



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
ESCOLA POLITÉCNICA
MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL URBANA**

ÁTILA CALDAS SANTOS

**GERAÇÃO DE METANO DEVIDO À DIGESTÃO ANAERÓBIA DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS - ESTUDO DE CASO DO ATERRO
SANITÁRIO METROPOLITANO CENTRO, SALVADOR - BA**

Salvador
2011

ÁTILA CALDAS SANTOS

**GERAÇÃO DE METANO DEVIDO À DIGESTÃO ANAERÓBIA DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS - ESTUDO DE CASO DO ATERRO
SANITÁRIO METROPOLITANO CENTRO, SALVADOR-BA**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana da Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre.

Orientador: Prof. Sandro Lemos Machado
Co-orientadora: Profa. Miriam de Fátima Carvalho

Salvador
2011

C145

Caldas, Átila Santos

Geração de metano devido à digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos - estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, Salvador - BA / Átila Caldas Santos. - Salvador, 2011.

154 p. : il. color.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Lemos Machado

Co-orientadora: Profa. Dra. Miriam de Fátima Carvalho

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2011.

1. Aterro sanitário. 2. Resíduos sólidos urbanos. 3. Digestão anaeróbia de RSU. 4. Metano. I. Machado, Sandro Lemos. II. Carvalho, Miriam de Fátima. III. Universidade Federal da Bahia. IV. Título.

CDD: 628.44

ÁTILA CALDAS SANTOS

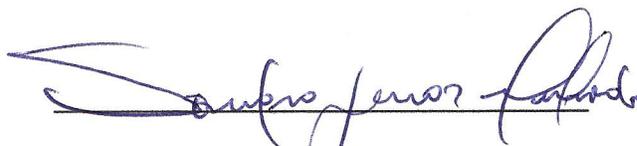
GERAÇÃO DE METANO DEVIDO À DIGESTÃO ANAERÓBIA DE
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS – ESTUDO DE CASO DO ATERRO
METROPOLITANO CENTRO, SALVADOR-BA

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental Urbana.

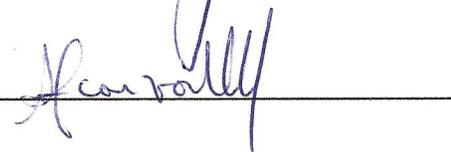
Salvador, 03 de março de 2011

Banca Examinadora:

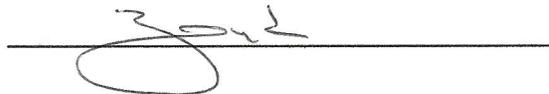
Prof. Dr. Sandro Lemos Machado
Universidade Federal da Bahia – UFBA



Profa. Dra. Miriam de Fátima Carvalho Machado
Universidade Católica do Salvador – UCSAL



Profa. Dra. Viviana Maria Zanta
Universidade Federal da Bahia – UFBA



Prof. Dr. Gustavo Ferreira Simões
Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG



Com muito amor e carinho, dedico este trabalho a
Maria Nilza, mãe querida, por ter me ensinado a aprender.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pois sem ele nada conseguiria fazer.

A minha mãe pela educação base para minha vida e apoio nos meus estudos e, acima de tudo, pelo seu amor.

A minhas irmãs, Andréia e Ana Paula, pelo carinho, incentivo e apoio para seguir em frente.

Aos agora ausentes, pai e vó, por participarem da formação do meu caráter, pelo carinho, amor e afeto para comigo.

A Érica, namorada sempre tão atenciosa, carinhosa, paciente e compreensível, pelo seu apoio e incentivo para concretização deste trabalho e, acima de tudo, pelo seu amor.

A Sandro Lemos Machado, orientador amigo, pelo empenho, sabedoria, compreensão e, acima de tudo, exigência.

A Miriam de Fátima Carvalho, co-orientadora amiga sempre tão atenciosa, pelo empenho, sabedoria, paciência, compreensão e, acima de tudo, exigência.

A Viviana Zanta, pelas contribuições durante as qualificações deste trabalho, pela sua ajuda, interesse e sábias ideias.

Aos amigos e amigas da turma de Mestrado, Ana Paula, Augusto, Borges, Deir, Denise, Eduardo, Ernesto, Fabiano, Fabíola, Fátima, Glauber, Gustavo, Jamile, João, Juliana, Marcos, Natasha, Rosevânia e Sara, pelos momentos felizes vividos durante este curso. Em especial, as amigas de turma, Adriana e Joana, pela paciência, pelos conselhos, discussões, orientações, incentivo para continuidade desta jornada e, acima de tudo, pela grandiosa amizade.

Aos amigos e amigas do GEOAMB, André, Antônio, Dailon, Daniela, Fernanda, Fernando, Help, Janielson, Jeová, João, Julian, Júlio, Kleber, Larissa Cardoso, Larissa Goés, Luciano, Maurício, Mehran, Rita, Ryseuda, Samile e Thaynara pela convivência agradável e contribuições. Em especial ao companheiro Ricardo pelo total apoio e compromisso na realização dos ensaios de BMP.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB), pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (GEOAMB) da UFBA, por disponibilizar toda estrutura física necessária à realização dos experimentos.

À BATTRE e aos seus funcionários, por atuarem em parceria com o GEOAMB e UFBA subsidiando e apoiando o desenvolvimento técnico-científico no estado da Bahia.

A todos aqueles que direta ou indiretamente também participaram da realização deste trabalho.

Muito obrigado por fazerem parte da minha vida e me proporcionarem essa experiência enriquecedora e gratificante para o meu crescimento humano e profissional.

Há homens que lutam um dia e são bons.
Há outros que lutam um ano e são melhores.
Há os que lutam muitos anos e são muitos bons.
Porém, há os que lutam toda a vida.
Esses são os imprescindíveis.

Bertolt Brecht

CALDAS, Átila Santos. Geração de Metano devido à digestão anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos - Estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, Salvador-BA. 154 p. il. 2011. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

RESUMO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) decompostos anaerobiamente em aterros sanitários são responsáveis por grande parte das emissões de metano (CH_4), um dos gases causadores do aquecimento global. Nos aterros sanitários os RSU ficam sujeitos ao processo de digestão anaeróbia tendo como produtos finais biogás, lixiviado e matéria orgânica estabilizada. A digestão anaeróbia dos RSU ocorre em 5 fases e cada uma delas possui características especiais que interferem diretamente na composição química do biogás gerado. A geração de biogás e de CH_4 podem ser estimadas por modelos matemáticos e por ensaios de determinação do Potencial Bioquímico de Metano (BMP). A carência de dados locais limita a utilização dos modelos matemáticos para os aterros brasileiros. Nesta pesquisa apresentam-se estimativas do potencial de geração de CH_4 (L_0), do potencial de geração de CH_4 remanescente ($L_0(t)$) e da constante relacionada à taxa de geração de CH_4 para o Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC), com base nos procedimentos propostos por Machado *et al.* (2009) e pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006). O ensaio de BMP foi usado para determinar o L_0 para Resíduos Novos (RN) e o $L_0(t)$ para Resíduos Velhos (RV) com diferentes tempos de aterramento no ASMC. Os resultados de L_0 obtidos pelo procedimento proposto por Machado *et al.* (2009) e pelo IPCC (2006) são inferiores aos normalmente apresentados na literatura, enquanto que o valor de k ($0,21 \text{ ano}^{-1}$) está coerente com a faixa sugerida pelo IPCC (2006). Utilizando k ($0,21 \text{ ano}^{-1}$), encontrou-se uma grande quantidade de pontos dentro do Intervalo de Confiança (I.C.) de 70%, para os procedimentos propostos por Machado *et al.* (2009) e IPCC (2006), na curva do comportamento do L_0 previsto ao longo do tempo. O valor de k ($0,38 \text{ ano}^{-1}$) obtido nos ensaios de BMP com amostras de diferentes idades, proporcionou uma queda acentuada do L_0 nos primeiros 4 anos na curva do comportamento do L_0 previsto ao longo do tempo. A curva do comportamento da geração de CH_4 no ASMC forneceu bons resultados, indicando que do início da captação do biogás a até dezembro de 2008 ($t = 11,18$ anos), a geração de CH_4 em campo apresentou-se dentro do I.C. de 70%, e que somente a partir de janeiro de 2009 essa geração passou a apresentar valores abaixo do limite inferior do I.C. considerado, devido às mudanças ocorridas na operação do ASMC. O método utilizado para execução dos ensaios de BMP se mostrou de fácil execução, baixo custo e de curto período de execução, fornecendo dados de L_0 , $L_0(t)$ e k que podem ser utilizados para RSU com características similares aos resíduos da cidade do Salvador.

Palavras-chave: Aterro Sanitário, Resíduos Sólidos Urbanos, Digestão Anaeróbia de RSU, Metano.

CALDAS, Átila Santos. Generation of Methane due to anaerobic digestion of Municipal Solid Waste - A case study of Landfill Metropolitan Center, Salvador - BA. 154 f. il. 2011. Master Dissertation - Polytechnic School, Federal University of Bahia, Salvador, 2011.

ABSTRACT

Anaerobic decomposition of Municipal Solid Waste (MSW) leading to methane gas (CH_4) emission which is one of the gases that cause global warming. MSW in landfill are subjected to anaerobic digestion, producing biogas and leachate and stabilized organic matter as final products. This procedure occurs in 5 phases which have different characteristics of chemical composition and biogas generation. Mathematical models and Biochemical Methane Potential (BMP) determination tests might be employed to estimate the generated biogas and CH_4 . In Brazilian landfills, lack of pertinent data leads to some limitation in the use of mathematical models. This research was developed to evaluate the methane gas generation potential, (L_0), remained potential of CH_4 generation, ($L_0(t)$), and constants related to the generation rate of CH_4 in Metropolitan Center Landfill (Aterro Sanitário Metropolitano Centro, ASMC), using procedure developed by Machado *et al.* (2009) and Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006) as well. To determine the L_0 for fresh Waste (RN) and $L_0(t)$ for old Waste (RV) with various ages collected in ASMC, the BMP test was employed. The results showed that the L_0 values achieved by Machado *et al.* (2009) and IPCC (2006) are generally lower than those reported in the literature, however the k value (0.21 yr^{-1}) is in the range suggested by the IPCC (2006). Using a k value of 0.21 yr^{-1} achieved from Machado *et al.* (2009) and IPCC (2006) methods, resulted in L_0 time curve in a confidence interval (I.C.) of 70%. In the case of BMP test, this method yielded a k value of 0.38 yr^{-1} for MSW samples with different ages which showed a sharp reduction in the L_0 value in the first four years. The early stage measuring of biogas in December 2008 ($t = 11.18$ years) and the amount of Methane gas showed a good compatibility with the calculated Methane gas generated in ASMC with an IC up to 70%, however in January 2009 the level of compatibility decreased from this value which was due to changes occurred in the operational procedures in ASMC. The employed method to execute BMP tests, was easy and cost effective which needed a short period for monitoring and could provide L_0 , $L_0(t)$ and k values, could be used for MSW materials that their characteristics are similar to Salvador.

Keywords: Sanitary Landfill, Municipal Solid Waste, Anaerobic Digestion of MSW, Methane.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 - Geração de RSU no Brasil.....	27
Figura 02 - Coleta de RSU no Brasil.....	28
Figura 03 - Destinação final de RSU no Brasil em 2008 e 2009.....	29
Figura 04 - Aspectos importantes no projeto de um aterro sanitário	31
Figura 05 - Aterro Sanitário em diversas fases e seus sistemas	32
Figura 06 - Esquema ilustrativo do revestimento de fundo de uma célula de RSU.....	33
Figura 07 - Colocação da geomembrana sobre uma camada de argila compactada	34
Figura 08 - Colocação de uma camada de proteção mecânica sobre a geomembrana.....	34
Figura 09 - Colocação de geomembrana sobre o talude de uma célula de RSU no ASMC.....	35
Figura 10 - Revestimento do talude de uma célula no ASMC	35
Figura 11 - Construção da camada drenante de lixiviado	36
Figura 12 - Implantação de aduela celular para captação e bombeamento do lixiviado.....	36
Figura 13 - Esquema ilustrativo da cobertura ou revestimento impermeável superior.....	37
Figura 14 - Vista aérea da construção da camada de cobertura em uma célula de RSU no ASMC.....	38
Figura 15 - Vista aérea da camada de cobertura construída em uma célula de RSU no ASMC	38
Figura 16 - Sistema de captação do biogás instalado nas células do ASMC	39
Figura 17 - Estação de captação do biogás do ASMC	39
Figura 18 - Fluxo de água em um aterro sanitário.....	41
Figura 19 - Concentração do lixiviado em função do tempo	43
Figura 20 - Esquema das reações da digestão anaeróbia de materiais poliméricos	46
Figura 21 - Fases da digestão anaeróbia de RSU em aterros sanitários	48
Figura 22 - Principais fatores intervenientes no processo de geração do biogás	59
Figura 23 - Geração de CH ₄ em função do teor de celulose e hemicelulose para diferentes componentes dos RSU.....	75
Figura 24 - Aparato experimental de um digestor anaeróbio	76
Figura 25 - Resultados dos ensaios de BMP obtidos para esterco de animais e para diversos componentes dos resíduos	76
Figura 26 - Potencial de geração de CH ₄	77
Figura 27 - Ilustração do reator de amostragem do biogás.....	78

Figura 28 - Exemplos de três curvas da geração de CH ₄ medida para os resíduos sólidos orgânicos, para a celulose e para as condições de controle (inóculo e água)	79
Figura 29 - Relação entre o BMP e o teor de Sólidos Voláteis	79
Figura 30 - Etapas seguintes do ensaio BMP: (a) Troca de atmosfera por uma mistura de N ₂ /CO ₂ nos frascos; (b) Fechamento do frasco e colocação do manômetro; (c) Frascos incubados na estufa a 37°C	80
Figura 31 - Estação de Transbordo de RSU no bairro do Canabrava, Salvador-Ba.....	86
Figura 32 - Vista aérea do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, Salvador-Ba.....	86
Figura 33 - Atividades da Caracterização dos RSU	88
Figura 34 - Coleta de amostra de RN, segregação dos componentes e pesagem do material..	89
Figura 35 - Sequência de atividades de escavação e coleta de RSU de diferentes idades	90
Figura 36 - Sequência de atividades de perfuração e coleta de RSU em diferentes profundidades no ASMC	91
Figura 37 - Localização das Cavas e das Tradagens realizadas no ASMC para coleta de RV com diferentes tempos de aterramento	92
Figura 38 - Atividades de coleta, amostragem e ensaios de BMP	96
Figura 39 - Aparato experimental para confinamento dos digestores na faixa de temperatura de 38 a 40°C.....	97
Figura 40 - Coleta de lixiviado em lagoas de armazenamento no ASMC	98
Figura 41 - Sequência das atividades para realização do ensaio de BMP	99
Figura 42 - Comparação da composição física média, em base seca, dos RSU novos com RSU de diferentes tempos de aterramento	112
Figura 43 - Correlação existente entre o STV e o teor de lignina por meio de curva de regressão linear	116
Figura 44 - Comportamento da geração de CH ₄ ao longo dos ensaios de BMP para RN.....	118
Figura 45 - Comportamento da geração de CH ₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 2 anos de aterramento	118
Figura 46 - Comportamento da geração de CH ₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 4,23 anos de aterramento	119
Figura 47 - Comportamento da geração de CH ₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 4,32 anos de aterramento	119
Figura 48- Comportamento da geração de CH ₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 6,15 anos de aterramento	120

Figura 49 - Comportamento da geração de CH ₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 6,26 anos de aterramento	120
Figura 50 - Comportamento da geração de CH ₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 6,32 anos de aterramento	121
Figura 51 - Relação do L ₀ com o teor de Sólidos Totais Voláteis dos RSU	126
Figura 52 - Variação do L ₀ com a relação (STV - L)/L	127
Figura 53 - Relação do L ₀ com o teor de umidade dos RSU em BS (%)	127
Figura 54 - Valores de L ₀ experimentais e ajustados em função da idade das amostras - Machado <i>et al.</i> (2009).....	131
Figura 55 - Valores de L ₀ experimentais e ajustados em função da idade das amostras - IPCC (2006)	132
Figura 56 - Valores de L ₀ experimentais e ajustados em função do tempo de aterramento das amostras - BMP	132
Figura 57 - Valores de L ₀ experimentais em função do tempo de aterramento das amostras - Machado <i>et al.</i> (2009), IPCC (2006) e BMP.....	133
Figura 58 - Curva do comportamento da geração de CH ₄ nas Células 1, 2, 3 e 4 do ASMC	135
Figura 59 - Curva do comportamento da geração de CH ₄ da Célula 5 com a Macro Célula 1 do ASMC.....	136
Figura 60 - Curva do comportamento da geração de CH ₄ da Célula 6 do ASMC	136
Figura 61 - Curva do comportamento da geração total de CH ₄ no ASMC	137

LISTA DE QUADROS

Quadro 01 - Características dos principais componentes dos RSU	24
Quadro 02 - Descrição dos principais constituintes químicos encontrados nos RSU	26
Quadro 03 - Origem dos íons encontrados no lixiviado	44
Quadro 04 - Microrganismos participantes da degradação da matéria orgânica.....	47
Quadro 05 - Sequência de atividades para realização dos ensaios do BMP.....	100

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 - Composição Gravimétrica dos RSU em diversas cidades do Brasil, em %	25
Tabela 02 - Composição química dos RSU	25
Tabela 03 - Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros	42
Tabela 04 - Concentração de cátions e ânions no lixiviado de diferentes categorias de idade	45
Tabela 05 - Constituintes típicos encontrados no biogás dos aterros de RSU	53
Tabela 06 - Características dos principais gases encontrados no biogás	54
Tabela 07 - Distribuição percentual da composição do biogás em um aterro sanitário desde o início da disposição dos RSU até 48 meses após encerramento da célula	55
Tabela 08 - Resumo das concentrações típicas dos traços de gases em 66 aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos na Califórnia (EUA)	56
Tabela 09 - Concentrações de substâncias halogenadas em amostras de RSU e no lixiviado por meio de dois tipos de ensaios laboratoriais	57
Tabela 10 - Concentrações de substâncias aromáticas (BTEX) em amostras de RSU e no lixiviado por meio de dois tipos de ensaios laboratoriais	58
Tabela 11 - Concentrações inibitórias dos metais pesados na digestão anaeróbia	64
Tabela 12 - Valores de k sugeridos pelo IPCC (2006)	66
Tabela 13 - Valores de BF sugeridos na literatura	67
Tabela 14 - Geração (C_m) e o consumo de água de acordo com a Equação 06	68
Tabela 15 - Valores de DOC sugeridos pelo IPCC (2006)	69
Tabela 16 - Resultados experimentais da geração de CH_4 para componentes do RSU ^a	74
Tabela 17 - Geração de biogás para as amostras de resíduos orgânicos de diferentes idades..	81
Tabela 18 - Resultados do potencial de geração de biogás e/ou CH_4 obtidos por meio do ensaio de BMP	82
Tabela 19 - Caracterização físico-química do lixiviado do ASMC coletado em março de 2010	98
Tabela 20 - Teor de umidade em base seca de cada componente do resíduo novo coletado em diferentes datas	105
Tabela 21 - Teor de umidade global para os RSU novos estudados	108
Tabela 22 - Teor de umidade em base seca de cada componente dos RSU aterrados coletado por meio de abertura de cavas e de trado helicoidal de 40 cm de diâmetro	109
Tabela 23 - Teor de umidade global para os resíduos aterrados (RV) obtidos por meio de abertura de cavas e de trado helicoidal de 40 cm de diâmetro	110

Tabela 24 - Composição gravimétrica dos RN coletados em diferentes épocas, em termos de base seca (BS) e base úmida (BW).....	111
Tabela 25 - Composição gravimétrica dos resíduos aterrados (RV) coletados por meio de abertura manual de cavas, em termos de base seca (BS) e base úmida (BW).....	113
Tabela 26 - Teor de STV, Matéria Orgânica (MO) e Lignina para a fração pastosa dos RSU novos estudados.....	115
Tabela 27 - Teor de STV, Matéria Orgânica (MO) e Lignina para a fração pastosa dos RSU aterrados coletados em cavas e em perfurações com trado helicoidal	115
Tabela 28 - Resultados da geração e da composição química relativa do biogás, L_0 e dos valores ajustados de k para as amostras de RSU ensaiadas nos testes de BMP.....	123
Tabela 29 - Valores de C_m , BF_w , L_0 e $L_0(t)$ para as amostras de RSU do ASMC com diferentes tempos de aterramento.....	129

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública de Resíduos
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
AOV	Ácidos Orgânicos Voláteis
ASMC	Aterro Sanitário Metropolitano Centro
BF	Fração Biodegradável
BF _w	Fração Biodegradável do resíduo como um todo
BMP	Potencial Bioquímico de Metano
BS	Base Seca
BTEX	Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno
BW	Base Úmida
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CFC	Clorofluorcarbono
CH ₃ COOH	Ácido acético
CH ₄	Gás Metano
C _m	Coefficiente estequiométrico que representa a completa conversão do material orgânico em produtos gasosos
CO ₂	Dióxido de Carbono (Gás Carbônico)
COD	Carbono Orgânico Degradável
COMLURB	Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro
COMPESA	Companhia Pernambucana de Saneamento
CONDER	Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia
COT	Carbono Orgânico Total
DDOC _m	Carbono Orgânico efetivamente degradável
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FVMP	Frequência de ocorrência dos valores mais prováveis
GEE	Gases de efeito estufa
GEOAMB	Laboratório de Geotecnia Ambiental
H ₂ S	Gás Sulfídrico
INMET	Instituto Brasileiro de Meteorologia
IPCC	Painel Intergovernamental de mudanças climáticas
k	Constante relacionada à taxa de geração de metano

K	Potássio
L ₀	Potencial de geração de metano
LIMPURB	Empresa de Limpeza Urbana do Salvador
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
mV	Milivolts
N ₂	Gás Nitrogênio
Na	Sódio
NH ₃	Amônia
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O ₂	Oxigênio
O ₃	Ozônio
P _{atm}	Pressão atmosférica
pH	Alcalinidade
PMS	Prefeitura Municipal do Salvador
ppbV	Partes por bilhão em volume
Ppm	Partes por milhão em volume
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
q	Taxa específica de geração de CH ₄
Q	Geração horária de CH ₄ estimada para as células de disposição do aterro
q*	Ajuste da taxa específica de geração de CH ₄
R	Constante universal dos gases ideais
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
SV	Sólidos Voláteis
UFBA	Universidade Federal da Bahia
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
VCC	Hidrocarbonetos Clorados Voláteis ou Solventes Clorados
VOC	Compostos Orgânicos Voláteis
w	Teor de umidade

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	19
2.1 OBJETIVO GERAL.....	22
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	23
3.2 ATERRO SANITÁRIO - CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO	30
3.2.1 Sistema de Revestimento de Fundo.....	32
3.2.2 Sistema de drenagem do lixiviado.....	35
3.2.3 Camada de Cobertura	37
3.2.4 Drenagem do biogás	38
3.3 GERAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO EM ATERROS SANITÁRIOS	39
3.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM ATERROS SANITÁRIOS	45
3.4.1 Processo de digestão anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos.....	45
3.4.2 Composição e características do biogás	53
3.4.3 Fatores que influenciam na digestão anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos	58
3.5 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE METANO EM ATERROS SANITÁRIOS	64
3.5.1 Procedimento simplificado para estimativa do L_0 e k	66
3.5.2 Potencial Bioquímico de Metano (BMP)	71
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	85
4.1 ÁREA DE ESTUDO	85
4.2 ANÁLISES EXPERIMENTAIS	87
4.2.1 Caracterização dos RSU	87
4.2.1.1 Coleta dos RSU	88
4.2.1.2 Determinação do teor de umidade dos RSU.....	93
4.2.1.3 Determinação da Composição Gravimétrica dos RSU.....	93
4.2.1.4 Determinação do teor de Sólidos Totais Voláteis	94
4.2.1.5 Determinação do teor de Lignina	94
4.2.2 Determinação do Potencial Bioquímico de Metano - BMP	96
4.2.2.1 BMP em RSU novos	100

4.2.2.2 BMP em RSU de diferentes tempos de aterramento	101
4.2.2.3 Memorial de Cálculo do BMP	102
4.3 ANÁLISE DA GERAÇÃO DE METANO NO ASMC	104
5 RESULTADOS	105
5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU	105
5.1.1 Teor de umidade dos RSU	105
5.1.2 Composição Gravimétrica dos RSU	110
5.1.3 Teor de Sólidos Totais Voláteis e Teor de Lignina	114
5.2 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO - BMP	117
5.2.1 Relação do L_0 com alguns parâmetros	125
5.3 COMPORTAMENTO DO L_0 EM FUNÇÃO DO TEMPO DE ATERRAMENTO DOS RSU	128
5.4 ANÁLISE DA GERAÇÃO DE CH_4 NO ASMC	134
6 CONCLUSÃO	140
7 SUGESTÕES PARA NOVAS PESQUISAS	144
REFERÊNCIAS	145

1 INTRODUÇÃO

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são um dos principais problemas da humanidade, tendo em vista que esses materiais são gerados inevitavelmente nas atividades desenvolvidas nas cidades. A busca por soluções técnicas mais viáveis para disposição e tratamento desses resíduos é objeto de estudo de muitos pesquisadores em diferentes áreas do conhecimento. A problemática dos RSU levou o Brasil a aprovar no ano de 2010 a lei nº 12.305 para estabelecer a política nacional com vista a solucionar os agravos ambientais ligados à geração incontrolada, disposição final e tratamento inadequado etc desses materiais.

No Brasil, os RSU são dispostos em aterros sanitários, aterros controlados e em lixões ou vazadouros a céu aberto. Os aterros controlados levam em consideração algum critério de engenharia para confinar os RSU, como compactação da base e/ou cobertura diária de RSU. Os lixões apresentam as piores condições na disposição, causando problemas ambientais, como a contaminação do solo e de águas subterrâneas e superficiais, dentre outros. O aterro sanitário é indicado como uma forma de disposição final adequada por confinar RSU com base em critérios de engenharia com vista à proteção e preservação do meio ambiente e da saúde pública.

Nos aterros sanitários ocorre o processo de digestão anaeróbia dos RSU e como produtos finais desse processo, tem-se biogás, lixiviado e matéria orgânica estabilizada. Por conter em sua composição o gás Metano (CH_4) em maior concentração, o biogás de aterros sanitários é foco de muitos estudos. É sabido no meio científico, em termos da quantidade gerada, que os principais Gases de Efeito Estufa (GEE), fenômeno de aquecimento do planeta, são o dióxido de carbono (CO_2) e o CH_4 , esse último é 21 vezes mais ativo na retenção de calor na estratosfera. Nos últimos anos o aquecimento do planeta vem se agravando por conta das emissões antrópicas.

