a 50°C, com resolução em 0,1°C;</p>	<p>Massa específica aparente</p> <p>Composição granulométrica por peneiramento ou sedimentação</p> <p>Permeabilidade</p>	

ANEXO B – Roteiros de coleta de Resíduos Sólidos Domiciliares e Comerciais de Campina Grande.



PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINA GRANDE
Secretaria de Obras e Serviços Urbano
Diretoria de Limpeza Urbana

Roteiros de Coleta de Resíduos Sólidos Domiciliares e Comerciais de Campina Grande

Roteiros Diurno - Segunda - Quarta - Sexta	Roteiros Diurno - Terça - Quinta - Sábado
<p>Monte Castelo, Nova Brasília, Santo Antônio, Castelo Branco, Belo Monte, Jardim América, Jardim Europa</p> <p>José Pinheiro</p> <p>* P/ do Catolé, Vila Sandra Cavalcante, Conj. Argem. de Figueiredo, Mirante</p> <p>* P/ do Catolé, Itararé</p> <p>Conj. dos Professores, Jeremias, Araxá, Promorar</p> <p>* Tambor, Estação Velha, J. Paulistano Dist. dos Mecânicos, Aeroporto</p> <p>* Santa Rosa, Quarenta</p> <p>P/ de Santa Cruz, Ressurreição, Cruzeiro, Novo Horizonte (Invasão)</p> <p>Três Irmãs, Presidente Medici, Catingueira, Bairro das Cidades</p> <p>Vila Cabral de Santa Terezinha, Santa Terezinha, Mutirão, Conjunto do IPÉP, Jeremias, C. de Zé Ferreira, Marinho</p>	<p>* P/ do Alto Branco, Jardim Tavares</p> <p>* P/ do Alto Branco, Conceição, B. das Nações</p> <p>Monte Santo, Palmeira</p> <p>Centenário, P/ do São José, Bela Vista</p> <p>Bodocongó, Conj. Severino Cabral, Universidade p da Ramadinha I</p> <p>Bodocongó III, Chico Mendes, Ramadinha II</p> <p>* Malvinas, CAIC</p> <p>* Liberdade</p> <p>Dinamérica, Rocha Cavalcante, Cinza, Verdejante, P/de Santa Cruz</p> <p>Pedregal, Continental, Cuités, São Januário, V. dos Teimosos, Ramadinha I</p>
<p><u>Roteiros Noturno - Segunda / Sábado</u></p> <p>Centro P / do São José, P / da Prata, Centro P/ da Prata</p> <p><u>Roteiro Diurno - Seg. - Quar. - Sexta</u></p> <p>Coletor Compactador - Galante</p> <p><u>Roteiros Diurno - Ter. - Qui. - Sábado</u></p> <p>São José da Mata</p>	<p><u>Roteiro - Caixa Estacionária</u></p> <p>Lucas e Estreito</p> <p>* Roteiros alterados para coleta noturna</p>