Foi pensando nas emissões atmosféricas de GEE que diversos países começaram a se reunir para discutir o futuro do planeta, começando com a Conferência das Nações Unidas em Estocolmo no ano de 1972, passando pela ECO - 92 realizada no Brasil, Rio +10 realizada 10 anos após a ECO - 92 na África do Sul e mais recentemente a Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas de 2009 realizada em solo dinamarquês, dentre tantas outras que ocorreram em diversas partes do planeta em diferentes anos. Destaca-se que durante esses encontros, alguns importantes documentos foram elaborados com vista às

adequações das nações sobre as suas formas de desenvolvimento e principalmente das suas metas de redução de GEE, como o Protocolo de Quioto e a Agenda 21.

Fruto do debate acerca das diversas questões relacionadas ao meio ambiente, particularmente com o tema mudanças climáticas, surgiu nesses fóruns de discussões ambientais uma nova denominação, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). O MDL é concebido como um modelo de ações práticas voltada para o desenvolvimento mais sustentável das atividades desenvolvidas na sociedade visando à proteção e preservação do meio ambiente. O MDL já está sendo aplicado aos RSU em aterros sanitários, principalmente em projetos que vislumbram evitar as emissões de CH_4 para a atmosfera, seja pelo aproveitamento energético desse gás ou por meio da sua combustão transformando-o em CO_2 , que é menos agressivo ao meio ambiente.

Mandal e Mandal (1997) já ressaltavam que a geração do biogás em aterros sanitários por meio da digestão anaeróbia dos RSU tem recebido atenção por conta de 3 prerrogativas: possibilidade da substituição energética oriunda de combustíveis fósseis que acabarão no futuro por energia proveniente do biogás; ajuda no controle da poluição ambiental que ameaça a saúde humana; e contribuição na redução do estresse sobre os sistemas convencionais que já não suprem a demanda energética da sociedade. Para se ter uma ideia em termos numéricos sobre a recuperação energética do biogás em aterros sanitários, Barlaz *et al.* (1997) afirmaram que até o ano de 1997 já existiam nos Estados Unidos da América e no Canadá 119 projetos em operação.

Diversos órgãos ambientais tentam elaborar um método para quantificar as emissões de CH_4 em aterros sanitários, a exemplo da Environmental Protection Agency (EPA), Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) e World Bank Group, dentre outros, todavia cada um deles utiliza parâmetros inerentes à realidade de determinados locais, que na maioria das vezes não corresponde à situação do Brasil. Assim como Maciel (2009), acredita-se que alguns projetos de recuperação de biogás implantados no Brasil apresentam imprecisão na previsão de CH_4 por conta da utilização de parâmetros de geração de CH_4 de aterros norte-americanos e europeus.

Nesse contexto, este trabalho procura avaliar a geração de CH_4 produzidos de RSU depositados no Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC), visando obter parâmetros mais realistas com as condições locais e com as características dos resíduos de Salvador.

O objetivo geral, bem como os objetivos específicos, são apresentados no capítulo 2 deste trabalho. Uma breve revisão bibliográfica sobre RSU, construção e operação de

aterros sanitários, características de lixiviados de aterros sanitários, digestão anaeróbia de RSU e geração de CH₄ em aterros é apresentada no capítulo 3.

Dois métodos existentes para estimativa do potencial de geração de CH₄ (L₀) e da constante relacionada à taxa de geração de CH₄ (k) em aterros sanitários foram utilizados nesta pesquisa, o procedimento proposto por Machado *et al.* (2009) e o método proposto pelo IPCC (2006). A determinação desses 2 parâmetros, L₀ e k, também foi realizada por meio do ensaio do Potencial Bioquímico de Metano (BMP), foco principal deste trabalho. A determinação do L₀ possibilitou a realização de uma análise da geração de CH₄ no ASMC.

Os materiais e os métodos utilizados para o atendimento dos objetivos específicos, particularmente dos ensaios de BMP, são apresentados de forma bastante sucinta no capítulo 4, divididos de acordo com o objetivo a que se pretende alcançar, desde as intervenções de campo às atividades de laboratório. No capítulo 5 apresentam-se os resultados obtidos e as análises realizadas. Finalmente, no capítulo 6 apresentam-se as conclusões desta pesquisa e no capítulo 7 as sugestões para novas pesquisas.

Acredita-se que devido às mudanças climáticas que vêm ocorrendo no mundo por conta das emissões de GEE, especificamente CH₄ e CO₂ oriundos de aterros sanitários, esta pesquisa torna-se de importância reconhecida, na medida em que mensura o potencial de geração de CH₄ dos RSU, por meio do ensaio de BMP e de modelos matemáticos, fornecendo dados locais para o desenvolvimento de projetos de MDL que visem os aterros como biodigestores de resíduos. Podendo tornar o biogás aproveitado como uma fonte energética para o país, em substituição a algumas fontes de energias não-renováveis utilizadas e que causam agravos ao meio ambiente.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a geração de metano (CH_4) produzido durante o processo de digestão anaeróbia dos RSU dispostos em aterros sanitários.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Determinar o potencial de geração de metano (L_0) e a constante relacionada à taxa de geração de metano (k) para os RSU provenientes do Aterro Sanitário Metropolitano Centro;

Analisar a geração de CH_4 do Aterro Sanitário Metropolitano Centro utilizando modelos matemáticos e ensaios laboratoriais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os Resíduos Sólidos são talvez um dos temas que mais se discutiram na última década do século passado e já vem cada vez mais ganhando importância ao longo desse século, vide o exemplo brasileiro que aprovou no ano de 2010 a lei nº 12.305 para tratar dessa problemática. Questões referentes a não geração e reuso dos resíduos, referentes à coleta, manuseio, tratamento e disposição adequada, bem como questões relativas aos cuidados ambientais com as áreas de disposição e os produtos gerados são questionamentos que têm merecido a atenção de várias entidades.

Para os efeitos da Lei Nacional nº 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos no país, os Resíduos Sólidos são entendidos como:

“material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível” (BRASIL, 2010).

Segundo Boscov (2008) os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) correspondem aos resíduos gerados nas residências, nos estabelecimentos comerciais, nos logradouros públicos e nas inúmeras atividades desenvolvidas nas cidades, além dos resíduos de varrição de ruas e praças. São compostos normalmente por materiais putrescíveis (resíduos alimentares, resíduos de jardinagem e varrição, e materiais que apodrecem rapidamente), papéis/papelões, plásticos, madeiras, metais, vidros e outros materiais (entulhos, espumas, solos, couro, borrachas, cinzas, tecidos, óleos, graxas, resíduos industriais não perigosos etc).

Devido à sua heterogeneidade, o RSU apresenta muitas particularidades, as quais merecem ser profundamente estudadas, assim como as suas propriedades, de cada um dos seus constituintes. Sowers (1973) *apud* Boscov (2008) afirma que os componentes dos RSU são muito variados e apresentam propriedades físicas e químicas diferentes. Para ilustrar um

pouco a heterogeneidade desse material, apresentam-se no Quadro 01 as principais características dos componentes típicos dos RSU.

Componente	Características
Resíduos Alimentares	Muito úmido, putrescível, rapidamente degradável, compressível
Papel, trapos	Seco a úmido, compressível, degradável, inflamável
Resíduos de jardinagem	Úmido, putrescível, degradável, inflamável
Plástico	Seco, compressível, pouco degradável, inflamável
Metais ocos	Seco, corrosível, pode ser amassado
Metais maciços	Seco, fracamente corrosível, rígido
Borracha	Seco, inflamável, compressível, não pode ser amassado, pouco degradável
Vidro	Seco, pode ser esmagado, pouco degradável
Madeiras, espumas	Seco, pode ser amassado, compressível, degradável, inflamável
Entulho de construção	Úmido, pode ser amassado, erodível, pouco degradável
Cinzas, pó	Úmido, possui características de solo, compressível, pode ser ativo quimicamente e parcialmente solúvel

Quadro 01 - Características dos principais componentes dos RSU
 Fonte: Sowers (1973) *apud* Boscov (2008)

A composição gravimétrica dos RSU entre as cidades varia de acordo com diversos fatores, a exemplo dos hábitos da população, nível de escolaridade, atividade econômica, clima, entre outros. A Tabela 01 apresenta dados da composição gravimétrica em base úmida (BW) dos RSU de diversas cidades brasileiras. Considerou-se que os dados apresentados na Tabela 01 estão todos em BW, até mesmo para aqueles trabalhos em que os autores não mencionaram a base de cálculo utilizada.

Assim como a composição gravimétrica tem sua importância, a composição química dos RSU também é um parâmetro imprescindível quando se pretende realizar estudos sobre a biodegradabilidade de resíduos e geração de gases em aterros sanitários. Visando a caracterizar os componentes químicos encontrados nos resíduos, Maciel (2009) apresenta uma descrição química simplificada de cada um dos constituintes químicos dos RSU, a qual é mostrada no Quadro 02.

Tabela 01 - Composição Gravimétrica dos RSU em diversas cidades do Brasil, em %

Componente	Bela Vista ¹	João Pessoa ²	Porto Alegre ³	Presidente Castelo Branco ⁴	Belo Horizonte ⁵	Rio de Janeiro ⁶	Salvador ⁷
Materiais putrescíveis	52,9	66,8	41,9	44,5	65,46	60,7	44,3
Papel/papelão	19,0	10,6	20,7	12,3	10,11	13,5	19,2
Plástico	18,8	8,8	22,5	13,6	11,27	15,3	20,9
Metal	3,8	1,8	4,2	6,3	2,65	1,7	1,3
Vidro	1,9	0,8	2,1	6,0	2,39	3,2	1,9
Madeira		4,7	4,1				2,7
Têxtil		6,2	3,6				3,1
Borracha	3,6	0,4	0,5	17,3	8,12	5,5	0,3
Pedra/cerâmica		0	0,2				6,3
Ano da análise	2005	1997	2001	2006	2001	2005	2004 a 2006

Fonte: ¹MARQUES e PASQUALETTO (2005); ²FLORES *et al.* (1998); ³BIDONE e SOARES (2001); ⁴SOUZA e D'OLIVEIRA (2009); ⁵SIMÕES *et al.* (2003); ⁶RIO DE JANEIRO (2005); ⁷MACHADO *et al.* (2009)

A Tabela 02 apresenta a caracterização baseada nos compostos químicos dos RSU, a qual é usualmente utilizada na literatura quando se pretende analisar a geração de gases oriundos da digestão anaeróbia dos resíduos.

Tabela 02 - Composição química dos RSU

Constituintes químicos dos RSU	Percentual em massa seca (%)		
	Barlaz <i>et al.</i> (1997)	^a Bayard <i>et al.</i> (2005)	^b Machado <i>et al.</i> (2009)
Celulose	28,8	36,0	
Hemicelulose	9,0		57,9
Lipídios	-	8,6	
Proteína	-	7,7	
Lignina	23,1	16,5	13,0

^avalor médio encontrado para os RSU coletados em fevereiro e setembro de 2002

^bvalor médio encontrado para 5 amostragens de RSU

Constituinte químico	Descrição química simplificada
Celulose e hemicelulose	A celulose é um polímero de cadeia longa formado por 5.000 a 15.000 unidades de B-glicose ($C_6H_{10}O_5$) _n . É a mais abundante substância orgânica natural e está presente nas paredes celulares de vegetais, associado com a hemicelulose e a lignina. Também se faz presente em grandes quantidades em papéis e materiais têxteis naturais. A hemicelulose, por sua vez, é formada por monômeros de açúcares de cadeia curta (por volta de 200 unidades), entre os quais se destaca a xilose ($C_5H_{10}O_5$). Enquanto a celulose é um polímero resistente à hidrólise, a hemicelulose possui uma estrutura amorfa com baixa resistência. As hemiceluloses encontram-se intercaladas às microfibrilas de celulose dando elasticidade e impedindo o contato entre as mesmas.
Pectina	A pectina é um polissacarídeo constituído, principalmente, por polímeros de ácido glacturônico, o qual é a forma oxidada da galactose ($C_6H_{12}O_6$). É encontrada em abundância em frutas como maçã, ameixas e frutas cítricas e em menor quantidade em frutas leves como uva, morango, frutas vermelhas, etc. Comercialmente, a pectina é utilizada como gel para fabricação de geléias, emulsificantes e também na indústria farmacêutica.
Amido	É um polímero formado por moléculas de α -glicose. O amido é a maior reserva de carboidrato das plantas e é encontrado em abundância nas sementes, caules e raízes, como trigo, milho, batata, arroz, mandioca, etc. Comercialmente, o mesmo é utilizado como fonte de glicose e para preparação de colas, gomas, xaropes e adoçantes. É uma substância de fácil degradação. A diferença básica do amido para a celulose está associada à estrutura molecular que no amido as unidades de glicose estão orientadas na mesma direção e na celulose está rotacionada em 180°. Tal fato faz com que o amido seja um elemento de degradação mais rápida.
Proteínas	As proteínas são polímeros lineares de estrutura complexa formados por 20 diferentes aminoácidos. As proteínas dão origem a aminoácidos quando hidrolisadas e muitas proteínas são enzimas que catalisam reações químicas. Estas substâncias se caracterizam pela presença do grupo amina, as quais são derivadas do amoníaco (NH_3).
Lipídios	Os lipídios são compostos de natureza química muito diferente, porém que têm em comum serem apolares e, por isso mesmo, serem solúveis em solventes orgânicos (clorofórmio, metanol), mas não em água. Os lipídios estão presentes em óleos, sabões, detergentes, lubrificantes, combustíveis vegetais, entre outros. Normalmente, são decompostos na fase de decomposição anaeróbia ácida.
Lignina	É um polímero de estrutura molecular complexa que é encontrado associado à parede celular dos vegetais para conferir rigidez, impermeabilidade e resistência a ataques microbiológicos e mecânicos. A lignina é um constituinte de difícil degradação, representa cerca de 1/4 a 1/3 da massa seca da madeira, e atua reduzindo a biodisponibilidade de outros constituintes orgânicos, como celulose e hemicelulose.

Quadro 02 - Descrição dos principais constituintes químicos encontrados nos RSU

Fonte: Maciel (2009)

Dados mais recentes sobre a geração, coleta e destino final dos RSU no Brasil para o ano de 2009, foram editados no mês de maio de 2010 pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE). A ABRELPE realiza anualmente o levantamento do Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil desde o ano de

2003. Em 2009 o estudo contemplou 364 municípios, sendo 32 na Região Norte, 109 no Nordeste, 26 no Centro-oeste, 128 no Sudeste e 69 no Sul.

Os resultados, mostrados na Figura 01, correspondem à geração total e per capita de RSU no Brasil. Esses resultados, quando comparados com os dados de 2008, indicam que a geração de RSU aumentou no ano de 2009, mostrando uma geração de aproximadamente 57 milhões de toneladas para uma população urbana de 158.657.883 de pessoas frente aos quase 53 milhões de RSU gerados no ano de 2008 para uma população urbana de 157.037.300 de pessoas.



Figura 01 - Geração de RSU no Brasil
Fonte: ABRELPE (2009)

A quantidade de RSU coletada no país durante os anos de 2008 e 2009 é mostrada na Figura 02, que também aponta a coleta per capita de RSU para o mesmo período e o incremento ocorrido de um ano para outro.

De acordo com a Figura 02, a quantidade de RSU coletada foi de aproximadamente 50 milhões de toneladas no ano de 2009, um acréscimo de cerca de 4 milhões de toneladas de RSU quando comparadas com o ano de 2008, e a coleta per capita para esse mesmo período sofreu um aumento de 6,8%. Não obstante, quando se compara o total de RSU gerados no país para o ano de 2009 (57 milhões de toneladas) com a quantidade de RSU coletada para o mesmo ano (50 milhões), percebe-se que cerca de 7 milhões de toneladas de RSU corresponde a defasagem entre geração e coleta, o que demonstra certa fragilidade da gestão e gerenciamento desses materiais no país.

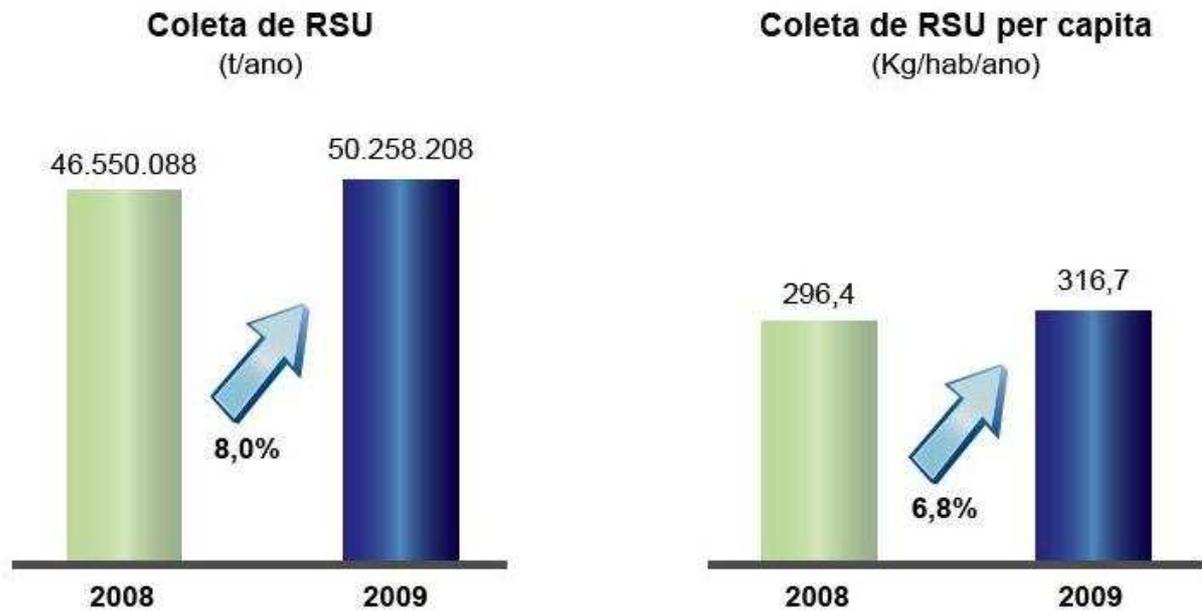


Figura 02 - Coleta de RSU no Brasil
Fonte: ABRELPE (2009)

A disposição final dos RSU ocorre de diversas maneiras. No Brasil, por exemplo, ela ocorre em aterros sanitários, aterros controlados e em lixões a céu aberto. Cada uma dessas destinações apresenta particularidades, porém, em termos de preservação e proteção do meio ambiente, a disposição em aterros sanitários apresenta-se como uma das melhores alternativas, entre as citadas, haja vista que leva em consideração critérios de engenharia para implantação, operação e manutenção do sistema.

A Lei nº 12.305 traz a concepção de disposição final ambientalmente adequada como distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

Bidone e Povinelli (1999) fazendo referência às três técnicas de disposição final de RSU no país, conceituando-as como:

Lixões a céu aberto: “forma de disposição final de RSU, na qual estes são simplesmente descarregados sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública”. Essa forma de disposição final tende a ser paulatinamente extinta, tendo em vista que a Lei nº 12.305 estabelece que o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, em seu conteúdo mínimo, deve levar em consideração metas para a eliminação e recuperação de lixões, associadas à inclusão social e à emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis.

Aterro controlado: “forma de disposição final de RSU no solo, na qual precauções tecnológicas executivas adotadas durante o desenvolvimento do aterro, como o recobrimento dos resíduos com argila (na maioria das vezes sem compactação), aumentam a segurança do local, minimizando os riscos de impactos ao meio ambiente e à saúde pública”.

Aterro sanitário: “é uma forma de disposição final de RSU no solo, dentro de critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos resíduos (normalmente, recobrimento com argila selecionada e compactadas em níveis satisfatórios), evitando danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais”.

A Figura 03 mostra os percentuais da utilização das três modalidades de destinação final de RSU praticadas em diversos municípios do Brasil.

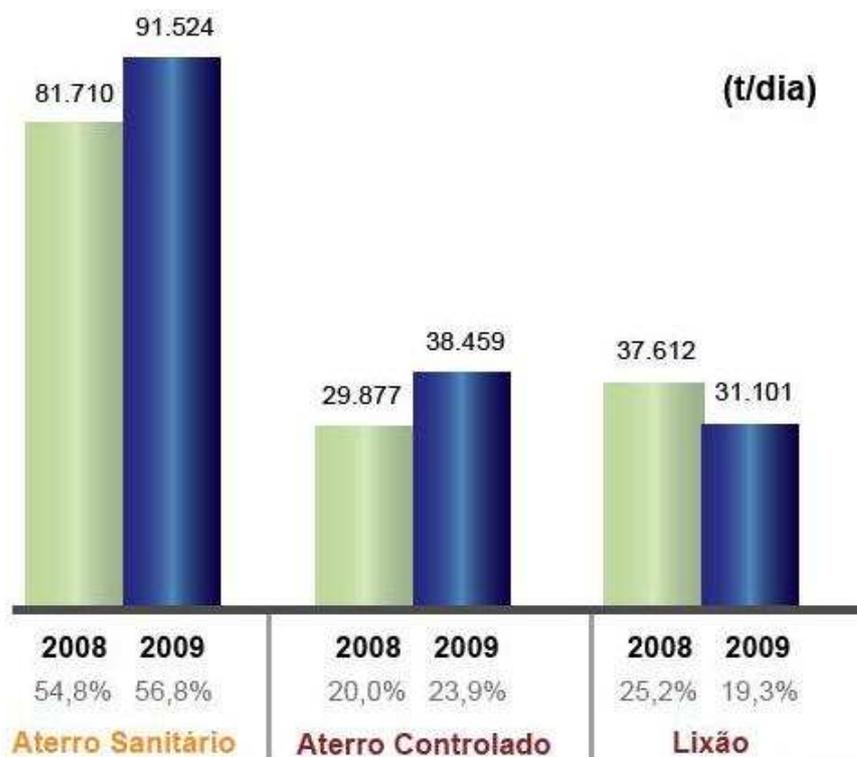


Figura 03 - Destinação final de RSU no Brasil em 2008 e 2009
Fonte: ABRELPE (2009)

De acordo com a Figura 03, a prática de disposição final de RSU predominantemente praticada no país corresponde à alternativa ambientalmente adequada (aterro sanitário), que para o ano de 2009 aparece com um percentual de 56,8, enquanto que o aterro controlado vem em segundo lugar com percentual de 23,9 seguindo pelo lixão com 19,3%.

Vale ressaltar que os dados apresentados na Figura 03 fazem referência a percentuais em termos de massa de resíduos, o que certamente não retrata a verdadeira situação das cidades brasileiras, haja vista que as maiores gerações de resíduos sólidos estão concentradas nas metrópoles, as quais geralmente apresentam aterro sanitário, enquanto que os municípios pequenos que apresentam as menores quantidades de geração de resíduos, normalmente fazem uso de aterro controlado e/ou lixão.

A disposição final de RSU em aterros sanitários ainda é uma prática que merece maior atenção e incentivo, haja vista que reduz consideravelmente os impactos ambientais causados ao solo, ar e água, e possibilita a digestão anaeróbia dos RSU gerando biogás que pode ser utilizado para geração de energia. Essa prática de disposição merece cuidados na sua construção e operação, na coleta de lixiviado e de biogás e principalmente no que tange à preservação do meio ambiente. Esses assuntos são tratados no próximo tópico.

3.2 ATERRO SANITÁRIO - CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO

A norma técnica, NBR 8419/84, define aterro sanitário, como:

“a técnica de disposição de resíduos sólidos no solo, sem causar danos a saúde e à segurança pública, minimizando os impactos ambientais; método este que utiliza princípios de engenharia para confinar resíduos sólidos na menor área possível e a reduzi-los a menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de solo na conclusão de cada jornada de trabalho, ou em intervalos menores se necessário” (ABNT, 8419/84).

Do ponto de vista energético, de acordo com Carvalho *et al.* (2008), usualmente contextualiza-se aterro sanitário como sendo um grande reator bioquímico, que tem resíduos e água como os principais produtos de entrada, gás e lixiviados como produtos de saída. Nos aterros ocorre o processo de decomposição anaeróbia, o que gera o biogás, que contém metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), além de traços de outros gases e vapor de água. Seguindo essa concepção, Boscov (2008) afirma que o aterro deixou de ser somente um local para confinamento de resíduos e passou a ser um local utilizado também para o tratamento dos mesmos, e nesse caso a decomposição microbiana do maciço de RSU deve ser favorecida,

visando a reduzir a massa e o volume do maciço e, principalmente, à geração do biogás para o aproveitamento energético.

Os aspectos mais importantes a serem considerados na etapa de projeto de um aterro sanitário são mostrados na Figura 04, com base nos estudos de Real (2005).

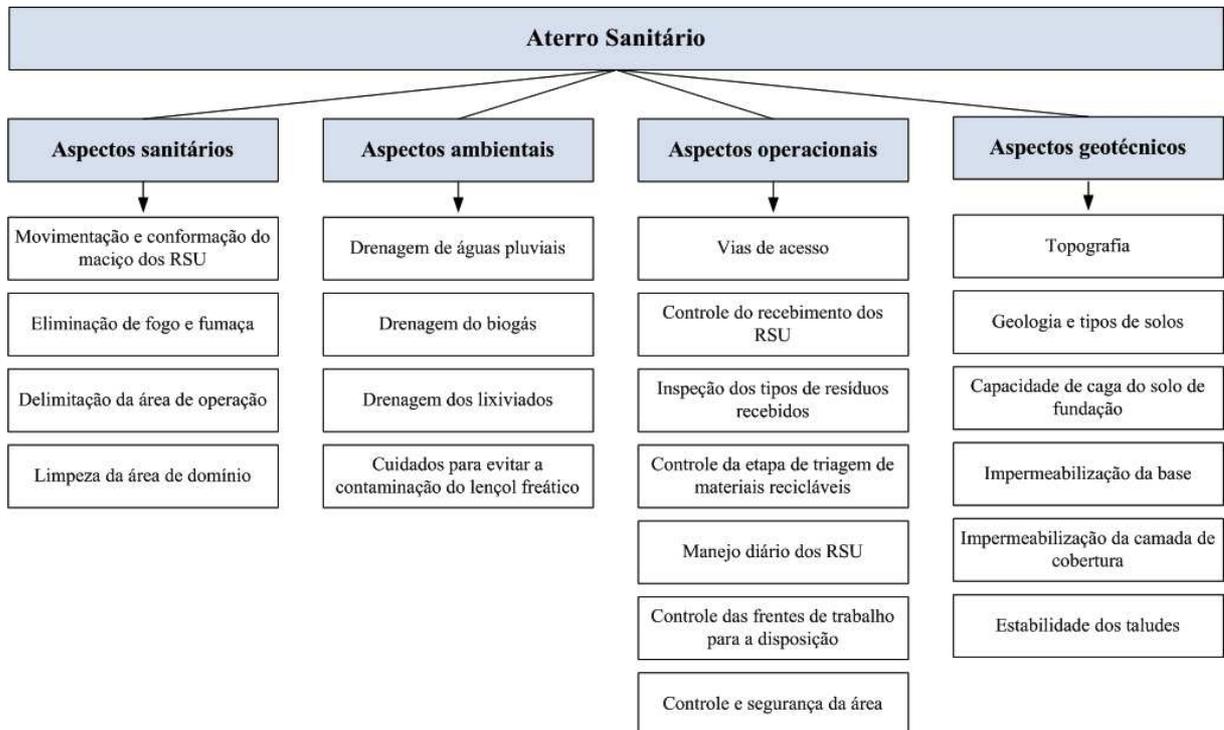


Figura 04 - Aspectos importantes no projeto de um aterro sanitário
Fonte: Modificado de Real (2005)

Na Figura 05 é apresentado um modelo esquemático de um aterro sanitário em diversas fases e seus sistemas, o qual é útil para concepção e entendimento das abordagens referentes à construção e operação de um aterro sanitário.

Para Nascimento (2007), a idealização sobre uma obra de um aterro sanitário compreende um conjunto dos seguintes componentes e técnicas operacionais: divisão em células, compactação dos resíduos, cobertura, sistema de impermeabilização do solo de fundação, sistema de coleta e drenagem de líquidos e gases, tratamento do lixiviado, monitoramento geotécnico e ambiental entre outros.

Os elementos sugeridos por Nascimento (2007) já são bastante discutidos na literatura e alguns detalhes mais genéricos sobre os principais elementos que formam um aterro serão apresentados nos sub-tópicos seguintes com vista a facilitar o entendimento. Ressalta-se que as particularidades de cada local, bem como as características do próprio resíduo, devem ser levadas em consideração na escolha do modelo de construção e operação do aterro.

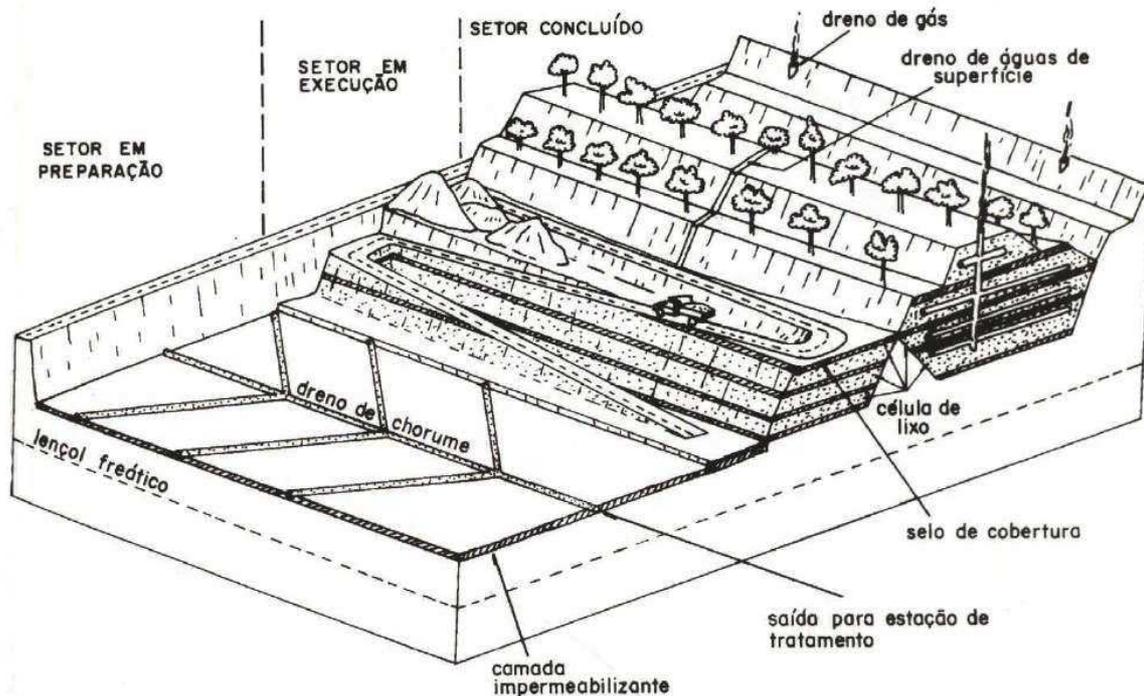


Figura 05 - Aterro Sanitário em diversas fases e seus sistemas
 Fonte: GERVASONI (1991) *apud* IPT (1995)

3.2.1 Sistema de Revestimento de Fundo

Esse sistema é composto basicamente por camadas impermeabilizantes (*liners*, em inglês), de drenagem e de transição e tem a função de reduzir o transporte de poluentes para a zona não saturada e/ou ao lençol freático subterrâneo até concentrações não prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente (BOSCOV, 2008). A Figura 06 mostra um esquema ilustrativo de um revestimento de fundo de uma célula de RSU.

Em conformidade com a Figura 06, Boscov (2008) orienta que a camada de argila compactada apresente coeficiente de permeabilidade menor ou igual a 1×10^{-9} m/s; a camada drenante de lixiviado seja composta de material granular; e a camada de separação e filtração seja feita com um solo de granulometria intermediária entre a dos resíduos e a da camada drenante.

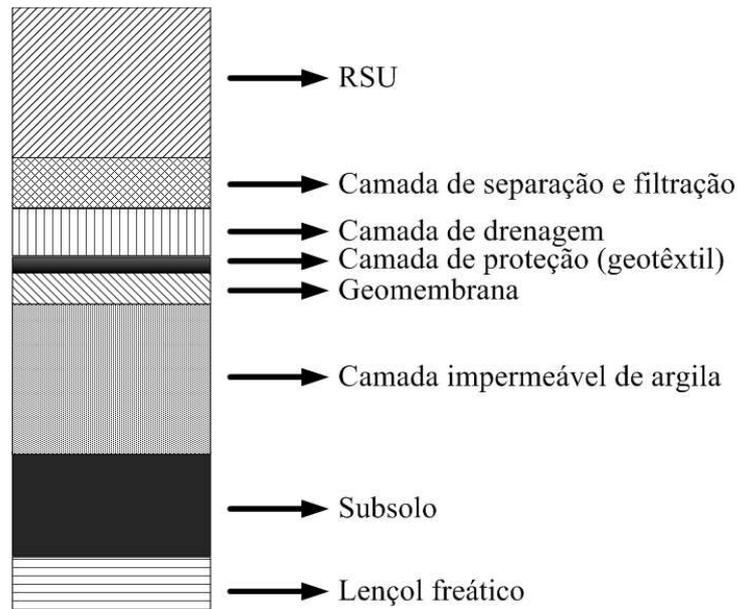


Figura 06 - Esquema ilustrativo do revestimento de fundo de uma célula de RSU
 Fonte: Modificado de Boscov (2008)

De acordo com Ferrari (2005) *apud* Boscov (2008), regulamentações de diversos países sobre sistemas de revestimento de fundo para aterros de RSU indicam as seguintes espessuras para as camadas com coeficiente de permeabilidade igual a 1×10^{-9} m/s: 0,60 m - Áustria, EUA e Hungria; 1,0 m - Bélgica, Inglaterra e Itália; 0,30 m - França; 0,75 m - Alemanha; e 0,80 m - Suíça.

Guedes (2007) sugere que sobre a geomembrana possa ser utilizada também uma outra camada de argila impermeável em substituição da camada de geotêxtil com altura de aproximadamente 50 cm, a qual pode variar conforme estudo da permeabilidade, granulometria, compactação e umidade do solo. Essa camada, assim como a camada de geotêxtil, é indicada para proteger a geomembrana contra as ações mecânicas que possam vir a danificá-la, provocando a perda da sua estanqueidade.

Nas Figuras 07 e 08 são apresentadas situações de campo, respectivamente a colocação da geomembrana sobre uma camada de argila compactada e a colocação de uma camada de proteção mecânica sobre a geomembrana, ambas as situações vivenciadas no ASMC.



Figura 07 - Colocação da geomembrana sobre uma camada de argila compactada



Figura 08 - Colocação de uma camada de proteção mecânica sobre a geomembrana

A depender das condições de campo e das exigências ambientais, pode-se fazer uso de uma camada dupla, isto é, sobre a proteção mecânica, coloca-se outra geomembrana e mais uma camada de proteção mecânica (GUEDES, 2007). A camada dupla também pode ser formada pela junção de uma camada de argila com uma geomembrana.

Com relação ao sistema de impermeabilização da base de um aterro sanitário, a ABNT 13896/97 traz as seguintes recomendações:

- ser construída com materiais de propriedades químicas compatíveis com o resíduo, com suficiente espessura e resistência, de modo a evitar rupturas devido a pressões hidrostáticas e hidrogeológicas, contato físico com o líquido percolado ou resíduo, condições climáticas e tensões da instalação da impermeabilização ou aquelas originárias da operação diária;
- ser colocada sobre uma base ou fundação capaz de suportá-la, bem como resistir aos gradientes de pressão acima e abaixo da impermeabilização, de forma a evitar sua ruptura por assentamento, compressão ou levantamento do aterro;
- ser instalada de forma a cobrir toda área, de modo que o resíduo ou o líquido lixiviado não entre em contato com o solo natural.

Os taludes laterais devem ser dimensionados levando em consideração parâmetros geotécnicos - parâmetros de resistência e peso específico, com vista a estabilização das encostas laterais (GUEDES, 2007). Normalmente utiliza-se uma geomembrana sobre o solo compactado e escavado nas laterais, a exemplo das situações mostradas nas Figuras 09 e 10,

com finalidade de impermeabilização do talude. Detalhes técnicos sugerem maior atenção sobre a junção entre o revestimento lateral e o de fundo, principalmente no que tange à estanqueidade em relação ao lixiviado e ao biogás.



Figura 09 - Colocação de geomembrana sobre o talude de uma célula de RSU no ASMC



Figura 10 - Revestimento do talude de uma célula no ASMC

3.2.2 Sistema de drenagem do lixiviado

O lixiviado gerado pela deposição de RSU no aterro deve ser coletado e tratado, evitando, portanto, a contaminação do subsolo e das águas subterrâneas por infiltração no terreno, como também de corpos d'água a jusante do aterro por escoamento superficial (BOSCOV, 2008).

O sistema de drenagem do lixiviado geralmente é constituído por uma camada de material granular de alta permeabilidade, como brita, protegida por uma camada de filtração, normalmente de areia ou geotêxtil. Uma tubulação perfurada, de material resistente ao tipo de resíduo disposto (normalmente polietileno de alta densidade - PEAD), pode ser colocada dentro da camada de material granular. As tubulações encaminham o lixiviado a um reservatório ou trincheira, que armazenam o lixiviado para posterior bombeamento para tratamento (BOSCOV, 2008). Em alguns aterros, como no caso do ASMC, o lixiviado é removido do reservatório e encaminhado à estação de tratamento de lixiviado por meio de caminhões-pipa.

A norma técnica brasileira ABNT 13896/97 faz as seguintes recomendações acerca do sistema de drenagem para coleta e remoção de líquido lixiviado do aterro:

- instalação imediatamente acima da impermeabilização;

- dimensionamento de forma a evitar a formação de uma lâmina de líquido percolado superior a 30 cm sobre a impermeabilização;
- construção com material quimicamente resistente ao resíduo e ao líquido lixiviado, e suficientemente resistente a pressões originárias da estrutura total do aterro e dos equipamentos utilizados em sua operação;
- projeto e operação de forma a não sofrer obstruções durante o período de vida útil e pós-fechamento do aterro.

As Figuras 11 e 12 mostram a construção da camada de drenagem do lixiviado e a implantação de uma aduela celular de concreto para captação e bombeamento do lixiviado, respectivamente.



Figura 11 - Construção da camada drenante de lixiviado



Figura 12 - Implantação de aduela celular para captação e bombeamento do lixiviado

Bosco (2008) relata que a experiência mostra que as camadas de drenagem de lixiviado sofrem intensa colmatção, ou seja, entupimento dos poros, com consequente redução de permeabilidade, podendo ser de origem física (acúmulo de finos ou de material particulado suspenso no percolado), química (precipitação de compostos neoformados) ou biológica (crescimento de bactérias ou biofilme). Para reduzir essa colmatção na camada drenante (Guedes, 2007) citando Ferrari (2005) sugere a realização das seguintes operações:

- maximização da velocidade do fluído lixiviado, aumentando as declividades;

- aumento do volume de vazios;
- redução da área de superfície disponível para o crescimento de microrganismos com o uso de britas com diâmetro superior à 50 mm.

3.2.3 Camada de Cobertura

Essa camada é um importante recurso de engenharia para o fechamento e isolamento do resíduo confinado no aterro, haja vista que reduz a quantidade de emissões de gases para a atmosfera, diminui a penetração da água da chuva para o interior do resíduo, o que causaria aumento significativo do volume de lixiviado produzido, e impede o aparecimento de vetores causadores de doenças nas populações adjacentes ao aterro (GUEDES, 2007).

A ABNT 13896/97 orienta que a camada de cobertura final deverá ser feita de modo a minimizar a infiltração de água na célula, exigir pouca manutenção, não estar sujeita a erosão, acomodar sem rompimento de talude e possuir um coeficiente de permeabilidade inferior ao solo natural da área do aterro.

A Figura 13 apresenta um esquema ilustrativo da camada de cobertura das células de RSU em um aterro sanitário, compreendendo desde o RSU até a etapa final, o solo de cultivo.

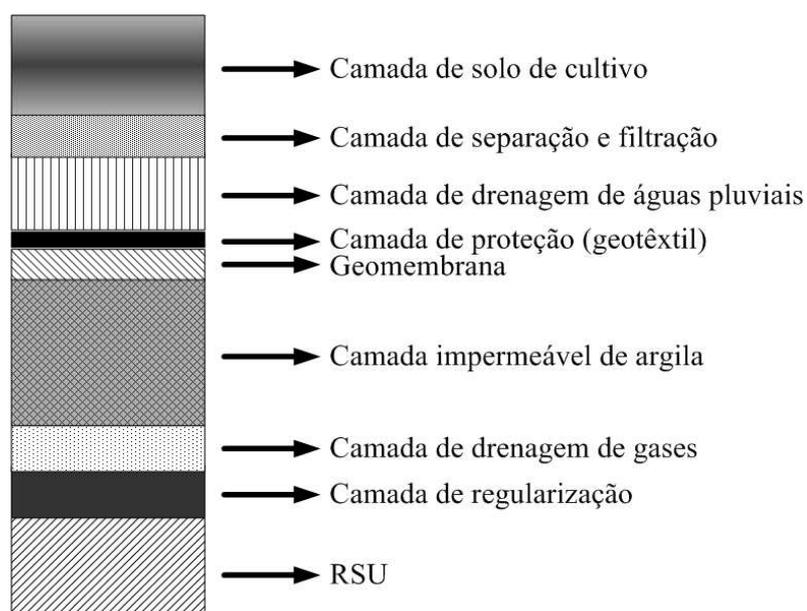


Figura 13 - Esquema ilustrativo da cobertura ou revestimento impermeável superior
Fonte: Modificado de Boscov (2008)

A combinação entre a camada argilosa (normalmente com coeficiente de permeabilidade menor ou igual a 1×10^{-9} m/s) e a geomembrana fornece a impermeabilização. A camada drenante de águas pluviais reduz a carga hidráulica sobre a barreira, evitando a infiltração, o que diminui a geração de lixiviado e reduz as poro-pressões neutras na massa de resíduos. A captação do gás é realizada pela camada drenante de gases, evitando a saída dos mesmos para a atmosfera e direcionando-os para o sistema de coleta e/ou tratamento de gases (BOSCOV, 2008). Essa mesma autora afirma ainda que os materiais apresentados na Figura 13 podem ser substituídos por outros materiais equivalentes, denominados atualmente de materiais alternativos (entulhos processados, pneus processados, geodrenos etc).

Para Guedes (2007) os principais motivos para substituição dos componentes naturais por materiais alternativos correspondem à possibilidade de melhorias nos aspectos de geotecnia, redução do material depositado no aterro, minimização da quantidade de solo removido de seu local de origem e redução das emissões de gases pela camada de cobertura, minorando os impactos negativos ao meio ambiente.

As Figuras 14 e 15, nesta ordem, mostram vistas aéreas de uma camada de cobertura em construção e finalizada em uma célula de RSU no ASMC.



Figura 14 - Vista aérea da construção da camada de cobertura em uma célula de RSU no ASMC



Figura 15 - Vista aérea da camada de cobertura construída em uma célula de RSU no ASMC

3.2.4 Drenagem do biogás

Os gases provenientes da decomposição da matéria orgânica resultante do processo de digestão anaeróbia devem ser coletados, evitando sua migração nos meios porosos que constituem o subsolo, podendo atingir redes de esgotos, fossas, poços e edificações (IPT, 1995). O sistema de drenagem do biogás é importante para o alívio de pressões internas do aterro (GUEDES, 2007 e BOSCOV, 2008). Em geral, para drenagem de

biogás utilizam-se tubos ou manilhas de concreto, alocados em pontos escolhidos no aterro com furos distribuídos nas laterais, que atravessam verticalmente todo o aterro, desde o solo até as camadas superiores (IPT, 1995).

Para aterros que não utilizam de mecanismos de aproveitamento energético do biogás, normalmente o biogás é emitido diretamente para a atmosfera ou então queimado em *flare* - dispositivo simples para ignição e queima do biogás (Guedes, 2007), enquanto que aterros que fazem uso de mecanismos para produção energética utilizam o sistema de captação do biogás como o tipificado na Figura 16. Esse sistema tem como objetivo captar todo biogás produzido e encaminhá-lo para a estação de captação do biogás (Figura 17).



Figura 16 - Sistema de captação do biogás instalado nas células do ASMC



Figura 17 - Estação de captação do biogás do ASMC

De maneira geral, ocorre perda do biogás nas camadas de solo de cobertura, fenômeno denominado no meio científico de emissão fugitiva. Tal fenômeno ocorre por conta da ineficiência ou inexistência do sistema de coleta de gases, acarretando em geração de pressão positiva no interior do aterro, o que resulta em fuga de gás pela camada de cobertura.

3.3 GERAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO EM ATERROS SANITÁRIOS

A ABNT, nas normas NBR 8419 de 1984 e NBR 8849 de 1985, define sumeiro ou chorume como “líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como característica a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda

Bioquímica de Oxigênio)”. O percolado é definido nessas mesmas normas como “líquido que passou através de um meio poroso”.

Lange e Amaral (2009) trazem uma concepção sobre os lixiviados, contemplando as definições da ABNT para sumeiro ou chorume e percolado. Segundo esses autores, os lixiviados de aterros sanitários são o líquido oriundo da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos.

Para Mateus (2008), a estimativa da geração de lixiviados em um aterro sanitário de RSU é feita por meio do balanço hídrico que, de forma geral, consiste na contabilização das entradas e saídas de líquidos no aterro. Ainda segundo a autora, a contabilidade de todas as variáveis do balanço hídrico resulta em uma estimativa de água retida no aterro, possibilitando a previsão do comportamento e a otimização desde a etapa de projeto até a operação.

Catapreta (2008) afirma que o monitoramento do balanço hídrico permite melhor compreender e avaliar as taxas de geração e acumulação de líquidos lixiviados e gases, bem como suas respectivas características, o que possibilita a identificação da fase ou estágio do processo de estabilização da matéria orgânica.

A Figura 18 mostra os fluxos de água que compõem o balanço hidrológico em uma seção transversal de uma célula de RSU.

De acordo com a Figura 18, do volume de água que chega à camada superficial da área do aterro, uma fração penetra no interior das células (infiltração), parte é armazenada na camada superficial formando poças (armazenamento superficial) enquanto que outra parte escoava para outras áreas adjacentes ao aterro (escoamento superficial). Parte da água que fica na superfície é absorvida pelas plantas e outra fração é captada pelo ambiente por meio dos processos de evaporação e evapotranspiração. A segunda fase de percolação é iniciada quando a água atinge os RSU e quando estes atingem sua capacidade de armazenamento e começam a liberar o percolado, ou seja, o lixiviado propriamente dito para o fundo da célula, normalmente uma camada de argila para aterros controlados ou uma camada de brita para aterros sanitários.

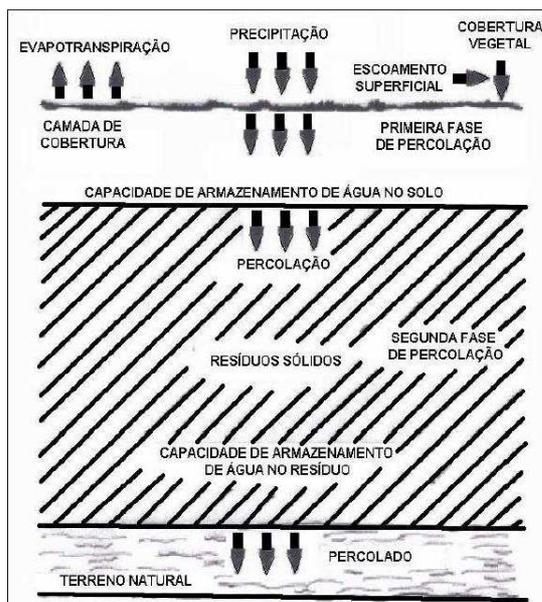


Figura 18 - Fluxo de água em um aterro sanitário
 Fonte: ROCCA *et al.* (1993) *apud* Oliveira e Pasqual (2000)

Para diversos autores, à exemplo de Oliveira e Pasqual (2000), Segato e Silva (2000) e Lange e Amaral (2009), o processo de geração do lixiviado pode ser influenciado por vários fatores, destacando os meteorológicos (precipitação pluviométrica, umidade, evapotranspiração, temperatura e ventos) e os hidrogeológicos (escoamento superficial, infiltração subterrânea, topografia, geologia e recirculação do lixiviado), além de sofrer influência das características dos RSU (composição gravimétrica, permeabilidade, granulometria, peso específico etc), do método de impermeabilização do local, da quantidade de recicláveis e dos hábitos da população.

Visando a caracterizar o lixiviado produzido nos aterros brasileiros, Souto e Povinelli (2007) realizaram um estudo de dados publicados em congressos, periódicos científicos e teses de doutorado referentes a 25 aterros brasileiros, somente incluindo na análise variáveis que foram avaliadas em no mínimo 5 aterros diferentes. Essas informações permitiram a análise de 30 variáveis: pH, alcalinidade total, dureza, condutividade, DBO, DQO, óleos e graxas, fenóis, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal, nitrogênio orgânico, nitrito, nitrato, fósforo total, sulfato, sulfeto, cloreto, sólidos totais, sólidos totais voláteis, sólidos totais fixos, sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis, ferro, manganês, cobre, níquel, cromo, cádmio, chumbo e zinco.

A Tabela 03 apresenta o resumo dos resultados obtidos por Souto e Povinelli (2007), servindo como estimativa das características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros. Segundos os autores, os valores limite foram arredondados para facilitar a visualização, todavia sempre em favor da segurança.

Tabela 03 - Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros

Parâmetro	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7-8,6	7,2-8,6	78
Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)	750-11.400	750-7.100	69
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	95-3.100	95-2.100	81
Condutividade (µS/cm)	2.950-25.000	2.950-17.660	77
DBO (mg/L)	<20-30.000	<20-8.600	75
DQO (mg/L)	190-80.000	190-22.300	83
Óleos e Graxas (mg/L)	10-480	10-170	63
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₅ OH)	0,9-9,9	0,9-4,0	58
NTK (mg/L)	80-3.100	não há	-
N-amoniaco (mg/L)	0,4-3.000	0,4-1.800	72
N-orgânico (mg/L)	5-1.200	400-1.200	80
N-nitrito (mg/L)	0-50	0-15	69
N-nitrato (mg/L)	0-11	0-3,5	69
P-total (mg/L)	0,1-40	0,1-15	63
Sulfeto (mg/L)	0-35	0-10	78
Sulfato (mg/L)	0-5.400	0-1.800	77
Cloreto (mg/L)	500-5.200	500-3.000	72
Sólidos totais (mg/L)	3.200-21.900	3.200-14.400	79
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630-20.000	630-5.000	60
Sólidos totais fixos (mg/L)	2.100-14.500	2.100-8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5-2.800	5-700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5-530	5-200	62
Ferro (mg/L)	0,01-260	0,01-65	67
Manganês (mg/L)	0,04-2,6	0,04-2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005-0,6	0,05-0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03-1,1	0,03-0,5	71
Cromo (mg/L)	0,003-0,8	0,003-0,5	89
Cádmio (mg/L)	0-0,26	0-0,065	67
Chumbo (mg/L)	0,01-2,8	0,01-0,5	64
Zinco (mg/L)	0,01-8,0	0,01-1,5	70

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis

Fonte: Souto e Povinelli (2007)

Com relação à Tabela 03, Souto e Povinelli (2007) ressaltam que a grande maioria dos valores discrepantes corresponde a lixões ou semelhantes, nas décadas de 80 e 90, onde resíduos especiais eram dispostos em vazadouros por ausência do controle na disposição final. Em relação aos sólidos, os autores afirmam que predominam no lixiviado os sólidos totais fixos, diferentemente do que acontece com os esgotos domésticos em que predominam os

sólidos suspensos, podendo ser essa parcela de sólidos totais fixos responsáveis pela grande dificuldade no processo de tratamento do lixiviado por conta da sua difícil remoção.

A Figura 19 mostra o comportamento típico das substâncias (solúveis, facilmente biodegradáveis e biodegradáveis pouco solúveis) no lixiviado em função do tempo. O lado esquerdo e o direito representando o comportamento do lixiviado dos resíduos mais jovens e do lixiviado dos resíduos mais antigos, nesta ordem.

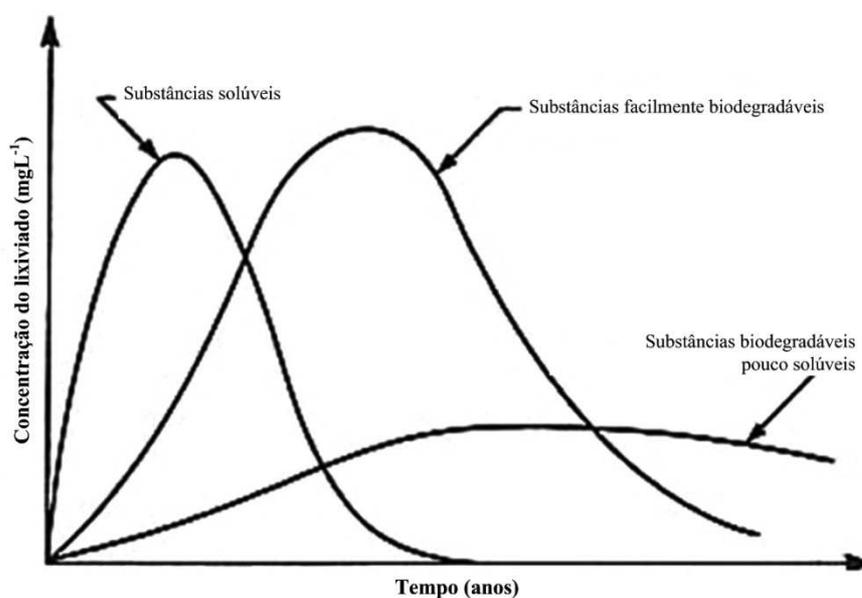


Figura 19 - Concentração do lixiviado em função do tempo
Fonte: FARQUHAR (1988)

Segundo Farquhar (1988), a maioria das substâncias, especialmente compostos orgânicos biodegradáveis, tendem a atingir maiores concentrações no lixiviado durante os primeiros meses de lixiviação, reduzindo-se posteriormente, enquanto que alguns substâncias, especialmente, orgânicos pouco biodegradáveis, tendem a persistir no lixiviado durante vários anos (vide Figura 19).

Ao infiltrar pelos RSU em decomposição, o lixiviado leva consigo materiais biológicos, compostos e elementos químicos que são transportados e diluídos, sendo muito deles contaminantes (SEGATO e SILVA, 2000). Ao analisar o lixiviado do aterro sanitário do município de Bauru/SP, esses autores encontraram Zinco, Cobre e Ferro na faixa de 200mg/L e Manganês em concentrações superiores, o que segundo eles, pode ser explicado pela disposição de pilhas comuns e alcalinas e lâmpadas fluorescentes junto com os RSU no aterro.

De caráter apenas informativo, o Quadro 03 mostra alguns íons encontrados no lixiviado e as suas possíveis origens.

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

Quadro 03 - Origem dos íons encontrados no lixiviado
Fonte: Segato e Silva (2000)

Na análise de alguns íons metálicos (Alumínio, Cádmio Total, Chumbo Total, Cobre Total, Cromo Total, Ferro Solúvel, Mercúrio Total, Níquel Total e Zinco Total) por cerca de 2 anos em um Aterro Sanitário Experimental de RSU, Catapreta (2008) verificou que a evolução do comportamento do lixiviado indicou baixas concentrações. Isso pode ser atribuído à baixa solubilidade de vários desses metais nas condições ambientais do aterro experimental e da oscilação do pH, teor de matéria orgânica e outros elementos durante o período de monitoramento.

A Tabela 04 mostra a variação da concentração de alguns cátions e ânions no lixiviado de resíduos com diferentes tempos de aterramento. Ressalta-se que os resultados foram obtidos para um aterro sanitário localizado em local de clima temperado e que possui outras diferenças em relação à situação brasileira, tais como operação, composição física dos resíduos e hábitos da população.

Com base nos dados apresentados na Tabela 04, percebe-se claramente que a concentração dos cátions e ânions é reduzida com o passar dos anos e há estabilização dos resíduos, porém é reconhecido que a concentração dos íons no lixiviado pode diferir das informações apresentadas nessa tabela para cada local analisado.

Tabela 04 - Concentração de cátions e ânions no lixiviado de diferentes categorias de idade

Concentração (mg L ⁻¹)	Idade do lixiviado (anos)			
	0-5	5-10	10-20	>20
Cálcio	2000-4000	500-2000	300-500	<300
Sódio e Potássio	2000-4000	500-1500	100-500	<100
Magnésio e Ferro	500-1500	500-1000	100-500	<100
Zinco e Alumínio	100-200	50-100	10-50	<10
Cloreto	1000-3000	500-2000	100-500	<100
Sulfato	500-2000	200-1000	50-200	<50
Fósforo total	100-300	10-100	-	<10

Fonte: FARQUAR (1988)

3.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM ATERROS SANITÁRIOS

3.4.1 Processo de digestão anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos

De acordo com Lobo (2003), a decomposição da matéria orgânica em aterros sanitários é descrita como uma série de etapas de degradação anaeróbia, realizada por várias espécies biológicas e as teorias propostas para explicar ou modelar a digestão diferenciam-se pelo número de etapas de degradação que cada uma menciona. Uma das teorias mais difundidas é a que está apresentada na Figura 20, sugerida por alguns autores e modificada por Lobo (2003). Segundo essa teoria em primeiro lugar ocorre uma hidrólise da matéria orgânica, resultando em polímeros mais simples como proteínas, carboidratos e lipídios que por sua vez são hidrolisados, formando açúcares, aminoácidos e ácidos graxos voláteis de peso molecular elevado. Os aminoácidos como também os açúcares são transformados em propionato, butirato e outros ácidos voláteis, denominados de produtos intermediários, e são fermentados, produzindo ácido acético e amônio (gerado em ambos os casos). Os ácidos graxos de cadeia larga são decompostos em subprodutos intermediários como os já mencionados e hidrogênio (H₂). Os produtos finais da degradação são dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄) (LOBO, 2003).

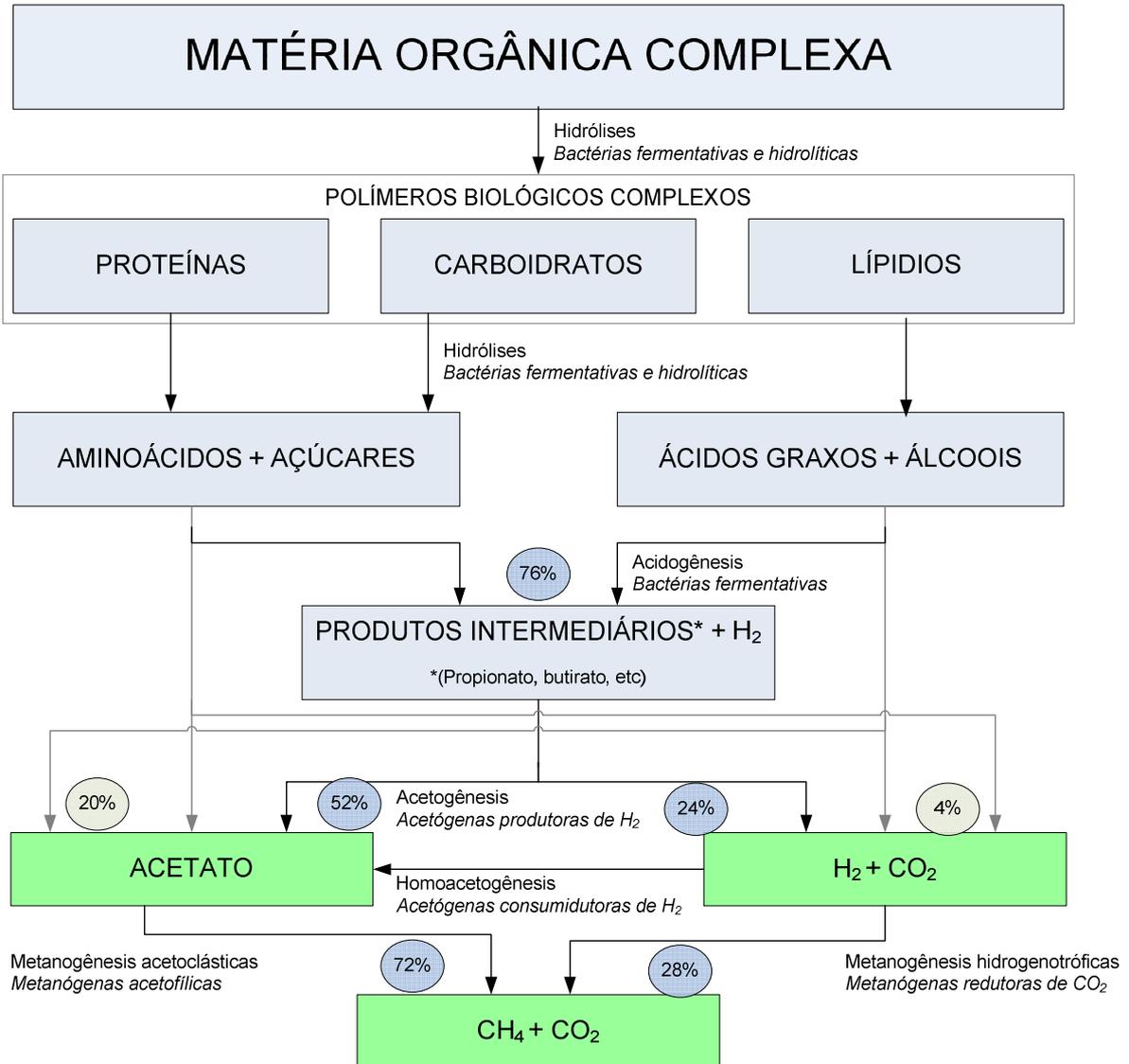


Figura 20 - Esquema das reações da digestão anaeróbica de materiais poliméricos
Fonte: Adaptado de Zehnder (1982), Gujer e Zehnder (1983) e Zinder (1984) citados por LOBO, 2003

Em cada uma das etapas da digestão anaeróbica, espécies de bactérias desempenham papel fundamental para realização das atividades microbianas. Os exemplos típicos dos microrganismos anaeróbios participantes da degradação da matéria orgânica, bem como o papel desempenhado por cada um são mostrados no Quadro 04 elaborado com base em Bidone e Povinelli (1999).

Microrganismos	Comentários
Bactérias fermentativas	Desempenham papel importante nos dois estágios iniciais da digestão anaeróbia. Responsáveis pela produção de enzimas que, liberadas no meio, fazem a hidrólise de compostos de cadeia complexa (celulose, hemicelulose, pectina) e os transformam em compostos moleculares de cadeia simples.
Bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio	São essenciais à degradação anaeróbia, fermentam ácidos voláteis de cadeia maior que a do metanol, transformando-os em hidrogênio e acetato. Ainda se conhece pouco sobre as espécies desse grupo, principalmente no que tange a suas necessidades nutricionais.
Bactérias acetogênicas consumidoras de H ₂ ou homoacetogênicas	Responsáveis por fermentar um amplo espectro de compostos de um carbono e ácido acético, precursor do CH ₄ . São de alta eficiência termodinâmica, como consequência da não formação de H ₂ e CO ₂ durante o crescimento de compostos de cadeia longa.
Bactérias metanogênicas	Formam um grupo especial composto de várias espécies com diferentes formas celulares. Os mecanismos utilizados para obtenção de energia para o desenvolvimento e formação do CH ₄ ainda são desconhecidos. De maneira geral, crescem em ambientes cujo potencial redox varia em torno de -300 mV. O pH ideal para o crescimento e produção é de 6,8 a 7,2, podendo variar entre as espécies. A temperatura oscila na faixa de 15 a 40°C para bactérias mesofílicas e 55 a 65°C para as espécies termófilas
Bactérias redutoras de sulfato	Geralmente associam-se às metanogênicas em meios anaeróbios, produzem acetato, H ₂ e sulfatos que serão utilizados pelas metanogênicas. Dúvidas ainda predominam sobre essa interação, todavia esse grupo representa importante papel no processo, haja vista que podem agir tanto como bactérias acetogênicas favorecendo a metanogênese, como bactérias competitivas inibindo o processo, influenciadas pela concentração de sulfato.

Quadro 04 - Microrganismos participantes da degradação da matéria orgânica
Fonte: Bidone e Povinelli (1999)

A transformação do maciço de resíduos de um aterro sanitário em biogás não é um fenômeno simples, principalmente por conta da heterogeneidade dos materiais que compõem os RSU e pelas interações físicas, químicas e biológicas que acontecem ao longo do tempo. O processo de decomposição dos resíduos ocorre em diversas etapas, fato relatado na literatura por muitos autores, porém Alves (2008) cita que nenhum aterro apresenta uma única fase ou uma sequência ordenada de fases de degradação, existindo, portanto, um conjunto simultâneo de diferentes fases e idades, cujo desenvolvimento está diretamente ligado às condições físicas, químicas e biológicas, associadas às células do aterro.

A Figura 21 apresenta o comportamento das fases de biodegradação dos RSU ao longo do tempo, bem como as características de alguns parâmetros (DQO, pH, Ácidos orgânicos voláteis) e elementos (Fe e Zn) do lixiviado durante o processo de digestão de resíduos.

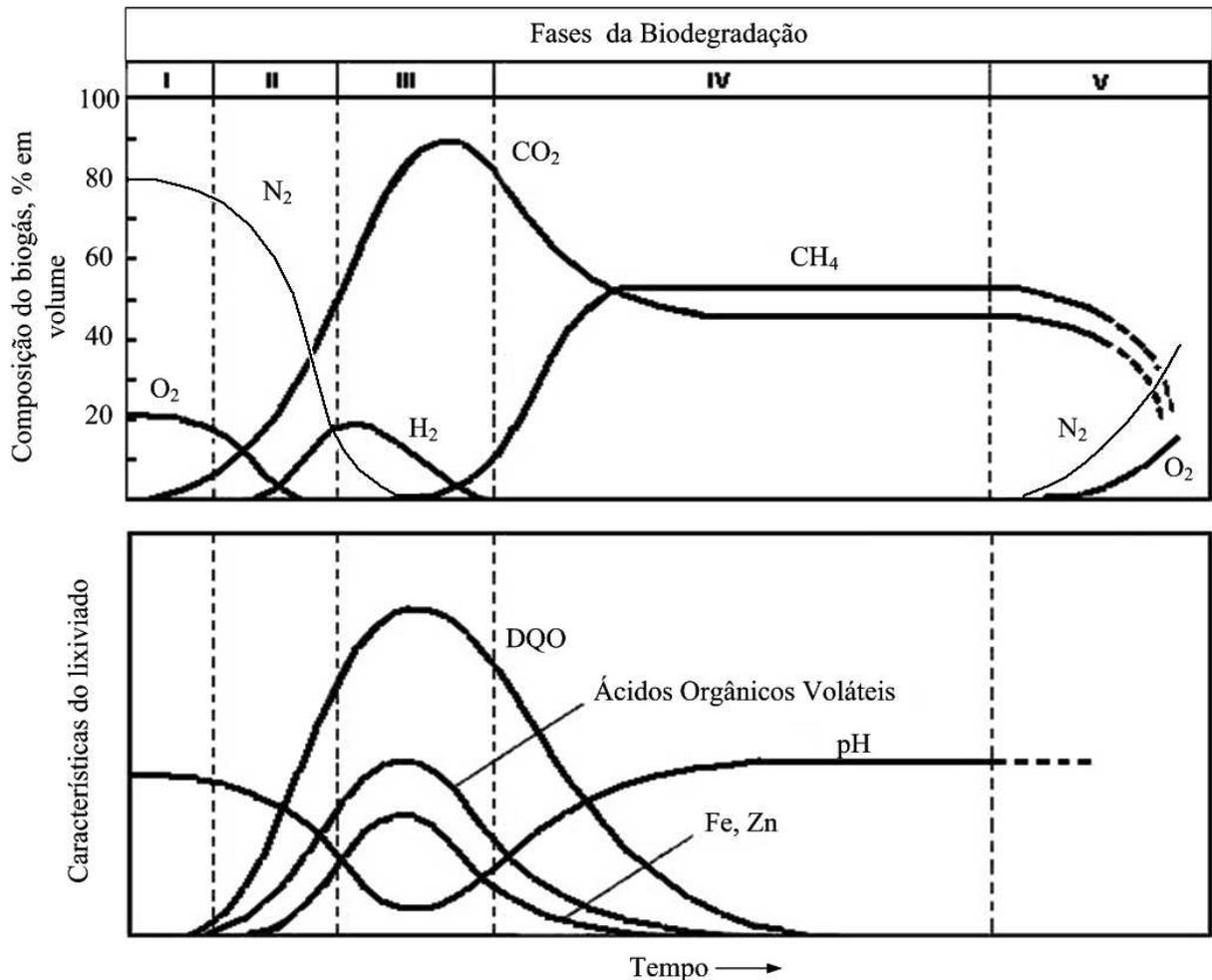


Figura 21 - Fases da digestão anaeróbia de RSU em aterros sanitários
Fonte: TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993)

A duração de cada fase varia de acordo com a distribuição dos componentes orgânicos no aterro, da disponibilidade dos nutrientes, do teor de umidade dos resíduos e do grau de compactação dos resíduos (TCHOBANOGLOUS *et al.* 1993).

A Figura 21 é amplamente utilizada em trabalhos para descrição de forma sucinta das fases de digestão anaeróbia dos RSU em aterros sanitários, porém deve-se atentar que a quantidade de fases e as particularidades de cada uma delas (tempo de duração, composição do biogás, característica do lixiviado etc) variam com as especificidades do local onde está implantado o aterro sanitário. Tchobanoglous *et al.* (1993) dividiram as fases de biodegradação dos RSU norte-americanos em 5 etapas, as quais não representam a realidade

brasileira nem de outros países com características diferentes às norte-americanas, portanto, a utilização da Figura 21, para os aterros nacionais, deve ser feita de forma crítica e sempre que possível, essa figura deve ser modificada e/ou adaptada para a realidade local.

De acordo com a Figura 21, o CH₄ só começa a ser formado a partir da terceira fase da digestão anaeróbia, essa que é consolidada depois de 3 meses de disposição dos RSU, porém não pode-se encarar isso como regra, haja vista que no ASMC comumente encontra-se CH₄, mesmo que em concentrações na ordem de 10%, nos primeiros 10 dias de disposição dos RSU, indicando que os RSU chegam ao local de disposição possivelmente na fase de transição.

A seguir serão descritas as etapas de decomposição dos RSU dispostos em aterros sanitários, com base em estudos divulgados na literatura por alguns pesquisadores.

Fase I - Ajustamento inicial

Costuma-se denominar essa fase como fase aeróbia e na medida em que os resíduos vão sendo depositados, prevalece o processo de digestão aeróbia que se estende por algumas horas a uma semana (Augenstein e Pacey (1991) *apud* Maciel (2009)), geralmente até que a cobertura total do maciço seja realizada.

Devido a quantidade de ar aprisionado no interior do aterro, nesta fase a decomposição biológica ocorre sob condições aeróbias (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993). O oxigênio presente nos espaços vazios dos resíduos, somados ao oxigênio dissolvido nos resíduos e associado a uma determinada umidade, acelera a decomposição aeróbia, trazendo como produto final, CO₂, água (H₂O), N₂ e calor, conforme equação 01.



A principal fonte de nutrientes para os processos de decomposição aeróbia e/ou anaeróbia dos resíduos é o próprio solo que é utilizado como material de cobertura, todavia, lodo oriundo de estações de tratamento de esgotos também pode servir como fonte de nutrientes, dependendo do processo de operação do aterro (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993).

Fase II - Fase de transição

Nesta fase o O_2 é esgotado e as condições anaeróbias começam a ser desenvolvidas. Nitrato e sulfato podem vir a servir como receptores de elétrons nas reações de conversões biológicas na medida em que o aterro vai se tornando anaeróbio. Tchobanoglous *et al.* (1993) afirmam que o início das condições anaeróbias pode ser monitorado por meio da relação de oxi-redução dos resíduos. Durante a presente fase, o pH dos lixiviados começa a cair por conta da presença de ácidos orgânicos e dos efeitos das elevadas concentrações de CO_2 dentro do aterro (conforme Figura 21). Maciel (2009) afirma que no final dessa fase, as concentrações dos gases O_2 e N_2 já são bem reduzidas, a geração de CO_2 é bastante acelerada e inicia-se uma curta fase de geração de H_2 . Alves (2008) descrevendo estudo feito por Pohland e Gould (1986), afirma que no fim dessa fase, podem ser detectadas nos lixiviados concentrações de DQO (480 a 18.000 mg O_2/L) e Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV) (100 a 3.000 mg/L).

Conforme Augenstein e Pacey (1991) *apud* Maciel (2009), essa fase tem duração de 1 a 6 meses.

Fase III - Fase Ácida

Nessa fase, a atividade microbiana iniciada na fase anterior, acelera com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e em quantidades menores, H_2 (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993).

De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), a primeira etapa (hidrólise) é mediada por enzimas, envolve a transformação dos compostos de maior peso molecular (lipídeos, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucléicos) em compostos apropriados para uso de microrganismos como fonte de energia e carbono. A segunda etapa do processo (acidogênese) envolve a conversão microbiológica dos compostos resultantes da hidrólise em compostos intermediários de peso molecular menor, exemplificado pelo ácido acético (CH_3COOH) e pequenas concentrações de outros ácidos orgânicos mais complexos. Os microrganismos que participam desta fase são denominados de não-metanogênicos, constituídos por bactérias anaeróbias estritas e facultativas.

Com relação ao pH dos lixiviados, se formado, irá decrescer para 5 ou menos devido à presença dos ácidos orgânicos e das elevadas concentrações de CO_2 dentro do aterro. Devido a dissolução de ácidos orgânicos no lixiviado, a Demanda Bioquímica de Oxigênio

(DBO₅), a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a condutividade do lixiviado irá aumentar significativamente durante esta fase. Com o baixo pH do lixiviado, uma série de componentes inorgânicos, principalmente metais pesados, será solubilizada e, caso não haja recirculação do lixiviado, muitos nutrientes essenciais à degradação dos RSU são perdidos (TCHOBANOGLOUS *et al.* 1993).

Os subprodutos formados durante essa fase são principalmente água, H₂ e CO₂, exemplificados na equação 02. Ocorre um pico na geração de CO₂, que chega a 90%, e com o H₂ aproximando-se de 20%, conforme Figura 21. Segundo Augenstein e Pacey (1991) *apud* Maciel (2009), essa fase tem duração de 3 meses a 3 anos.



De acordo com a Figura 21, as mais altas concentrações de DQO acontecem durante esta fase, sendo relatados por Alves (2008), valores de DBO (1.000 a 57.000mg O₂/L) e DQO (1.500 a 71.100mg O₂/L).

Fase IV - Fermentação do Metano

Denominada também de fase metanogênica, nesta fase os microrganismos predominantes são estritamente anaeróbios, chamados de metanogênicos ou formadores de metano, que a partir de ácidos acético (CH₃COOH) e H₂, produzem CH₄ e CO₂ (TCHOBANOGLOUS *et al.* 1993). Apresenta-se a equação 03 que leva em consideração a interação de ácidos orgânicos, CO₂ e H₂ com bactérias metanogênicas para produzir CH₄, CO₂ e H₂O.



Devido ao fato de que os ácidos e o H₂ estarem sendo convertidos em CH₄ e CO₂ durante esta fase, o pH no interior do aterro tende a subir para valores mais alcalinos na ordem de 6,8 a 8. Com relação ao lixiviado, o pH irá subir, enquanto que a concentração de DBO e DQO e o valor da condutividade elétrica tendem a reduzir. Com maiores valores de pH, menos constituintes inorgânicos permanecerão na solução e, como resultado a concentração de metais pesados presentes no lixiviado também será reduzida (TCHOBANOGLOUS *et al.* 1993).

Essa é a fase de maior duração, estendendo-se por décadas. Segundo Augenstein e Pacey (1991) *apud* Maciel (2009), essa fase tem duração de 8 a 40 anos. A composição do biogás nessa fase é de cerca de 60% de CH₄, 40% de CO₂ e outros gases em pequenas concentrações, somente apresentando grandes alterações em caso de perturbações do equilíbrio de fatores, como umidade e remoção da “cobertura final” do maciço de resíduos.

Fase V - Maturação

Essa fase ocorre após grande quantidade dos materiais orgânicos biodegradáveis serem convertidos em CH₄ e CO₂ na fase anterior. A taxa de geração de gás no aterro diminui significativamente, devido ao fato de que a maioria dos nutrientes disponíveis já terem sido removidos durante as lixiviações anteriores e os substratos restantes serem lentamente biodegradáveis. Dependendo das medidas de encerramento da célula de disposição de RSU, pequenas quantidades de N₂ e O₂ podem ser encontradas no aterro. Durante esta fase, o lixiviado, na maioria das vezes, contém ácidos húmicos e fúlvicos que são biologicamente difíceis de serem decompostos (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993).

A fase de maturação só ocorre após várias décadas, normalmente quando o percentual de CH₄ na composição do biogás torna-se desprezível e praticamente todo material degradável tenha sido estabilizado. Ainda segundo a autora, nota-se a ocorrência de um material orgânico remanescente, ainda biodegradável, todavia que só voltará a decompor em condições diferentes às do aterro, se verificadas alterações estruturais ou mudanças na natureza do local.

A representação do processo de produção anaeróbia para geração do biogás é sintetizado por Tchobanoglous *et al.* (1993) na equação 04.



Essa fase é iniciada com 1 ano de disposição dos RSU e persiste por mais de 40 anos até estabilização completa do maciço de RSU (AUGENSTEIN e PACEY (1991) *apud* MACIEL (2009)).

3.4.2 Composição e características do biogás

O biogás gerado nos aterros é uma mistura de substâncias gasosas que são geradas pela volatilização de compostos químicos e pelo processo de biodegradação exotérmica da matéria orgânica, devido à ação de bactérias e em escala menor, fungos e protozoários, quando se tem ausência de oxigênio. Na visão ambiental e comercial, a substância mais importante das que compõem o biogás é o gás metano (CH₄) (GUEDES, 2007). O biogás apresenta ainda uma porcentagem significativa do dióxido de carbono (CO₂), e em menor representatividade o oxigênio (O₂), ácido sulfídrico (H₂S), amônia (NH₃), hidrogênio (H₂), nitrogênio (N₂) e outros gases em menores concentrações (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993, GUEDES, 2007). A composição típica do biogás pode ser visualizada na Tabela 05, ilustrando claramente que o CH₄ e o CO₂ são os gases predominantes, correspondendo em média a cerca de 40 - 60% do biogás.

Tabela 05 - Constituintes típicos encontrados no biogás dos aterros de RSU

Componente	Porcentagem
Metano	45-60
Dióxido de Carbono	40-60
Nitrogênio	2-5
Oxigênio	0,1-1,0
Enxofre, mercaptanas	0-1,0
Amônia	0,1-1,0
Hidrogênio	0-0,2
Monóxido de carbono	0-0,2
Gases em menor concentração	0,01-0,6
Característica	Valor
Temperatura °C	33,78-93,33
Densidade (kg/m ³)	1,02-1,06
Teor de umidade (%)	100
Poder Calorífico (Btu/s.ft ³)	400-550

Fonte: TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993)

Os gases presentes no biogás apresentam particularidades bastante distintas, tais como massa específica, poder calorífico, limite de explosividade etc, sendo alguns inflamáveis, tóxicos e até asfixiantes. Para ilustrar um pouco das propriedades dos gases

presentes no biogás, apresentam-se na Tabela 06 algumas das principais características desses gases, permitindo compará-las com as características do ar atmosférico que também são mostradas na Tabela 06.

Tabela 06 - Características dos principais gases encontrados no biogás

Gás	Peso molecular	Massa específica (kg/m ³)	Poder calorífico (kJ/m ³)	Limite de explosividade (%)	Solubilidade em água (g/L)	Propriedades gerais
Ar*	28,97	1,2928	-	-	-	inodoro, incolor e não tóxico
NH ₃	17,03	0,7708	-	-	-	-
CO ₂	44,00	1,9768	-	-	1,688	inodoro, incolor e asfixiante
CO	28,00	1,2501	12.640	12,5-74	0,028	inodoro, incolor, tóxico e inflamável
H ₂	2,016	0,0898	10.760	4-74	0,001	inodoro, incolor, não tóxico e inflamável
H ₂ S	34,08	1,5392	-	4,3-45,5	3,846	inolor e muito tóxico
CH ₄	16,03	0,7167	35.600	5-15	0,0645	inodoro, incolor, não tóxico e inflamável
N ₂	28,02	1,2507	-	-	0,019	inodoro e incolor
O ₂	32,00	1,4289	-	-	0,043	inodoro e incolor

*Mistura de gases (O₂, N₂, CO₂ etc) ilustrada para possibilitar a comparação com os gases presentes no biogás

Fonte: Modificado de TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993) e GANDOLA *et al.* (1997) *apud* MACIEL (2009)

De acordo com a Tabela 06, o limite de explosividade do CH₄ é cerca de 5 a 15% e segundo Tchobanoglous *et al.* (1993), essa concentração de CH₄ na atmosfera é explosiva, porém em um ambiente de aterro sanitário, mesmo que o CH₄ atinja concentrações mais elevadas, há pouco riscos de explosão devido à baixa concentração de O₂ no local.

Dados típicos da distribuição percentual da composição do biogás em um aterro sanitário desde o momento da disposição final dos RSU até 48 meses pós a cobertura final da célula são apresentados na Tabela 07, ressaltando que a composição do biogás varia ao longo do processo de decomposição.

Tabela 07 - Distribuição percentual da composição do biogás em um aterro sanitário desde o início da disposição dos RSU até 48 meses após encerramento da célula

Intervalo de tempo (meses)	Percentual médio por volume (%)		
	Nitrogênio (N ₂)	Dióxido de Carbono (CO ₂)	Metano (CH ₄)
0-3	5.2	88	5
3-6	3.8	76	21
6-12	0.4	65	29
12-18	1.1	52	40
18-24	0.4	53	47
24-30	0.2	52	48
30-36	1.3	46	51
36-42	0.9	50	47
42-48	0.4	51	48

Fonte: TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993)

Com relação aos traços de gases presentes no biogás, destaca-se o estudo realizado pelo conselho de administração integrada de resíduos sólidos da Califórnia (EUA) que desenvolveu um programa de amostragem de biogás em 66 aterros sanitários e um resumo dos resultados obtidos é mostrado na Tabela 08. Em estudo realizado na Inglaterra em amostras de gás coletadas em três aterros, detectou-se a presença de 116 Compostos Orgânicos Voláteis (VOC's) dos 154 compostos analisados (TCHOBANOGLOUS *et al.* 1993).

Estudos sobre as concentrações de traços de gases em aterros sanitários, ou até mesmo em incineradores, também são importantes e se fazem necessários para determinar e avaliar a tecnologia a ser empregada para coleta e aproveitamento energético do biogás, no caso dos aterros e na escolha dos motores de combustão, para o caso dos incineradores. Deipser e Stegmann, (1994) citando Dernbach, (1984), afirmam que quando os VCC's (hidrocarbonetos clorados voláteis ou simplesmente, solventes clorados) e os CFC's (clorofluorcarbono) são utilizados em motores de combustão interna para aproveitamento energético, estes gases podem ser convertidos a fluoreto de hidrogênio e cloreto de hidrogênio, compostos que causam a corrosão dos motores.

Tabela 08 - Resumo das concentrações típicas dos traços de gases em 66 aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos na Califórnia (EUA)

Componente	Concentração em ppbV		
	Mediana	Média	Máxima
Acetona	0	6,838	240,000
Benzeno	932	2,057	39,000
Clorobenzeno	0	82	1,640
Chloroform	0	245	12,000
1,1-Dicloroetano	0	2,801	36,000
Diclorometano	1,150	25,694	620,000
1,1-Dicloroetano	0	130	4,000
Cloreto de etileno	0	2,835	20,000
trans-1,2-Dicloroetano	0	36	850
2,3 Dicloropropano	0	0	0
1,2 Dicloropropano	0	0	0
Brometo de etileno	0	0	0
Dicloroetano	0	59	2,100
Óxido de etileno	0	0	0
Etil benzeno	0	7,334	87,500
Metil, etil, cetona	0	3,092	130,000
1,1,2-Tricloroetano	0	0	0
1,1,1-Tricloroetano	0	615	14,500
Tricloroetileno	0	2,079	32,000
Tolueno	8,125	34,907	280,000
1,1,2,2-Tetracloroetano	0	246	16,000
Tetracloroetileno	260	5,244	180,000
Cloreto de vinil	1,150	3,508	32,000
Estirenos	0	1,517	87,000
Acetato de vinilo	0	5,663	240,000
Xileno	0	2,651	38,000

Fonte: TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993)

Substâncias orgânicas aromáticas, denominadas de BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno) frequentemente estão presentes no biogás dos aterros (Deipser e Stegmann (1994), fato comprovado pelos resultados apresentados na Tabela 08. Os derivados do petróleo, BTEX, podem chegar aos aterros de RSU por meio da disposição inadequada de óleos combustíveis, solventes e em conservantes de madeiras (Deipser e Stegmann (1994). Koch (1989) *apud* Deipser e Stegmann (1994), afirma que o Benzeno é definitivamente carcinogênico, enquanto que Tolueno, Etilbenzeno e Xileno são classificados como sendo menos tóxicos que o Benzeno.

Para determinar a concentração de compostos halogenados (VCC's e CFC's) e de BTEX em amostras de RSU da cidade de Hamburgo na Alemanha, Deipser e Stegmann (1994), fizeram uso de dois procedimentos experimentais, dessorção (Stripping test, na

denominação em inglês) e digestão anaeróbia, respectivamente. Resumidamente a dessorção foi feita com amostras de 10 kg de RSU sob diferentes temperaturas (30, 45 e 75°C) e não permitiu a aferição da concentração do biogás no lixiviado, enquanto que a digestão anaeróbia foi realizada com amostras de 15 kg de RSU misturadas a 5 kg de composto utilizado para acelerar o processo de degradação, sob temperatura de 30°C e que permitiu a aferição da concentração do biogás no lixiviado.

Os resultados obtidos para as concentrações de substâncias halogenadas nos RSU da cidade de Hamburgo são mostrados na Tabela 09 e a Tabela 10 apresenta os resultados obtidos para as concentrações de substâncias aromáticas (BTEX) nos RSU dessa mesma cidade.

Tabela 09 - Concentrações de substâncias halogenadas em amostras de RSU e no lixiviado por meio de dois tipos de ensaios laboratoriais

Componente	Dessorção	Digestor anaeróbico	
	Concentração na amostra de RSU (mg kg ⁻¹ ST RSU)	Concentração do gás na amostra de RSU (mg/m ³)	Concentração no lixiviado (mg/L)
Triclorofluorometano	n.d-10,79	100	0,8
Diclorodifluorometano	0,01-0,22	3200	2,9
Diclorofluorometano	n.d-0,89	13	0,6
Clorodifluorometano	0,01-0,24	385	0,9
1,1,2-Triclorotrifluoreto	n.d-0,01	34	1,9
Diclorometano	0,01-2,68	30	0,4
Triclorometano	n.d-0,07	-	-
1,1,1-Tricloroetano	0,01-3,65	174	26,5
Monocloroetano	n.d-0,4	31	2,5
cis-1,2-Dicloroetano	n.d-4,99	77	5,3
Tricloroetano	n.d-0,59	30	0,4
Tetracloroetano	n.d-1,41	63	0,7

Fonte: Deipser e Stegmann (1994)

Tabela 10 - Concentrações de substâncias aromáticas (BTEX) em amostras de RSU e no lixiviado por meio de dois tipos de ensaios laboratoriais

Componente	Dessorção		Digestor anaeróbico	
	Concentração na amostra de RSU		Concentração na amostra de RSU	
	(mg kg ⁻¹ ST RSU)		(mg/m ³)	
			Concentração no lixiviado	(mg/L)
Benzeno	0,02-0,68		8,3	0,47
Tolueno	0,1-2,08		16,0	0,09
Etil benzeno	n.d-0,39		11,4	0,09
o-Xileno	n.d-1,21		6,5	0,05
m, p-Xileno	n.d-2,93		23,9	0,11

Fonte: Deipser e Stegmann (1994)

3.4.3 Fatores que influenciam na digestão anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos

A geração de gás nos aterros sofre alterações ao longo do tempo e alguns fatores que provocam essas mudanças estão diretamente relacionados com o ambiente interno e o ambiente externo do aterro, a forma de construção e operação, bem como as características iniciais dos resíduos. Diversos autores descrevem os principais fatores que alteram a geração de biogás, sendo que todas as variáveis possuem um papel importante no processo (VAN ELK, 2007; MACIEL, 2003; TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993; ALVES, 2008).

Lobo (2003) afirma que são muitos os parâmetros que condicionam o processo de decomposição de RSU, exemplificando: as características do próprio resíduo (composição, densidade, tamanho das partículas), umidade, temperatura, pH, disponibilidade de nutrientes e presença de microrganismos, presença de agentes inibidores como o oxigênio, metais e sulfatos.

Para Lobo (2003), a variável de fundamental importância a ser estudada no aterro é a natureza dos RSU: materiais que o compõem, composição química e estrutura dos mesmos. Ainda segundo essa mesma autora, essas variáveis são difíceis de conhecer em detalhe, o que dificulta o estabelecimento de uma descrição matemática do resíduo, por conta da heterogeneidade dos mesmos.

Maciel (2003) apresenta um resumo dos principais fatores que afetam a geração de gás, (Figura 22) relacionados com as seguintes classificações: geometria e operação do aterro, características iniciais dos resíduos e do ambiente interno e externo à célula. Segundo ele, o resultado da interação física, química e biológica de todos esses fatores é de

fundamental importância para entendimento e definição das fases de decomposição dos resíduos e do potencial de geração de gases no aterro.

Geometria e operação do aterro	Características iniciais dos resíduos	Ambiente interno	Ambiente externo
Dimensão do aterro	Composição do resíduo	Umidade da massa na degradação	Precipitação e infiltração
Impermeabilização do aterro	Umidade do resíduo	pH nas células	Variação da pressão atmosférica
Compactação do resíduo		Temperatura	Temperatura
		Disponibilidade de nutrientes/bactérias	Evapotranspiração
		Presença de agentes inibidores	Umidade relativa do ar

Figura 22 - Principais fatores intervenientes no processo de geração do biogás

Fonte: Modificado de Maciel (2003)

Uma breve descrição sobre alguns fatores relativos ao ambiente interno e ao ambiente externo do aterro é mostrada a seguir, descritos com base em estudos de alguns pesquisadores, tais como, Tchobanoglous *et al.* (1993), Bidone e Povinelli (1999), Maciel (2003), Monteiro (2003), Guedes (2007), Van Elk (2007) e Maciel (2009).

a) Forma de construção e operação do aterro

Para Van Elk (2007), o projeto do aterro e a forma de operação influenciam diretamente na geração de gases, haja vista que aterros sanitários com elevada altura de células e com um sistema eficiente de impermeabilização da camada de cobertura propiciarão o predomínio da atividade anaeróbia, responsável pela formação de CH₄. Da mesma forma, a compactação contribui para o aumento da densidade da massa de resíduos, provocando encurtamento da fase aeróbia. Guedes (2007) menciona que a compactação dos resíduos é um fator importante, na medida em que quanto maior for a densidade alcançada, maior será a geração de biogás por unidade de volume. Bidone e Povinelli (2009) afirmam que é possível que exista um peso específico ótimo associado a um teor de umidade que favoreça o processo de metanogênese.

b) Umidade

Esse parâmetro é talvez o mais importante, uma vez que favorece o meio aquoso indispensável para o processo de geração de gás e possibilita o transporte dos microrganismos dentro do aterro sanitário (BIDONE e POVINELLI, 1999). Van Elk (2007) ressalta que a decomposição da matéria orgânica depende da presença de água nos interstícios do maciço de resíduos, necessária em uma determinada quantidade que permita o processo de decomposição realizado pelos microrganismos.

Vale destacar que umidades excessivas podem favorecer a lixiviação dos resíduos, o que certamente favorecerá a geração de lixiviado, levando consigo microrganismos e nutrientes indispensáveis ao processo de decomposição anaeróbia.

Van Elk (2007) destaca que o país, na maior parte do seu território, possui condições favoráveis para a geração de biogás em aterros sanitários, pelas condições de umidade associadas à temperatura e, principalmente, pelo alto percentual de matéria orgânica presente na composição dos nossos RSU.

c) Temperatura

Esse parâmetro afeta a sobrevivência e o crescimento dos microrganismos e também influência as suas atividades metabólicas (ANGELIDAKI e SANDERS, 2004). Para Van Elk (2007), quanto maior a temperatura, maior será a atividade bacteriana e, conseqüentemente, a geração de CH₄, porém alguns autores sugerem distintas faixas de temperatura para otimização da geração de biogás.

Guedes (2007) citando Qian e Koerner (2002) afirma que os microrganismos aumentam o rendimento quando a temperatura está entre 35 e 45°C e que temperaturas fora desta faixa podem matar os organismos metanogênicos. Bidone e Povinelli (1999) consideram que a formação de CH₄ ocorre em uma extensa faixa de temperatura, entre 0 a 97°C. Van Elk (2007), afirma que a faixa ótima de temperatura para a geração de CH₄ é de 30 a 40°C, ressaltando que temperaturas abaixo dos 15°C propiciam severas limitações para a atividade metanogênica. Monteiro (2003) menciona que esse é um parâmetro difícil de ser controlado e depende da atividade enzimática bem como da temperatura ambiente.

Segundo Van Elk (2007), dois aspectos relacionados à temperatura devem ser levados em consideração, respectivamente, a temperatura desenvolvida dentro da massa de resíduos e a influência da temperatura externa sobre os processos que ocorrem internamente.

Bidone e Povinelli, (1999), indicam que a temperatura ambiente não exerce influência significativa no maciço de RSU, em função da mistura resíduo/solo que compõe o aterro sanitário.

Os aterros sanitários brasileiros, inicialmente apresentam altas temperaturas devido às condições aeróbias, seguidas por uma redução da temperatura (BIDONE e POVINELLI, 1999). Esses mesmos autores comentam que em situações reais, geralmente a temperatura não ultrapassa 45°C, mesmo durante o processo aeróbio, o que dificulta a operação de um aterro na faixa termofílica (50 a 55°C).

d) Alcalinidade:

A atividade do íon H^+ no meio aquoso é um aspecto ambiental crítico que condiciona o balanço entre as várias populações de microrganismos, além de também afetar o nível de atividade microbiana (BIDONE e POVINELLI, 1999).

Para Van Elk (2007), esse parâmetro influencia na geração de CH_4 , já que a atividade das bactérias metanogênicas é muito sensível à variações de pH. Os organismos metanogênicos são mais sensíveis ao pH e a faixa de pH normalmente aceita para as metanobactérias é de 6,5 a 7,6 (BIDONE e POVINELLI, 1999).

Na digestão anaeróbia de RSU, a alcalinidade é indispensável para a manutenção do equilíbrio entre a metanogênese e a produção de ácidos (Catapreta, 2008) e quando ocorre um desequilíbrio no sistema, tem-se acúmulo de Ácidos Graxos Voláteis (AGV) que, caso a capacidade tampão determinada em maior parte pela alcalinidade do bicarbonato não seja suficiente para neutralização, ocasiona queda do pH, provocando um desbalanceamento ainda maior (BIDONE e POVINELLI, 1999). Bayard *et al.* (2005) verificaram que o aumento de AGV, devido à diminuição do pH, produziu um efeito inibitório na produção metanogênica em reatores anaeróbios de RSU com recirculação de lixiviado e notaram ausência do processo inibitório metanogênico em reatores com controle do pH, o qual se manteve em torno de 6,3.

Christensen *et al.* (1992) *apud* Van Elk (2007), indica que o pH ótimo para a atividade bacteriológica metanogênica está na faixa entre 6 e 8 e Bidone e Povinelli, (1999) relatam que de acordo com experiências brasileiras, a geração de CH_4 é máxima quando se tem pH na faixa de 7,0 a 7,2 e para valores abaixo de 6,0 ou superiores a 7,6 a atividade microbiana no aterro sanitário pode ser totalmente inibida.

e) Composição gravimétrica

A quantidade e o tipo de resíduos orgânicos são fatores que exercem importante influência na taxa de geração de gases, ou seja, quanto maior o percentual de matéria orgânica degradável, maior será o potencial de geração de gases (VAN ELK, 2007).

Segundo Maciel (2003), a composição dos resíduos afeta qualitativamente e quantitativamente a geração de biogás. Para ele a disponibilidade de frações mais facilmente degradáveis (carboidratos, proteínas e lipídeos) significa uma maior oferta de substrato para a atuação dos microrganismos, ou seja, os RSU com maior quantidade de matéria orgânica degradável apresentam um maior potencial de geração de gases.

Com relação aos RSU das cidades brasileiras, pode-se destacar percentuais extremamente elevados de matéria orgânica da ordem de 66% para João Pessoa, 60% para o Rio de Janeiro e 52% em Bela Vista (conforme Tabela 01), o que a primeira vista indica o potencial de biodegradabilidade dos resíduos brasileiros, portanto, um atrativo para geração de biogás.

f) Nutrientes

Os microrganismos só têm sua atividade iniciada a partir da existência no meio de concentrações adequadas de nutrientes, principalmente no que se refere a carbono, nitrogênio e a enxofre (na forma de sulfetos), correspondendo ao enxofre às características de toxicidade que pode conferir ao maciço em decomposição ou pelo antagonismo gerado pelas bactérias que reduzem o sulfato e metanogênicas competindo pelo mesmo substrato (BIDONE e POVINELLI, 1999).

O principal fornecedor de carbono são os restos de culturas vegetais, enquanto que o nitrogênio é fornecido pelos resíduos alimentares e de origem animal, dentre outros, não sendo bem sucedida a geração de biogás se apenas uma destas fontes de nutrientes for utilizada (GUEDES, 2007).

g) Tamanho das partículas

Existe uma relação inversamente proporcional entre a superfície exposta dos resíduos e o tamanho dos mesmos, expressa pela superfície específica (área da superfície/volume). Logo, observa-se um incremento na velocidade de degradação quando a

massa é composta por resíduos menores, o que segundo Van Elk (2007), tem motivado a utilização de trituradores na compostagem de resíduos e nos processos mecânicos-biológicos. O tamanho das partículas influencia em ambos os processos, aeróbios e anaeróbios e também na composição do biogás gerado no processo anaeróbio.

Relatos feitos por Bidone e Povinelli (1999) apontam que em experimentos realizados em lisímetros, o tamanho das partículas influenciou a composição do biogás gerado. Conforme esses autores, reduzindo o tamanho das partículas de 250 para 25 mm, a geração de gás aumentou cerca de 4,4 vezes, porém o gás gerado foi o CO₂, enquanto que o CH₄ só foi produzido no experimento que continha resíduos não-processados. A explicação atribuída para esse fato é que em função do maior tamanho, os resíduos continham uma menor área de material celulósico disponível para hidrólise, o que diminui a formação de ácidos voláteis, com queda do pH a valores tóxicos às arqueas metanogênicas.

h) Presença de agentes inibidores

Para Catapreta (2008), os efeitos inibidores relacionados ao oxigênio, hidrogênio e sulfato, são bastante conhecidos e publicados em literatura. No entanto, esse autor destaca que a toxicidade do meio, inclusive com inibição da metanogênese, é causada pela presença de CO₂, sais, sulfetos, metais pesados, cátions alcalinos terrosos, amônia e outros compostos específicos. Destaca que em baixas concentrações, cátions incluindo o sódio, potássio, magnésio e amônia estimulam a digestão anaeróbia e inibem totalmente o processo quando se apresentam em altas concentrações.

No caso do Brasil os metais estão presentes nos RSU em quantidades significativas, podendo compor percentuais de até mesmo 6,3% dos resíduos de uma cidade (conforme Tabela 01). Os metais presentes nos RSU são oriundos de pilhas, baterias, jornais, tintas, tecidos, enlatados, dentre outros e se apresentam em diversas formas (cilíndricas, retangulares, botões), podendo conter os seguintes metais: chumbo, cádmio, mercúrio, níquel, prata, lítio, zinco, manganês e seus compostos (ALVES, 2008). Diversos autores ressaltam que os metais estão entre os principais agentes tóxicos verificados em processos anaeróbios, com destaque para Bidone e Povinelli (1999), Guedes (2007) e Alves (2008).

A Tabela 11 apresenta as faixas de concentração de íons metálicos que inibem o processo de estabilização da matéria orgânica.

Tabela 11 - Concentrações inibitórias dos metais pesados na digestão anaeróbia

Cátion	Concentração inibitória (mg/L)
Fe ⁺⁺	1-10
Zn ⁺⁺	4-10
Cd ⁺⁺	7-10
Cu ⁺	10-12
Cu ⁺⁺	10-16

Fonte: Lima e Nunes (1994) *apud* Melo (2003)

3.5 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE METANO EM ATERROS SANITÁRIOS

Visando ao aproveitamento energético e a comercialização de créditos de carbono, a estimativa de geração do biogás em aterros sanitários, principalmente do CH₄, é de fundamental importância. Para Boscov (2008), a estimativa da geração de biogás dos RSU, constitui-se em um novo e promissor campo de trabalho na engenharia.

Devido à heterogeneidade dos diversos constituintes dos RSU, das características químicas dos RSU e da intervenção de vários fatores na geração do biogás, percebe-se que a estimativa da geração de biogás não é tarefa fácil, havendo necessidade para uma maior atenção nos projetos de captação do CH₄ para fins energéticos e comerciais. É com vista a estimar cada vez mais precisamente a geração do CH₄ em aterros sanitários que muitos modelos estão sendo desenvolvidos pelo mundo, cada um trazendo consigo generalizações e particularidades que só mesmo o desenvolvimento de mais estudos se poderá conhecer melhor sobre a aplicabilidade dos mesmos.

Diferentes estratégias podem ser utilizadas para determinar os parâmetros de geração de gás, tais como a previsão teórica, ensaios laboratoriais e ajustes de medidas de gás obtidos em aterros reais. A previsão teórica é baseada na composição física e química do resíduo, observando a completa conversão da celulose e hemicelulose em CH₄ e obtendo um potencial máximo absoluto do CH₄ (MACHADO *et al.* 2009). Segundo USEPA (2005), deve-se utilizar um fator de biodegradabilidade baseado em inúmeras suposições para ajustar o potencial teórico de CH₄.

Talvez os métodos de cálculo mais conhecidos desde a década de 90 do século passado para estimativa da geração de CH₄ em aterros sanitários consistam em 3 modelos,

sendo cada um deles recomendado por um determinado órgão internacional, respectivamente, Banco Mundial - Scholl Canyon, Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA, em inglês) e Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, em inglês). Na maioria dos casos utiliza-se o modelo de decaimento de primeira ordem, como uma primeira aproximação que é recomendada pela EPA (USEPA, 1996; 1998; 2005) e pelo IPCC (IPCC, 2006), visando a determinar a emissão de CH₄ em aterros sanitários, conforme se observa na Equação 05, onde q é a taxa específica de geração de metano (m³ CH₄/ano Mg-resíduo), L₀ é o potencial de geração de metano (m³ CH₄/Mg-resíduo), k é a taxa constante de geração de CH₄ por ano e t é o tempo de disposição do resíduo (ano).

$$q = L_0 \cdot k \cdot e^{-k \cdot t} \quad (\text{eq.05})$$

Segundo Machado *et al.* (2009), o modelo da EPA faz uso de dois parâmetros básicos, L₀ que representa o potencial de geração de metano (m³ CH₄/Mg-resíduo) e k que é a taxa constante de geração de CH₄ por ano, enquanto o IPCC utiliza-se do carbono orgânico efetivamente degradável - DDOC_m no lugar de L₀ na Equação 05.

O valor de k pode ser afetado por inúmeros fatores relativos à composição do resíduo, às condições climáticas do local onde o aterro está implantado, características inerentes ao aterro, práticas de disposição dos resíduos, dentre outros, conforme mostrado a Tabela 12. As maiores taxas de decaimento correspondem a k=0,2 ano⁻¹. Associam-se a condições de umidade elevada e presença de material com alta taxa de degradação, tais como resíduos alimentares etc. As menores taxas de decaimento k=0,02 ano⁻¹ fazem referência a lugares secos e presença de resíduos moderadamente degradáveis, tais como papéis e madeira (IPCC, 2006).

Algumas estratégias são sugeridas pela USEPA (2005) e pelo IPCC (2006) para obtenção dos parâmetros L₀ e k, incluindo também sugestões de faixas de valores para cada um deles. Apesar dos modelos em uso e dos seus parâmetros terem sofridos ajustes e refinamentos ao longo dos anos, USEPA (2005) afirma que eles não são infalíveis e os modelos mais elaborados são muito complexos e com variáveis que dependem do local de disposição final dos resíduos (IPCC, 2006). Neste sentido, continuam-se adaptando os modelos correntes, especialmente nos tópicos relativos aos parâmetros de previsão de geração do biogás, aquisição e validação de dados de projetos. A utilização de procedimentos simplificados permite a estimativa de parâmetros de fácil entendimento, que podem ser

utilizados como dados preliminares em modelos mais elaborados para representação do processo de decomposição dos resíduos sólidos (MACHADO *et al.* 2009).

Tabela 12 - Valores de k sugeridos pelo IPCC (2006)

Clima:	Boreal seco e Temperado		Boreal úmido e Temperado		Tropical seco		Tropical úmido		
	Padrão	Variação	Padrão	Variação	Padrão	Variação	Padrão	Variação	
^a D.L	Papel/Têxteis	0,04	0,03-0,05	0,06	0,05-0,07	0,045	0,04-0,06	0,070	0,06-0,085
	Madeira/Palha	0,02	0,01-0,03	0,03	0,02-0,04	0,025	0,02-0,04	0,035	0,03-0,05
^b D.M	Outros orgânicos putrecíveis (exceto alimentos)	0,05	0,04-0,06	0,1	0,06-0,1	0,065	0,05-0,08	0,170	0,15-0,2
	/Lixo de jardim e parques								
^c D.R	Resíduos alimentares/lama de esgoto	0,06	0,05-0,08	0,185	0,1-0,2	0,085	0,07-0,1	0,400	0,17-0,7
RSU como um todo		0,05	0,04-0,06	0,09	0,08-0,1	0,065	0,05-0,08	0,170	0,15-0,2

^aD.L - degrada lentamente, ^bD.M - degrada moderadamente e ^cD.R - degrada rapidamente.

Fonte: IPCC (2006)

Um procedimento simplificado para estimativa do L_0 e do k é proposto por Machado *et al.* (2009) e leva em consideração dados da caracterização de RSU associados aos valores da fração biodegradável propostos por Lobo (2003). O procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), é utilizado nesta pesquisa para determinar a geração de CH_4 para os RSU do ASMC.

3.5.1 Procedimento simplificado para estimativa do L_0 e k

A Fração Biodegradável de um componente específico do resíduo (BF - na sigla em inglês) pode ser obtida por meio de ensaio que quantifica o potencial bioquímico de CH_4 (teste BMP, em inglês) e se determina a quantidade de CH_4 possível de ser gerada por unidade de massa de RSU, em base seca (LOBO, 2003). A fração biodegradável pode ser calculada por meio da relação entre o valor do BMP e o valor previsto pelas equações estequiométricas,

(denominado de C_m), assumindo-se a completa conversão do material orgânico em produtos gasosos.

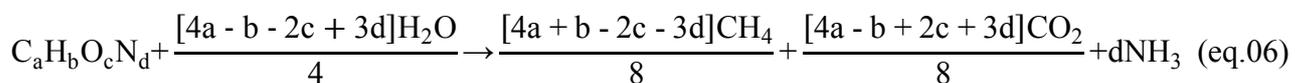
Os valores de C_m sofrem variações de acordo com os componentes considerados. Não obstante, eles estão normalmente entre 400 a 500L CH_4 /kg-RSU seco. Segundo Barlaz *et al.* (1990), valores de C_m de 414,18 e 424,2 L CH_4 /kg-seco podem ser considerados para a celulose e hemicelulose, respectivamente. Um potencial de 750 a 900 L biogás/kg-RSU seco é apresentado por Tchobanoglous *et al.* (1993). Como a fração de CH_4 usualmente varia entre 0,5 a 0,6, valores similares de C_m são previstos pelos dois autores. A Tabela 13, reproduzida de Lobo (2003), mostra valores de BF para diversos materiais constituintes do resíduo sugeridos por alguns autores.

Tabela 13 - Valores de BF sugeridos na literatura

Autor	BF					
	Papel	Papelão	Resíduos Alimentares	Resíduo de jardim	Madeira	Têxteis
Tchobanoglous <i>et al.</i> (1993) e Bonori <i>et al.</i> (2001)	0,44	0,38	0,58	0,45	0,61	0,40
Barlaz <i>et al.</i> (1997)	0,19 - 0,56	0,39	0,70	0,70 - 0,34	0,14	-
Harries <i>et al.</i> (2001)	0,30 - 0,40	0,44	-	0,20 - 0,51	0,30 - 0,33	0,17 - 0,25
Lobo (2003)	0,40	0,41	0,64	0,35	0,17	0,32

Fonte: Modificado de Lobo (2003)

A Tabela 14 apresenta valores de C_m previstos pela Equação 06 (Tchobanoglous *et al.* 1993) para os diversos componentes dos resíduos.



O valor de C_m para o resíduo como um todo pode ser calculado usando a Equação 07, onde a fração de cada componente em base seca (BS) é denominada de FR. A fração biodegradável do resíduo como um todo é denominada de BF_w e é obtida por meio da Equação 08.

Tabela 14 - Geração (C_m) e o consumo de água de acordo com a Equação 06

Componente orgânico do resíduo	C_m	Consumo de H_2O
	$m^3 CH_4/Mg$ RSU seco	H_2O kg/kg RSU seco
Resíduos alimentares	505,01	0,26
Papel	418,51	0,20
Papelão	438,70	0,16
Couro	573,87	0,41
Têxtil	759,58	0,64
Resíduo de jardim	481,72	0,28
Madeira	484,94	0,24

Fonte: TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993)

$$C_m = \frac{\sum_{i=1}^n BF_i \cdot FR_i \cdot C_{mi}}{BF_w} \quad (\text{eq.07})$$

$$BF_w = \sum_{i=1}^n BF_i \cdot FR_i \quad (\text{eq.08})$$

Conhecendo-se os valores de BF_w e C_m , pode-se utilizar a Equação 09 para calcular o L_0 . A utilização do valor do teor de umidade em base seca, w , é realizada de forma a se considerar somente a massa seca do material orgânico potencialmente degradável.

$$L_0 = \frac{BF_w \cdot C_m}{1+w} \quad (\text{eq.09})$$

Como mencionado anteriormente, no método simplificado empregado pelo IPCC (2006), o potencial de geração de CH_4 é estimado por meio de uma equação de balanço de massa que envolve a determinação do conteúdo de Carbono Orgânico Degradável (DOC) do resíduo. As Equações 10 e 11 são utilizadas para estimar o potencial de geração de CH_4 . A quantidade de carbono orgânico efetivamente degradável, em base seca, $DDOC_m$ é uma parcela do carbono que realmente irá degradar sob condições anaeróbias e é calculado pela Equação 10. Nessa equação, DOC_f é a fração do carbono orgânico que decompõem sob condições anaeróbias (usualmente assumido como 0,5) e MCF é a fração do resíduo que irá

decompor sob condições aeróbias no aterro, denominado de fator de correção de CH₄. Para aterros operados em condições anaeróbias, o IPCC (2006) recomenda o uso de MCF=1.

$$DDOC_m = DOC \cdot DOC_f \cdot MCF \quad (\text{eq.10})$$

A Tabela 15 apresenta valores de DOC sugeridos pelo IPCC (2006) para diferentes componentes dos RSU.

Tabela 15 - Valores de DOC sugeridos pelo IPCC (2006)

Componente	DOC em % de resíduo úmido		DOC em % resíduo seco	
	Padrão	Varição	Padrão	Varição
Papel/papelão	40	36 - 45	44	40 - 50
Têxtil	24	20 - 40	30	25 - 50
Resíduos alimentares	15	8 - 20	38	20 - 50
Madeira	43	39 - 46	50	46 - 54
Resíduos de poda	20	18 - 22	49	45 - 55
Guardanapos	24	18 - 32	60	44 - 80
Borracha/Couro	39	39	47	47
Plásticos	-	-	-	-
Metal	-	-	-	-
Vidro	-	-	-	-
Outros, inertes	-	-	-	-

Fonte: IPCC (2006)

Considerando os dados apresentados na Tabela 15 para diferentes componentes do resíduo e a composição do resíduo (BS) de cada componente (FR), pode-se utilizar a Equação 11 para calcular o valor do DDOC_m do resíduo como um todo.

$$DDOC_m = MCF \cdot \sum_{i=1}^n DOC_i \cdot FR_i \cdot DOC_{fi} \quad (\text{eq.11})$$

O potencial de geração de metano, L₀ (m³ CH₄/Mg-RSU), segundo o modelo do IPCC (2006), pode ser calculado usando a Equação 12. A fração de CH₄ existente no gás é

representada por F_{CH_4} , 16/12 é a relação entre o peso molecular do CH_4 e do carbono. A densidade do CH_4 obtida de Tchobanoglous *et al.* (1993) é de 0,717 kg/m³ (vide Tabela 06), sendo representada por ρ_{CH_4} e o teor de umidade em BS é expresso por w . Em campo, os valores de F_{CH_4} estão em torno de 0,55.

$$L_0 = \frac{DDOC_m \cdot F_{CH_4} \cdot \frac{16}{12}}{\rho_{CH_4} \cdot (1+w)} \quad (\text{eq.12})$$

Países em desenvolvimento tendem a apresentar maiores valores de L_0 . Pode-se dizer, contudo, que em países de clima tropical em desenvolvimento, os elevados valores de umidade tendem a reduzir o conteúdo de matéria seca do resíduo, contrabalançando a presença de altos teores de matéria orgânica (MACHADO *et al.* 2009).

Machado *et al.* (2009), sugerem a utilização da Equação 13 para calcular a fração biodegradável remanescente do resíduo ($BF_w(t)$) em amostras de resíduos de diferentes idades de aterramento. Emprega-se nesta equação uma relação entre o conteúdo de Sólidos Voláteis no RSU em determinado instante, $VS(t)$ e a do início, VS_0 , para correção da fração biodegradável de cada componente com o tempo.

$$BF_w(t) = \sum_{i=1}^n BF_i \cdot FR_i \cdot \left[\frac{VS(t)}{VS(0)} \right] \quad (\text{eq.13})$$

Para obtenção do valor de k , Machado *et al.* (2009) recomenda utilizar a Equação 14, fazendo uso de valores de L_0 relativos à amostras de resíduos de diferentes idades.

$$\frac{L_0(t)}{L_0} = e^{-k \cdot t} \quad (\text{eq.14})$$

Para o método do IPCC (2006), utiliza-se a Equação 15 no lugar da Equação 11. Nas Equações 11 e 12, valores de MCF e F_{CH_4} devem ser adotados de acordo com as particularidades do aterro. Com intuito de melhor comparar os resultados, os valores de DOCf devem ser assumidos iguais aos valores de BF para cada componente do resíduo (conforme Tabela 13). Essa aproximação leva em consideração que amostras mais velhas, as quais

apresentam menor conteúdo de resíduos alimentares e resíduos de jardim em comparação com amostras novas, tendem a ter menores valores de BF (ou DOC_f).

$$DDOC_m(t) = MCF \cdot \sum_{i=1}^n DOC_i \cdot FR_i \cdot DOC_{fi} \cdot \left[\frac{VS(t)}{VS(0)} \right] \quad (\text{eq.15})$$

3.5.2 Potencial Bioquímico de Metano (BMP)

Segundo Harries *et al.* (2001) *apud* Alves (2008), testes laboratoriais que quantificam o metano produzido durante a decomposição de RSU são conhecidos como ensaios do Potencial Bioquímico de Metano - BMP, e estes têm sido muito utilizados por especialistas em pesquisas de laboratório. De Araújo Morais (2006) afirma que o teste do BMP foi originalmente desenvolvido para estimar a biodegradabilidade de efluentes, todavia pode ser utilizado para determinar a biodegradabilidade anaeróbia da matéria orgânica contida em amostras de RSU quando colocadas em meio de cultura com nutrientes que permitam o desenvolvimento de uma população de microrganismos anaeróbios.

Segundo Angelidaki *et al.* (2009), nos últimos 30 anos uma grande quantidade de trabalhos tem sido publicados relacionados ao processo de biodegradabilidade anaeróbia de diferentes componentes dos RSU. Citando o banco de dados do ISI *Web of Knowledge*, Angelidaski *et al.* (2009) afirmam que no ano de 1991 publicaram-se em periódicos 7 trabalhos que tratam do BMP e esse número passou para 70 (setenta) no ano de 2007, demonstrando o interesse crescente dos pesquisadores por esse campo de pesquisa. Não obstante, este tipo de procedimento não se tornou tão amplamente utilizado como o equivalente teste aeróbio, o da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Alves (2008) ressalta que a baixa adoção do ensaio BMP é devida à longa duração desses ensaios.

O BMP é medido utilizando-se diversos métodos, tendo como abordagem básica a incubação anaeróbia de pequena quantidade de resíduo em conjunto com um inóculo, em seguida aferindo-se simultaneamente o volume de biogás e a sua composição (HANSEN *et al.* 2004). Os diversos trabalhos publicados na literatura apresentam variações significativas em relação aos métodos empregados nos ensaios do BMP, em termos da escolha da amostra, inóculo utilizado, técnica de aferição dos gases e incubação dos digestores (PALMISANO e BARLAZ, 1996). Como exemplo menciona-se o trabalho de alguns autores, tais como,

Mandal e Mandal (1997), Hansen *et al.* (2004), Angelidaki e Sanders (2004), De Araújo Morais (2006), Alves (2008), entre outros.

Segundo Angelidaki *et al.* (2009), a definição de um protocolo padrão para o ensaio do BMP é um desafio, na medida em que o processo de degradação anaeróbia pode ser entendido como um sistema altamente complexo e dinâmico, onde em termos microbiológicos os aspectos bioquímicos e físico-químicos estão intimamente relacionados.

Alves (2008), citando Chen *et al.* (1995), relata que diversos trabalhos utilizando ensaios de BMP como ferramenta para avaliação do potencial de geração de biogás de resíduos sólidos são feitos em função do conteúdo de sólidos voláteis, quantidade de resíduos ou em termos de BS. Segundo os autores esse fato demonstra a não-padronização para os ensaios e a variabilidade na apresentação dos resultados obtidos, sendo necessária a apresentação dos dados nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP) em várias unidades tais como NmL/g, NmL/gMS ou NmL/SV.

Para o sucesso dos ensaios de BMP, alguns fatores merecem ser destacados, entre eles o pH, o inóculo utilizado e o meio de cultura. Quanto ao primeiro fator, Angelidaki e Sanders (2004) afirmam que se o pH não estiver na faixa adequada, o processo de decomposição dos RSU pode ser inibido e isto levará a uma subestimação do potencial de geração de biogás.

Por ser complexo e envolver a presença de diferentes microrganismos, é de fundamental importância a escolha do inóculo, devendo ser apropriado e que contenha a quantidade necessária de microrganismos para permitir a completa degradação da matéria orgânica dos RSU nos ensaios de BMP, onde normalmente se utiliza lodo de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) como inóculo (OWEN *et al.* 1979 *apud* ANGELIDAKI e SANDERS, 2004). Frequentemente deseja-se baixa quantidade de inóculo pelo fato dele sozinho também formar biogás, o que pode acabar ofuscando os resultados da geração dos gases proveniente dos RSU. Por outro lado, um número muito pequeno pode não contribuir significativamente para decomposição dos RSU, o que fatalmente levará a baixos potenciais de geração de gases (ANGELIDAKI e SANDERS, 2004).

Um fator não menos importante que os outros mencionados e totalmente relacionado com o inóculo é o meio de cultura, haja vista que este meio deve conter diversos minerais e quantidades não significativas de Carbono Orgânico, devendo fornecer condições adequadas para o desenvolvimento e atividades microbianas (ANGELIDAKI e SANDERS, 2004). Ainda segundo estes mesmos autores, meios sintéticos podem ser utilizados em casos

de ausências de componentes importantes para o desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios.

Barlaz *et al.* (1997) realizaram testes de BMP com objetivo de medir o potencial de geração de CH₄ nos principais componentes biodegradáveis dos RSU (grama, folhas, galhos de árvores, resíduos alimentares e quatro tipos de papéis: papel de jornal, ondulado, escritório e revestido). Os testes desenvolvidos por esses autores foram feitos de modo a aferir a máxima geração de CH₄ de cada componente e para isso utilizaram condições de incubação dos resíduos a 40°C, inoculação de nutrientes para aceleração da degradação e tendo como meio de cultura, líquidos. Merecendo destacar que os resultados obtidos para geração do biogás nos diversos reatores foram corrigidos com a geração de gases decorrente do respectivo inóculo. Após finalização de cada ensaio, a amostra de resíduo foi submetida a uma análise de Sólidos Totais Voláteis (STV) para quantificar o percentual de matéria orgânica remanescente no material.

A Tabela 16 apresenta os resultados experimentais obtidos por Barlaz *et al.* (1997), da geração de CH₄ para os diversos constituintes dos RSU, bem como do resíduo como um todo, além dos resultados da composição química (celulose, hemicelulose e lignina), parâmetros utilizados para avaliar a degradação dos resíduos sólidos.

De acordo com a Tabela 16, percebe-se uma grande variação do rendimento de CH₄ para os diversos constituintes dos RSU, variando a geração de 30,6 para um determinado tipo de folha a até 300,7 mL CH₄ / g RSU seco para os resíduos alimentares, como também uma significativa variação no grau de decomposição, oscilando de 28,3 a 94,3, respectivamente resultados para determinado tipo de folha e de grama. Outro parâmetro comumente utilizado na literatura e usado por Barlaz *et al.* (1997) para avaliar a degradação dos RSU é o grau de lignificação, ou seja, [(celulose + hemicelulose) / lignina], embora esses mesmos autores afirmem que para estes experimentos o grau de lignificação não foi um bom indicador e que não existe relação linear entre o grau de lignificação e o grau de decomposição ($R^2 = 0,02$).

Tabela 16 - Resultados experimentais da geração de CH₄ para componentes do RSU^a

Componente	Geração mL CH ₄ / g RSU seco	Celulose (%)	Hemicelulose (%)	Lignina (%)	MC ^b	MH ^b	Grau de decomposição ^c
Inóculo 1	25,5	23,4	4,7	22,5	0,18	0,36	21,8
Inóculo 2 ^d	5,8	18,3	3,7	22,1	0,34	0,69	6,3
Gramma	144,4	26,5	10,2	28,4	0,19	0,42	94,3
Gramma - 2	127,6	25,6	14,8	21,6	-	-	75,5
Folhas	30,6 ^e	15,3	10,5	43,8	0,43	0,68	28,3
Galho de árvores	62,6 ^e	35,4	18,4	32,6	0,52	0,59	27,8
Resíduos Alimentares	-	46,1	6,2	8,3	-	-	-
Resíduos Alimentares- 2	300,7 ^e	55,4	7,2	11,4	0,24	0,58	84,1
Papel Jornal	74,33	48,5	9,0	23,9	0,73	0,46	31,1
Papel Ondulado	152,3	57,3	9,9	20,8	0,36	0,38	54,4
Papel de Escritório	217,3	87,4	8,4	2,3	0,02	0,09	54,6
Papel Revestido	84,4	42,3	9,4	15	0,54	0,58	39,2
Resíduo como um todo	92,0 ^e	28,8	9,0	23,1	0,25	0,22	58,4

^a Os dados representam a média dos ensaios de cada componente utilizado.

^b Relação da celulose (MC) e da hemicelulose (MH) com a massa utilizada no ensaio.

^c A geração de CH₄ medida dividida pela geração calculada, admitindo uma conversão de 100% da celulose e da hemicelulose (proteína, no caso de resíduos alimentares) em CH₄ e CO₂.

^d Inóculo utilizado para o conjunto de ensaios de resíduos alimentares.

^e Dados de produtividade para os ensaios com folhas, galhos de árvores, resíduos alimentares-2 e para resíduos sólidos como um todo.

Fonte: Barlaz *et al.* (1997)

Visando a verificar a correlação entre a geração de CH₄ com o teor de celulose e hemicelulose, Barlaz *et al.* (1997) construíram o gráfico apresentado na Figura 23 que mostra a geração de CH₄ em função do teor de celulose e hemicelulose. A partir deste gráfico os autores concluíram que a correlação existente é relativamente baixa ($R^2 = 0,49$) e que existe ainda o fato da linha de regressão não passar pela origem, o que sugere que outros fatores, além do teor de celulose e hemicelulose, também influenciam na geração de CH₄.

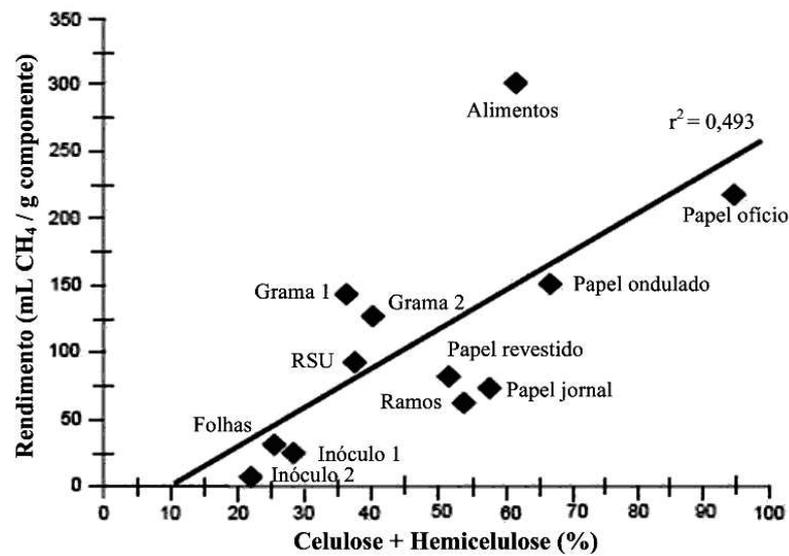


Figura 23 - Geração de CH₄ em função do teor de celulose e hemicelulose para diferentes componentes dos RSU

Fonte: Barlaz *et al.* (1997)

Outro método de ensaio de BMP é proposto por Mandal e Mandal (1997), o qual consiste basicamente em confinar RSU em digestores sob uma determinada temperatura ($37 \pm 1^\circ\text{C}$) e utilizar como meio de cultura e inóculo uma solução preparada com H₂O destilada e esterco de animais. Para aferição da quantidade de biogás produzido, estes autores sugerem a utilização do método do deslocamento de coluna d'água em uma proveta. O aparato experimental utilizado por estes dois autores é mostrado na Figura 24 e os resultados obtidos por eles nos ensaios são mostrados na Figura 25, merecendo destacar que a quantidade de resíduo utilizada não foi informada e que a composição do biogás produzido nos digestores não foi aferida em nenhum dos experimentos realizados. Tais fatos dificultam a determinação do potencial de geração de biogás por quantidade de resíduos.

Baseado nos resultados conseguidos (Figura 25), Mandal e Mandal (1997) concluíram que: o esterco dos animais é um material adequado para realização dos ensaios de BMP; a casca de laranja não é adequada para geração do biogás por conta do seu efeito tóxico; e que a capacidade de geração do biogás de cada material pode ser diferente para ensaios realizados em outras faixas de temperaturas.

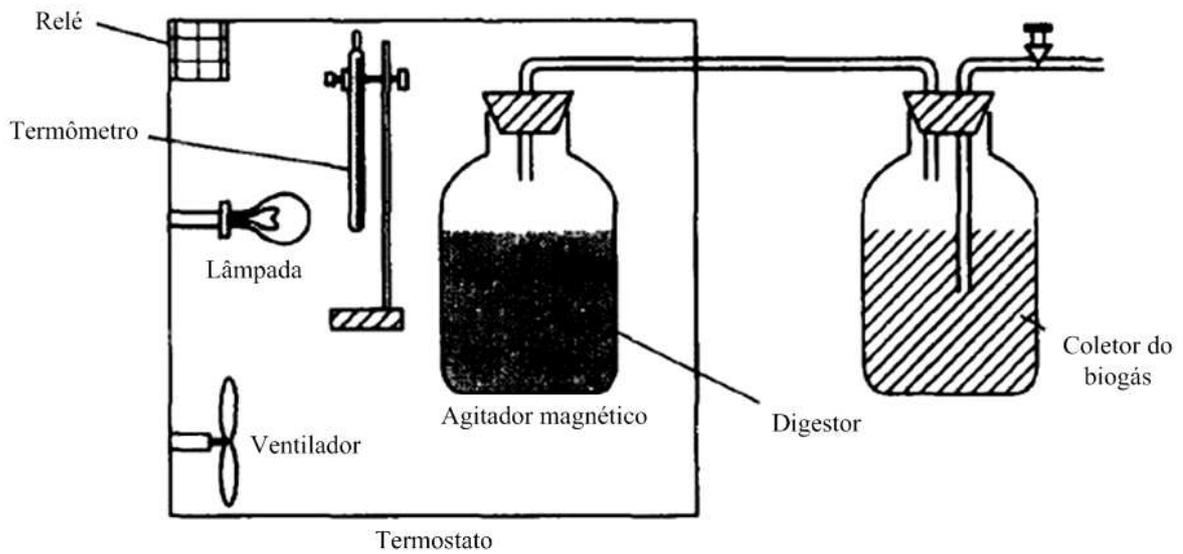


Figura 24 - Aparato experimental de um digestor anaeróbio

Fonte: Mandal e Mandal (1997)

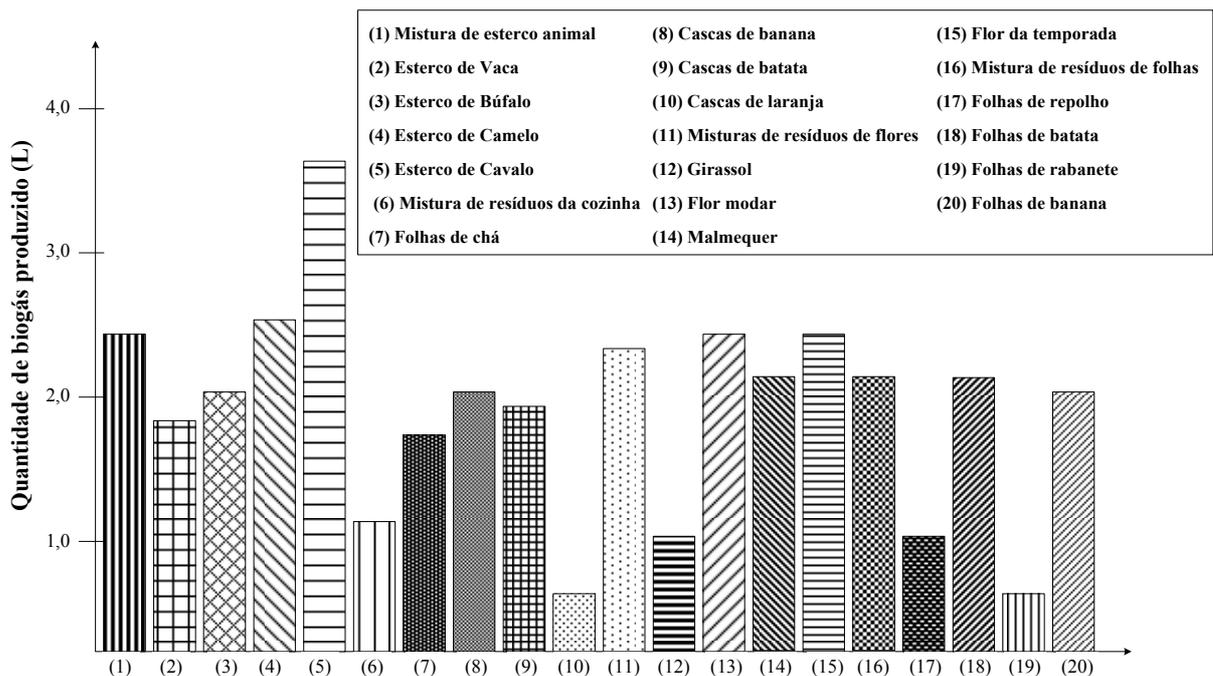


Figura 25 - Resultados dos ensaios de BMP obtidos para esterco de animais e para diversos componentes dos resíduos

Fonte: Modificado de Mandal e Mandal (1997)

Visando a analisar o potencial de biodegradabilidade de dois aterros sanitários experimentais no Brasil, Vazoller *et al.* (2001) realizaram ensaio de BMP, tendo como base uma metodologia descrita por Mounon *et al.* (1985), em amostras de RSU obtidas em profundidade de 2 a 2,5 m com idade em torno de 1 ano. Os testes foram realizados em digestores de 400 mL, contendo lodo de efluentes domésticos (fonte de nutrientes e bactérias

anaeróbias) misturados a 10 g de RSU e incubados a uma temperatura de 35°C. Os resultados obtidos por Vazzoler *et al.* (2001) para os RSU dos diferentes aterros experimentais analisados estão ilustrados na Figura 26.

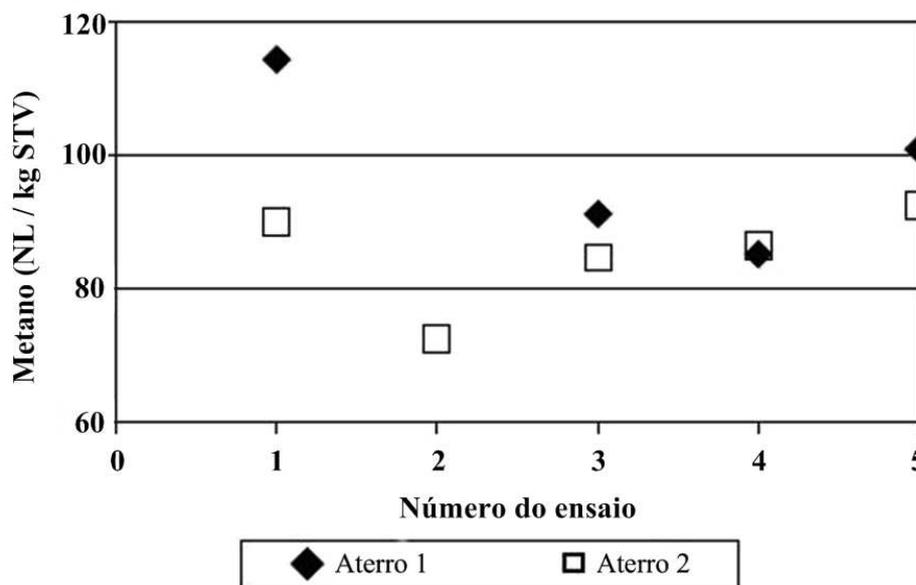


Figura 26 - Potencial de geração de CH₄
Fonte: Vazzoler *et al.* (2001)

De acordo com Vazzoler *et al.* (2001), o potencial médio da geração de CH₄ para os aterros sanitários experimentais analisados foi de 97,8 e 85,1 L CH₄/kg STV (Figura 26), respectivamente, para os aterros 1 e 2, o que possibilitou aos autores compararem com dados da literatura à exemplo de Attal *et al.* (1991) que apresenta valores na ordem de 0,8 a 90 L biogás/kg RSU e Pohland e Harper (1985) que obtiveram resultados de 60 a 170 L/kg RSU secos, ambos citados por Vazzoler *et al.* (2001). Os resultados obtidos e as devidas comparações, levou Vazzoler *et al.* (2001) a concluir que ainda existe CH₄ remanescente nas amostras de RSU com idade de 1 ano e que o método proposto por Mouton (1985) é muito útil para prever a capacidade de geração do biogás em aterros sanitários.

Um procedimento laboratorial para aferição do CH₄ em amostras de RSU foi realizado por Hansen *et al.* (2004). Esses autores utilizaram reatores em triplicata e em cada um deles foram colocados 10 gramas de resíduos em cerca de 400 mL de inóculo oriundo de uma estação de biogás que trata principalmente estrume, juntamente com alguns resíduos orgânicos e industriais e eventualmente resíduos sólidos orgânicos domésticos. Após a mistura dos RSU com os inóculos, os reatores recebem uma recirculação por cerca de 2 minutos de uma mistura de gás (80% N₂ e 20% CO₂) e por fim são armazenados em uma estufa sob temperatura de 55°C (±1°C). A pressão no reator foi aferida periodicamente e a

composição do biogás produzido ao longo do tempo foi medida por meio de um cromatógrafo. O aparato experimental utilizado por Hansen *et al.* (2004) é mostrado na Figura 27 e maiores detalhes sobre a execução do experimento desde a coleta e preparação da amostra até aferição do biogás podem ser vislumbrados em Hansen *et al.* (2004).

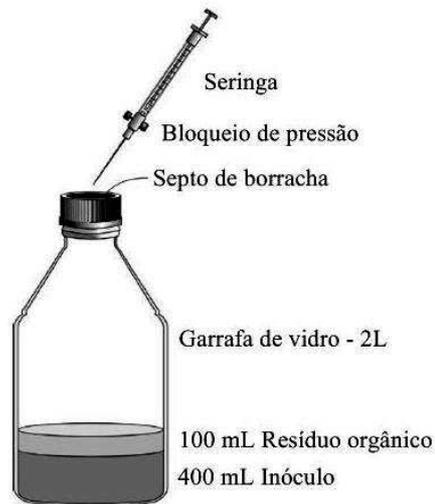


Figura 27 - Ilustração do reator de amostragem do biogás
Hansen *et al.* (2004)

A Figura 28 mostra exemplos de curvas para os valores da geração acumulada de CH_4 para os resíduos sólidos orgânicos, para a celulose e para as condições de controle (utilizando apenas água e inóculo). Hansen *et al.* (2004) destacam que os inóculos utilizados fornecem uma rápida geração de CH_4 e que as condições de controle permitem a correção da quantidade exata do volume do biogás produzido pela quantidade de resíduo disposta no reator.

Hansen *et al.* (2004) ressaltam que o estudo desenvolvido por eles demonstrou que o procedimento é simples e tem potencial para ser comumente utilizado, tanto para a medição do potencial de geração de CH_4 quanto para avaliar substâncias inibidoras da geração de gás em aterros sanitários. Os autores sugerem que os resultados obtidos pelas diversas experiências sejam publicados para análise do procedimento e construção de uma ampla base de dados, o que permitirá melhor comparação entre resultados experimentais e de campo.

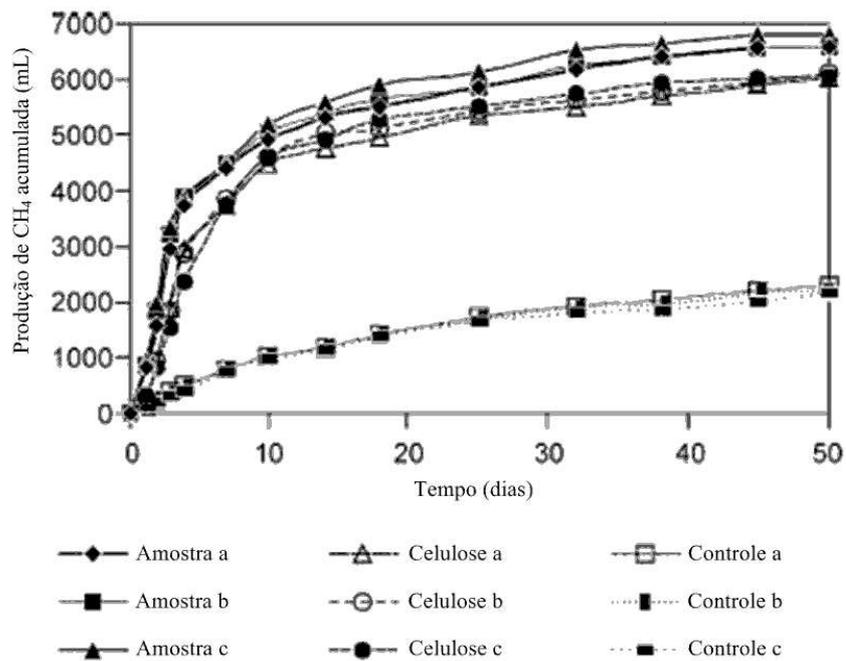


Figura 28 - Exemplos de três curvas da geração de CH₄ medida para os resíduos sólidos orgânicos, para a celulose e para as condições de controle (inóculo e água)
Fonte: Hansen *et al.* (2004)

Fazendo uso do procedimento proposto por Owens e Chynoweth (1993), em que se utiliza apenas 2 g de RSU em digestores de 250 mL com incubação a 35°C, Kelly *et al.* (2006) realizaram ensaios de BMP em amostras de RSU de 12 diferentes aterros dos E.U.A e analisaram a correlação existente entre o BMP com o teor de Sólidos Voláteis (Figura 29), onde puderam concluir que a correlação existente é baixa ($R^2 = 0,38$), o que dificulta a análise da estabilização dos RSU utilizando como controle este dois parâmetros, daí a necessidade de analisar outras correlações do BMP com outras variáveis, à exemplo do teor de hemicelulose, celulose, lignina, dentre outros.

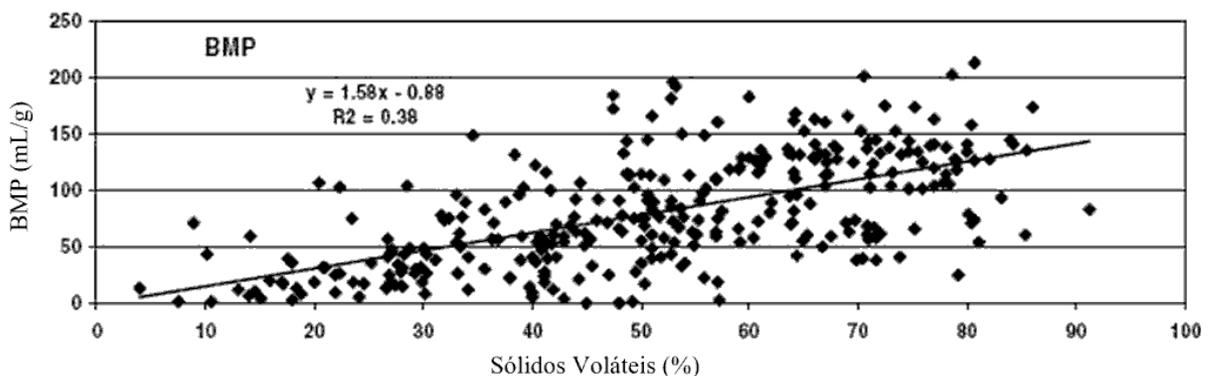


Figura 29 - Relação entre o BMP e o teor de Sólidos Voláteis
Fonte: KELLY *et al.* (2006)

Por apresentar confiabilidade nos resultados, além de fácil aplicabilidade e do baixo custo, Alves (2008) fez uso do método proposto por Hansen *et al.* (2004) para avaliar a biodegradabilidade dos RSU. Para realização dos ensaios, Alves (2008) optou por resíduos sólidos provenientes do Aterro da Muribeca-PE, selecionando apenas a fração orgânica e como meio de cultura fez uso de lodo proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da Companhia Pernambucana de Saneamento (Compesa). Merece destacar que os digestores foram forrados com papel alumínio para evitar a influência da incidência da luz no processo de degradação, em seguida os digestores foram colocados em estufa a 37°C. Os experimentos desenvolvidos por Alves (2008) permitiram a autora analisar a influência do Zn e Mn, do Fe e da idade na biodegradabilidade dos resíduos sólidos orgânicos.

Quanto à composição do biogás, Alves (2008) ressalta que as concentrações de CH₄, CO₂, H₂S e O₂ obtidas nos digestores não foram significativas, tal fato, provavelmente, por problemas na metodologia do ensaio, como a ausência de adequação da vazão de biogás gerada nos ensaios à sistemática de aferição do CH₄, o que interferiu nas medições das concentrações pelo equipamento (ALVES, 2008).

Parte do aparato experimental utilizado por Alves (2008) é mostrado na Figura 30 e os resultados obtidos nas CNTP para resíduos sólidos orgânicos de diferentes idades são mostrados na Tabela 17.



Figura 30 - Etapas seguintes do ensaio BMP: (a) Troca de atmosfera por uma mistura de N₂/CO₂ nos frascos; (b) Fechamento do frasco e colocação do manômetro; (c) Frascos incubados na estufa a 37°C
Fonte: Alves (2008)

Tabela 17 - Geração de biogás para as amostras de resíduos orgânicos de diferentes idades

Amostra	Geração de Biogás					
	Vol.máx. acumulado (mL)	Taxa de Geração Máxima (mL/dia)	Vol.máx. acumulado sem lodo (mL)	mL/g	mL/g STV	mL/g MS
Lodo Dez. 07	26,8	5,7	-	-	-	-
(Resíduos+Lodo) Dez.07	216,4	17,9	189,6	75,8	162,0	170,8
Resíduo. 1 ano	12,5	2,1	-14,2*	-5,7*	-13,9*	-12,6*
Resíduo. 7 anos	39,3	2,6	12,5	5,0	54,6	23,7

*A geração do biogás da amostra “Resíduo. 1 ano” foi inferior a geração do lodo.

Fonte: Alves (2008)

Com relação aos resultados apresentados na Tabela 17, Alves (2008) salienta que pode ter ocorrido inibição do processo de degradação ou até mesmo vazamento de gás durante o monitoramento dos digestores contendo amostra de resíduos com 1 ano. Ressalta ainda que esta amostra apresentou teor de STV baixo (40,9%) e que o lodo utilizado foi o mesmo para todas as amostras dos ensaios, daí a não representatividade desta amostra para possíveis análises.

Utilizando-se do mesmo aparato experimental usado por Alves (2008), Maciel (2009) realizou ensaios de BMP para resíduos sólidos orgânicos também provenientes do Aterro da Muribeca-PE, coletados nos meses de julho, novembro e dezembro de 2007. Considerando a concentração de CH₄ de 55% nos digestores, a média dos resultados executados por Maciel (2009) para as amostras dos referidos meses foram de 62,0, 74,3 e 94,8 mL CH₄/g seca de resíduos sólidos orgânicos. Maciel (2009) ressalta que a diferença de valores encontrados por ele com valores publicados na literatura, possivelmente pode ser devido à não padronização dos ensaios, entre os quais se destacam: quantidade e qualidade do lodo, adição de nutrientes, temperatura, volume do recipiente, quantidade de resíduos e tempo de execução dos ensaios.

Alguns resultados do potencial de geração de biogás ou de CH₄ obtidos por meio de ensaios de BMP publicados na literatura são mostrados na Tabela 18, que traz informações sobre o tipo de resíduo sólido analisado, temperatura de execução dos experimentos e idade do material, além de ilustrar a falta de padronização, mencionada anteriormente, para publicação dos resultados, o que confere em potenciais de geração em termos de L/kg MO_{tot},

m³ CH₄/kg MS, mL CH₄/g, L CH₄/kg ST, mL CH₄/g SV, m³ CH₄/ton MS, L Biogás/kg MS etc.

Tabela 18 - Resultados do potencial de geração de biogás e/ou CH₄ obtidos por meio do ensaio de BMP

(continua)

Autor(es)	Resíduos sólidos utilizados	Idade (anos)	Temperatura do ensaio (°C)	Potencial de geração
^a Owens e Chynoweth (1993)	RSU	-	-	186 - 222 L/kg MO _{tot}
	Jardim	-	-	123 - 209 L/kg MO _{tot}
	Papel	-	-	84 - 278 L/kg MO _{tot}
Bogner e Spokas, (1993)	RSU	-	35	0,010 - 0,027 m ³ CH ₄ /kg MS
^a Wang <i>et al.</i> (1994)	RSU	7	-	13,6 mL CH ₄ /g
	RSU	-	-	2,78 mL CH ₄ /g
Deivanai e Bai (1995)	Banana	Novo	30 ± 1	6,64 L CH ₄ /kg ST
	Coco			1,35 L CH ₄ /kg ST
Cho <i>et al.</i> (1995)	Carne cozida	Novo	37	482 mL CH ₄ /g SV
	Celulose			356 mL CH ₄ /g SV
	Arroz cozido			294 mL CH ₄ /g SV
	Repolho			277 mL CH ₄ /g SV
	Mistura de restos de alimentos			472 mL CH ₄ /g SV
Wang <i>et al.</i> (1997)	Restos de Alimentos	Novo	40	300,7 mL CH ₄ /g MS
Vazoller <i>et al.</i> (2001)	RSU	1	35	85,1 - 97,8 L CH ₄ /kg STV
^a Harries <i>et al.</i> (2001)	Jornal	Novo	-	93 m ³ CH ₄ /ton MS
	Papel			127 - 167 m ³ CH ₄ /ton MS
	Papelão			183 m ³ CH ₄ /ton MS
	Madeira			66 m ³ CH ₄ /ton MS

Tabela 18 - Resultados do potencial de geração de biogás e/ou CH₄ obtidos por meio do ensaio de BMP

(continuação)

Autor(es)	Resíduos sólidos utilizados	Idade (anos)	Temperatura do ensaio (°C)	Potencial de geração
^a Harries <i>et al.</i> (2001)	Putrescíveis e Jardim	Novo	-	16 - 94 m ³ CH ₄ /ton MS
Gunaseelan (2004)	Frutas e vegetais	Novo	35 ± 1	0,18 - 0,732 L CH ₄ /g SV
Hansen <i>et al.</i> 2004	Orgânicos	Novo	55	495 mL CH ₄ /g SV
Bayard <i>et al.</i> (2005)	Orgânicos	0 - 2	30	194 - 229 L CH ₄ /kg MS
Olivier <i>et al.</i> (2005)	Orgânicos	Novo	35	107 - 181 L Biogás/kg MS
Vignerón <i>et al.</i> (2005)	RSU	Novo	35	126 m ³ CH ₄ /ton MS
	Orgânicos			178 m ³ CH ₄ /ton MS
De Araujo Morais (2006)	RSU	Novo	35	312,6 - 410,5 L Biogás/kg SV
Kelly <i>et al.</i> (2006)	RSU	0 - 11	35	0 - 200 mL Biogás/g SV
Neves <i>et al.</i> (2006)	Cereais	Novo	37	222 L CH ₄ /kg SV
	Restos de Alimentos	Novo	37	363 L CH ₄ /kg SV
Neves <i>et al.</i> (2008)	Orgânico com excesso de hidratos de carbono	Novo	37	0,40 m ³ CH ₄ /kg SV
	Orgânico com excesso de lipídios			0,49 m ³ CH ₄ /kg SV
Raposo <i>et al.</i> (2006)	Milho forrageiro	Novo	35	211 ± 6 mL CH ₄ /g SV
Davidsson <i>et al.</i> (2007)	Orgânicos	Novo	55	300 - 400 m ³ CH ₄ /ton SV
Alves (2008)	Orgânicos	Novo	37	44,9 mL Biogás/g MS
	Orgânicos	7		23,7 mL Biogás/g MS
Lee <i>et al.</i> (2009)	Orgânicos com seus próprios lixiviado	Novo	25	275 mL CH ₄ /g SV
			35	358 - 478 mL CH ₄ /g SV
			45	351 mL CH ₄ /g SV
			55	370 mL CH ₄ /g SV

Tabela 18 - Resultados do potencial de geração de biogás e/ou CH₄ obtidos por meio do ensaio de BMP
(conclusão)

Autor(es)	Resíduos sólidos utilizados	Idade (anos)	Temperatura do ensaio (°C)	Potencial de geração
Maciel (2009)	Orgânicos	Novo	37	62 - 94,8 mL CH ₄ /g MS
		7		6,3 mL CH ₄ /g MS
Behera <i>et al.</i> (2010)	Restos de Alimentos	Novo	25 - 30	0,272 - 0,294 L CH ₄ /g SV

^a *apud* Alves (2008)

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo escolhida foi o ASMC por ser a maior unidade de disposição final de RSU do estado da Bahia e pela facilidade de acesso para a realização do trabalho. A área de estudo escolhida reúne as características de uma unidade de disposição final de RSU localizada em uma região de clima tropical, o que possibilitou a obtenção de parâmetros de geração de CH₄ para a realidade brasileira.

As atividades de disposição final de RSU no ASMC tiveram início em 1997. Nessa data a operação do aterro era realizada pela Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia (CONDER) que transferiu essa atividade para a Prefeitura Municipal do Salvador (PMS) no ano de 1998. No início do ano 2000 uma empresa privada, Bahia Transferência e Tratamento de Resíduos S/A - BATTRE, passou a operar o ASMC por meio de um contrato de concessão com prazo fixado em 20 anos, ficando a BATTRE responsável por todos os serviços realizados no empreendimento (implantação, operação, tratamento do lixiviado, tratamento do biogás e manutenção). Dessa maneira, a BATTRE tornou-se responsável pela garantia da disposição final dos RSU com base nos critérios de engenharia civil/sanitária e em procedimentos técnicos operacionais que definem cuidados para controle da poluição ambiental e proteção à saúde pública (SOLVÍ, 2010).

O ASMC recebe diariamente cerca de 2500 toneladas de RSU por dia, oriundos dos municípios de Lauro de Freitas, Salvador e Simões Filho, sendo cerca de 1500 toneladas provenientes da Estação de Transbordo do bairro da Canabrava (Figura 31). Convém mencionar que os RSU encaminhados para o ASMC correspondem a resíduos domiciliares, resíduos comerciais, resíduos das varrições das praias, resíduos das feiras livres e resíduos das capinações e de podas de jardins. Segundo informações da SOLVÍ (2010), só no ano de 2007 foram aterradas 870 mil toneladas de RSU e 268 mil toneladas de lixiviados receberam tratamento.

O ASMC está localizado na Região Metropolitana de Salvador (RMS), na Bahia, na cidade do Salvador, a cerca de 10 km do Aeroporto Internacional de Salvador - Deputado Luís Eduardo Magalhães. O ASMC localiza-se na rodovia BA-526 (Centro Industrial de Aratu-Aeroporto), Km 6,5, s/n - Zona Norte. As Coordenadas Cartográficas UTM do ASMC

são as seguintes: N: 0568316,43 e E: 8578436,75. A Figura 32 representa uma vista aérea do ASMC.



Figura 31 - Estação de Transbordo de RSU no bairro do Canabrava, Salvador-Ba
Fonte: SOLVÍ (2010)



Figura 32 - Vista aérea do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, Salvador-Ba
Fonte: SOLVÍ (2010)

4.2 ANÁLISES EXPERIMENTAIS

Para determinação do Potencial da Geração de Metano (L_0) e da constante relacionada à taxa de Geração de Metano (k) para os RSU oriundos do ASMC realizou-se dois procedimentos laboratoriais, sendo o primeiro executado com base na caracterização dos RSU e o segundo realizado por meio do ensaio denominado de BMP, os quais são devidamente descritos nos itens 4.2.1 e 4.2.2. O tópico 4.3 corresponde ao método empregado para análise da geração de CH_4 no ASMC.

4.2.1 Caracterização dos RSU

A caracterização dos RSU corresponde à determinação da composição gravimétrica do resíduo por meio da separação manual dos seus constituintes, determinação do teor de umidade (w) do RSU como um todo e dos seus constituintes, teor de Sólidos Totais Voláteis (STV) e teor de lignina, esses dois últimos, utilizados como indicadores da quantidade de matéria orgânica facilmente degradável e da matéria orgânica praticamente não degradável presentes na fração pastosa dos RSU. O termo fração pastosa é empregado para designar os materiais orgânicos facilmente degradáveis (frutas, verduras, restos de alimentos) e moderadamente degradáveis (folhas), bem como aqueles que não podem ser identificados ou não são possíveis de serem inseridos em outras categorias

As atividades de Caracterização dos RSU são mostradas na Figura 33, abrangendo a etapa 1 de obtenção da massa de RSU, determinação da composição gravimétrica e do teor de umidade e a etapa 2, a determinação do teor de STV e do teor de lignina.

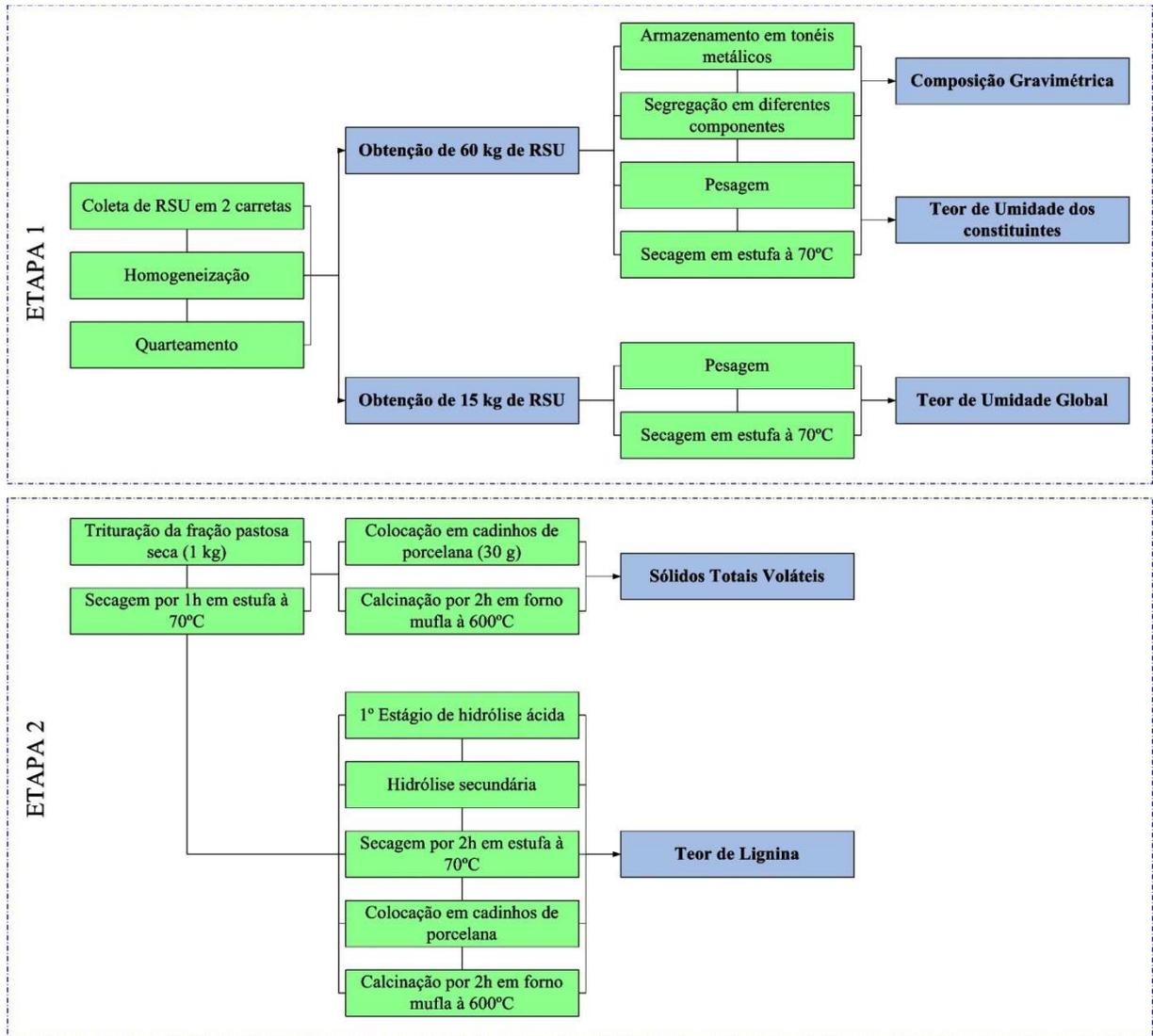


Figura 33 - Atividades da Caracterização dos RSU

4.2.1.1 Coleta dos RSU

As 13 amostragens dos Resíduos Sólidos Novos (RN) foram realizadas em diferentes anos por meio da coleta na frente de lançamento de RSU no ASMC, separando-se material de duas carretas provenientes da Estação de Transbordo. No instante da descarga foram coletados cerca de 400 litros (100 kg em média) de resíduos em cada carreta com auxílio de uma escavadeira. Em seguida os resíduos foram dispostos sobre manta plástica, procedendo-se com a homogeneização e quarteramento do material, até a obtenção de duas amostras representativas. Uma amostra de 60 kg foi utilizada para caracterização dos RSU e a outra com cerca de 15 kg foi utilizada para determinação do teor de umidade global dos RSU. Vale ressaltar que para os RN coletados no mês de março de 2010, além das duas amostras

habituais, coletou-se também uma amostra com cerca de 15 kg destinada à realização do ensaio de BMP.

Após a coleta de RSU, realizou-se em regime de mutirão a separação manual e a secagem dos componentes dos RN no laboratório de campo localizado no próprio aterro. Os diversos componentes foram segregados e adequadamente acondicionados para evitar alteração no teor de umidade e em seguida todo material foi pesado separadamente.

A Figura 34 mostra uma sequência de fotos que ilustram o processo de coleta de amostras de RN em campo (1) e (2), homogeneização do material (3) e (4), separação manual dos componentes (5) e pesagem dos constituintes (6), realizados para as amostras de resíduos provenientes do ASMC.



Figura 34 - Coleta de amostra de RN, segregação dos componentes e pesagem do material

Os Resíduos Sólidos Velhos - RV (6 amostras - C2, C3, C4, C5, C6 e C7) obtidos foram oriundos de cavas abertas por meio de escavadeira no aterro e a amostra C1 (tempo de aterramento de 4 anos) foi obtida por meio de abertura manual de cava no ano de 2003. A coleta em cava inicialmente foi realizada com a limpeza da área e em seguida, executou-se a remoção da camada de solo de recobrimento do local, com auxílio de escavadeira até o surgimento de sinais da camada de resíduo depositado. A superfície superior da camada foi então regularizada, procedendo-se a retirada dos RV com auxílio da escavadeira. Isto permitiu coletar em profundidades diferentes, a depender das condições específicas do ponto, duas conchas da escavadeira cheias de RSU e depositá-los sobre uma manta plástica para homogeneização e quarteamento, obtendo assim uma amostra representativa.

A coleta das 6 amostras de RV em cavas foi realizada no ano de 2007 pela equipe de pesquisa do GEOAMB e sendo o resultado das suas caracterizações utilizados para determinação teórica do L_0 e ajuste do k .

A Figura 35 ilustra uma sequência de atividades de escavação das células e coleta de material de diferentes tempos de aterramento.

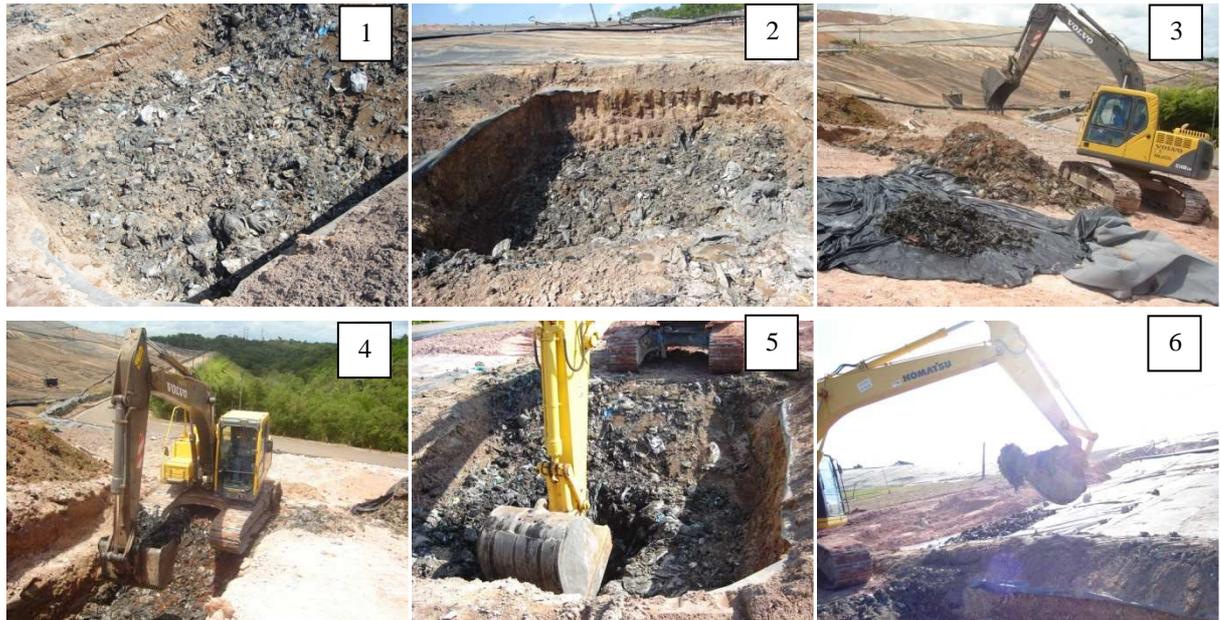


Figura 35 - Sequência de atividades de escavação e coleta de RSU de diferentes idades

Novas amostras de RV foram coletadas em 2010 no ASMC, totalizando 06 amostragens (T2, T3, T4, T5, T6 e T7) que foram obtidas em perfurações em diferentes profundidades das células de disposição final de RSU por meio da utilização de trado helicoidal de 40 cm de diâmetro. A profundidade máxima de perfuração foi limitada em 30 m pela equipe de operação para evitar possíveis danos no revestimento de fundo. Destaca-se que a obtenção dessas amostras foi possível graças à realização de perfurações para instalação de novos piezômetros nas células do ASMC.

A título de ilustrar os procedimentos realizados para coleta das 6 amostras de RSU por meio de trado helicoidal de 40 cm de diâmetro, apresenta-se na Figura 36 uma sequência de atividades de perfuração e coleta de RSU em diferentes profundidades no ASMC.

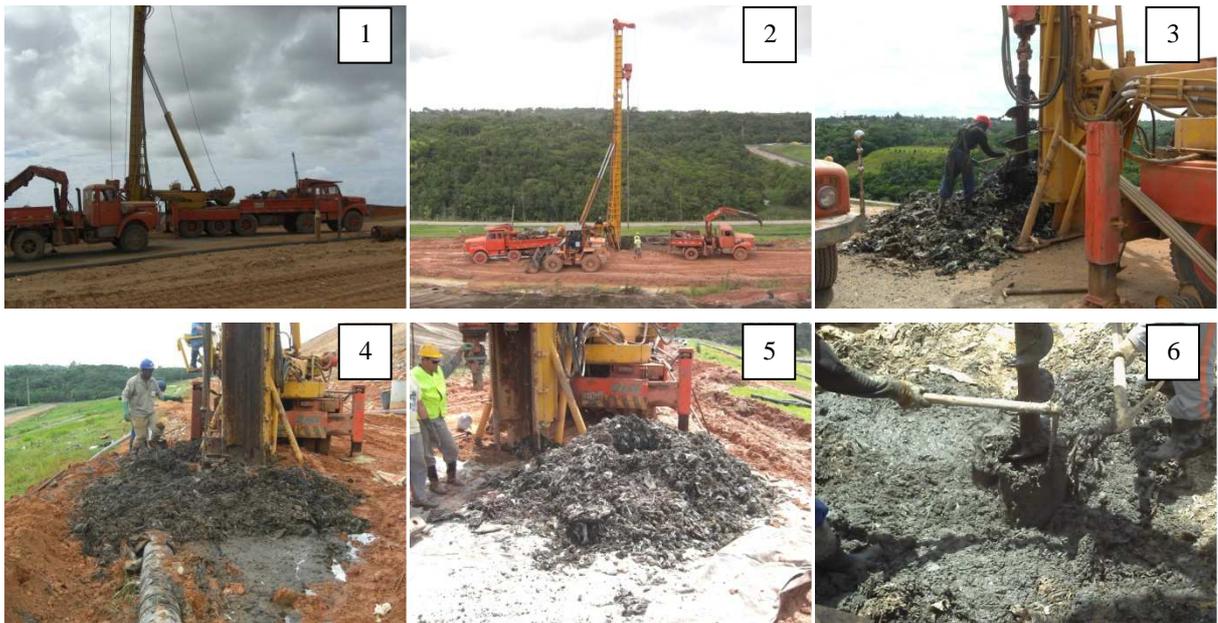


Figura 36 - Sequência de atividades de perfuração e coleta de RSU em diferentes profundidades no ASMC

Convém mencionar que uma amostra com 1 ano de aterramento (T1) coletada com trado helicoidal de 30 cm de diâmetro no ano de 2003 pela equipe do GEOAMB também foi utilizada para análise do L_0 e do k neste trabalho.

A Figura 37 mostra a localização das cavas e das tradagens realizadas nas células do ASMC para as coletas de RV com diferentes tempos de aterramento em diferentes profundidades.

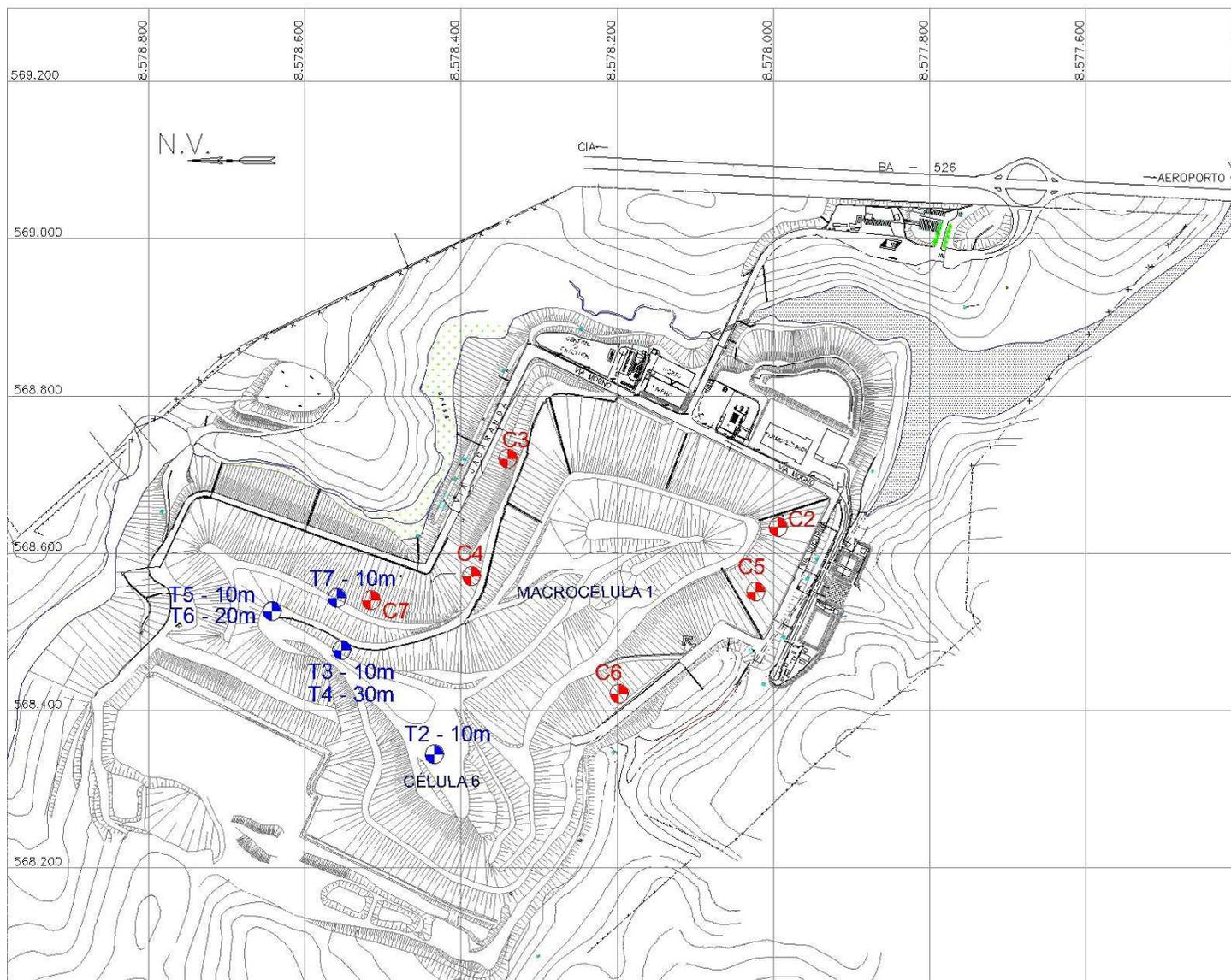


Figura 37 - Localização das Cavas e das Tradagens realizadas no ASMC para coleta de RV com diferentes tempos de aterramento

4.2.1.2 Determinação do teor de umidade dos RSU

A determinação do teor de umidade foi realizada de duas maneiras: a) por meio da amostra de 15 kg coletada para essa finalidade, nesse caso correspondendo à umidade global dos RSU; b) por meio da quantificação da massa total de água, massa úmida total e massa seca total do resíduo utilizado na determinação da composição gravimétrica. A secagem dos materiais ocorreu em estufa a uma temperatura de 70°C até a constância da massa.

O teor de umidade foi determinado em BS e em BU por meio das equações 16 e 17.

$$w_{BS} = \frac{M_W}{M_S} \quad (\text{eq.16})$$

$$w_{BU} = \frac{M_W}{M_h} \quad (\text{eq.17})$$

Em que:

w_{BS} : teor de umidade em base seca

w_{BU} : teor de umidade em base úmida

M_W : massa de água presente na amostra

M_S : massa seca da amostra

M_h : massa úmida da amostra

4.2.1.3 Determinação da Composição Gravimétrica dos RSU

A separação dos componentes dos RSU foi efetuada no laboratório de campo do ASMC, imediatamente após a coleta. Os constituintes dos RSU foram segregados e classificados em 9 categorias: madeira, papel/papelão, têxtil, plástico, borracha, vidro, pedra/cerâmica, metal e fração pastosa. A separação dos RSU em 9 constituintes foi realizada apenas para os RN, sendo os RV segregados em apenas 4 categorias, a saber papel/papelão, madeira, inertes e fração pastosa devido às dificuldades experimentais dessa etapa. A categoria dos inertes corresponde aos materiais que não apresentam potencial de geração de biogás, a exemplo de plástico, borracha, metal, vidro, pedra/cerâmica e isopor.

Posteriormente à separação, procedeu-se a pesagem da massa úmida de cada componente, seguindo-se com a secagem em estufa a 70°C, a qual permitiu obter a massa de água presente e a massa seca de cada componente. Essa técnica forneceu dados do teor de umidade de cada componente, além de permitir a obtenção da composição gravimétrica em BS e em BW para os RSU.

4.2.1.4 Determinação do teor de Sólidos Totais Voláteis

A determinação do STV foi feita utilizando-se a fração pastosa seca, a qual foi quarteada até obtenção de cerca de 1 kg do material e devidamente triturada, com a finalidade de reduzir o tamanho das partículas para facilitar a obtenção de amostra representativa e aumentar a superfície específica. Todo material triturado foi peneirado em peneira de abertura de 0,071 mm. O material retido na peneira foi colocado em liquidificador com água para facilitar o processo de redução do tamanho das partículas e em seguida secado a 70°C. Após secagem, para evitar perda de material coletado, o material foi então destorroado e em seguida misturado com o material que passou inicialmente pela peneira, compondo-se a amostra a ser ensaiada.

A partir da coleta de RN no mês de março de 2010, como também para as coletas de RV em diferentes profundidades obtidas por meio de trado mecânico, a trituração da fração pastosa seca foi realizada com a utilização do triturador de resíduos orgânicos - TR 200 de fabricação da empresa TRAPP, o qual em apenas 1 (uma) ou 2 (duas) triturações já fornece uma significativa homogeneização e um material praticamente pulverizado.

Colocou-se 25 g de fração pastosa triturada em cadinhos de porcelana e levou-se o conjunto à estufa a 70°C por uma hora e depois realizou-se calcinação em mufla a $600 \pm 5^\circ\text{C}$ por 2 horas. O percentual de STV foi então determinado pela diferença entre a massa da amostra após secagem na estufa (material inerte + não inerte) e na mufla (material inerte).

4.2.1.5 Determinação do teor de Lignina

O procedimento utilizado para determinação do teor de lignina é fundamentado no procedimento proposto por Hatfield *et al.* (1994), no qual as porcentagens de ocorrência de Celulose e Hemicelulose presentes na amostra podem ser convertidas em açúcares quando submetidas a dois estágios de hidrólise ácida. O primeiro estágio corresponde à lavagem da amostra com solução de 2:1 de Tolueno + Etanol a 95% para remoção dos lipídios e com

Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) a 72% caracterizando a hidrólise primária. A hidrólise secundária é dada pela diluição do H_2SO_4 em água destilada por 28 vezes, ou seja, uma relação volumétrica de 28 de H_2O para 1 de H_2SO_4 . Após a realização das hidrólises ácidas, o remanescente consiste em materiais orgânicos (sem Hemicelulose e Celulose) e inorgânicos.

Posteriormente o material resultante das lixiviações foi submetido a um ensaio de STV e os voláteis calculados pela calcinação em mufla são considerados lignina. A fração pastosa utilizada na determinação do STV foi também utilizada para determinação do teor de lignina. Para cada ensaio de determinação de lignina, são utilizados 3 g de material. A amostra foi colocada em um béquer de vidro e levada para secagem em estufa à 70°C por 24 horas, para retirada da umidade higroscópica. Depois da secagem adicionou-se à amostra 150 ml de solução 2:1 de Tolueno e Etanol a 95%. A amostra misturada a esse par de solventes permaneceu em repouso por 1 hora. Em seguida a mistura foi então transferida para cadinho de vidro acoplado a um kitasato ligado ao sistema de filtração por pedra porosa a vácuo. Após a filtração atentou-se para a retirada, acondicionamento e disposição adequada dos solventes utilizados.

Após o término da primeira filtração, o kitassato foi devidamente limpo para posterior utilização. Os sólidos retidos no cadinho foram encaminhados para estufa a 70°C para completa secagem, o que facilitou a transferência do material para um béquer. Em seguida efetuou-se a colocação de 150 ml de H_2SO_4 a 72%, agitando-o levemente com bastão de vidro durante alguns minutos. Essa mistura permaneceu em repouso por 24 horas. Decorrido esse período, a mistura foi então colocada em solução de 1,5 litros contendo H_2SO_4 diluído de 28 vezes em água destilada para remoção total do ácido residual e impurezas solúveis em água e então se reiniciou a filtração a vácuo da mistura no cadinho de vidro. Removeu-se os sólidos do cadinho de vidro para um cadinho de porcelana, pesando-se o conjunto (cadinho+sólidos úmidos) e estes foram encaminhados para secagem em estufa a 70°C , até a estabilização da massa, onde por diferença tem-se a massa seca dos sólidos. Em seguida o conjunto foi levado à mufla e submetido à exposição por 2 horas a uma temperatura de 600°C para queima da lignina. Após a calcinação, o conjunto foi então removido e pesado para obtenção da massa das cinzas. A diferença da massa seca dos sólidos que foi à mufla e das cinzas restante corresponde à massa de lignina calcinada.

4.2.2 Determinação do Potencial Bioquímico de Metano - BMP

A realização dos ensaios de BMP foi dividida em 3 etapas. A primeira corresponde à obtenção de amostras de RSU de diferentes tempos de aterramento, a segunda compreendendo a obtenção de amostras representativas e a terceira etapa, o ensaio de BMP propriamente dito, em que se realiza o confinamento de determinadas quantidades de RSU em frascos de vidro (digestores) de 2000 ml e se monitora a pressão interna nos digestores, o que fornece o volume de biogás acumulado ao longo do tempo.

As atividades para realização dos ensaios de BMP são mostradas na Figura 38, abrangendo a coleta, amostragem e realização do ensaio de BMP, o qual é sucintamente dividido em 3 etapas.

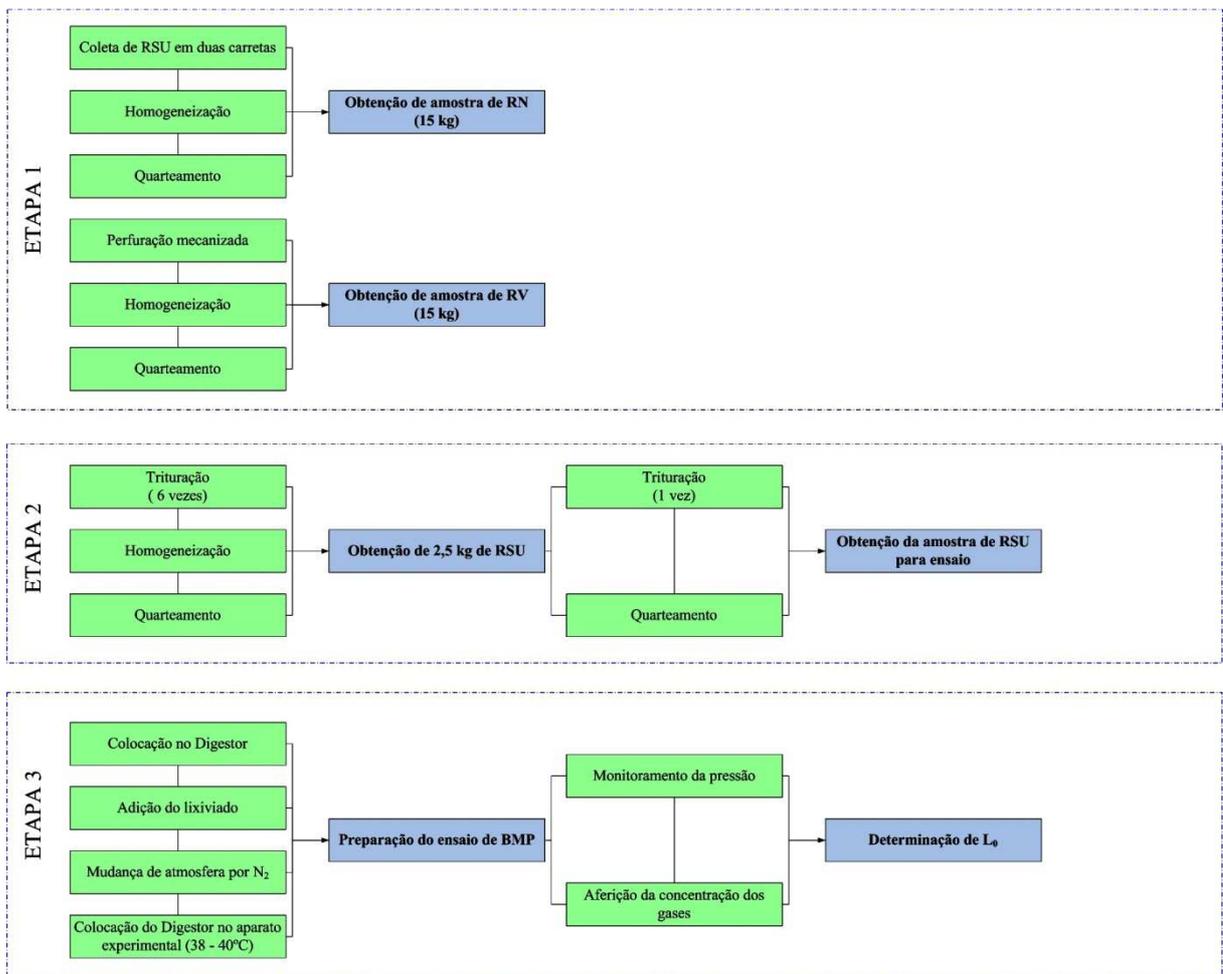


Figura 38 - Atividades de coleta, amostragem e ensaios de BMP

Os equipamentos utilizados em laboratório nos ensaios de BMP correspondem a um triturador de resíduos orgânicos - TR 200 de fabricação da empresa TRAPP para redução

do tamanho das partículas dos RSU, transdutor de pressão acoplado a uma agulha metálica e a um equipamento digital para leitura da pressão de biogás, frasco de vidro em borossilicato (digestor) de 2000 mL com tampa plástica e ramificação lateral para penetração da agulha, cilindro de gás N₂ para mudança de atmosfera por N₂ nos digestores e monitor de fluxo e gás portátil - GEM^{IM} 2000 com precisão de 0,5 a ± 1 na aferição volumétrica dos gases para determinação da composição do biogás gerado nos digestores.

Além disso, um aparato experimental (Figura 39) para manutenção da faixa de temperatura de 38 a 40°C foi construído no GEOAMB, o qual foi feito com paredes de bloco-cimento rebocadas e revestidas com um isolante térmico (isopor - 25 mm), o qual foi devidamente forrado com papel de alumínio para proteção física e redução das perdas de calor para o ambiente externo e portas de madeira revestidas com isopor para acesso ao ambiente aquecido. Para aquecer internamente o local, utilizou-se duas lâmpadas incandescentes de 100 watts cada uma, as quais são acionadas e desligadas por intermédio de um termostato instalado no interior da câmara. Para um maior controle da temperatura interna, foi colocado no sistema um termômetro de vidro, o qual pôde ser transportado para vários pontos no local e que permitiu a aferição da temperatura interna constantemente e a verificação do funcionamento do termostato.



Figura 39 - Aparato experimental para confinamento dos digestores na faixa de temperatura de 38 a 40°C

Para acelerar a decomposição dos RSU, utilizou-se em cada digestor 200 mL de lixiviado coletado em lagoas de armazenamento localizadas no ASMC (Figura 40) que recebe contribuição dos lixiviados de todas as células e os encaminha ao tratamento. A coleta do lixiviado foi realizada em recipientes plásticos de capacidade de 5 L, onde o lixiviado pode ser homogeneizado com a agitação manual do recipiente para posteriormente ser disposto em cada um dos digestores. Vale ressaltar que foram coletados 4 amostras de lixiviados, sendo cada uma em um respectivo período por conta dos ensaios não terem sido iniciados todos juntos, e para se garantir a existência de microrganismos no meio.



Figura 40 - Coleta de lixiviado em lagoas de armazenamento no ASMC

De caráter informativo, a Tabela 19 apresenta uma caracterização físico-química do lixiviado do ASMC coletado no mês de março de 2010, período em que foram coletadas duas amostras de lixiviados para utilização nos ensaios de BMP.

Tabela 19 - Caracterização físico-química do lixiviado do ASMC coletado em março de 2010

Parâmetro	Unidade	Resultado
pH	pH	8,3
DQO	mg/L	9975
Condutividade	µS/cm	29000
Sulfato	mg/L	< 3
Cloreto	mg/L	3824
Fluoreto	mg/L	< 0,5
Fosfato	mg/L	74
N-Nitrito	mg/L	< 0,01
N-Nitrato	mg/L	< 0,05
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	2700
Sólidos Totais Dissolvidos	mg/L	14051
Alumínio Total	mg/L	1,9
Bário Total	mg/L	0,05
Cálcio Total	mg/L	127
Cádmio Total	mg/L	< 0,02
Cromo Total	mg/L	0,31
Cobre Total	mg/L	< 0,008
Ferro Total	mg/L	3,2
Magnésio Total	mg/L	179
Manganês Total	mg/L	0,24
Sódio Total	mg/L	2021
Chumbo Total	mg/L	< 0,05
Zinco Total	mg/L	0,22
Mercúrio Total	mg/L	< 0,002

Fonte: SOLVÍ (2010)

O acréscimo de pressões de gás gerado apenas pelo lixiviado também foi monitorado por meio da incubação de digestores sem a presença de RSU, os quais foram confinados em paralelo aos ensaios com RSU. Ao término dos ensaios o valor da pressão total obtida nos digestores contendo RSU e lixiviado foi subtraído do acréscimo de pressão fornecido apenas pelo lixiviado.

A Figura 41 ilustra a sequência de atividades para realização dos ensaios do BMP, abrangendo as etapas de trituração (1) e (2), homogeneização da amostra (3), colocação nos digestores (4) e (5), revestimento dos digestores com papel de alumínio (6), armazenamento em ambiente térmico (38 - 40°C) (7), aferição da pressão interna (8) e composição do biogás (9). De forma sucinta os ensaios de BMP obedecem aos passos apresentados no Quadro 05.

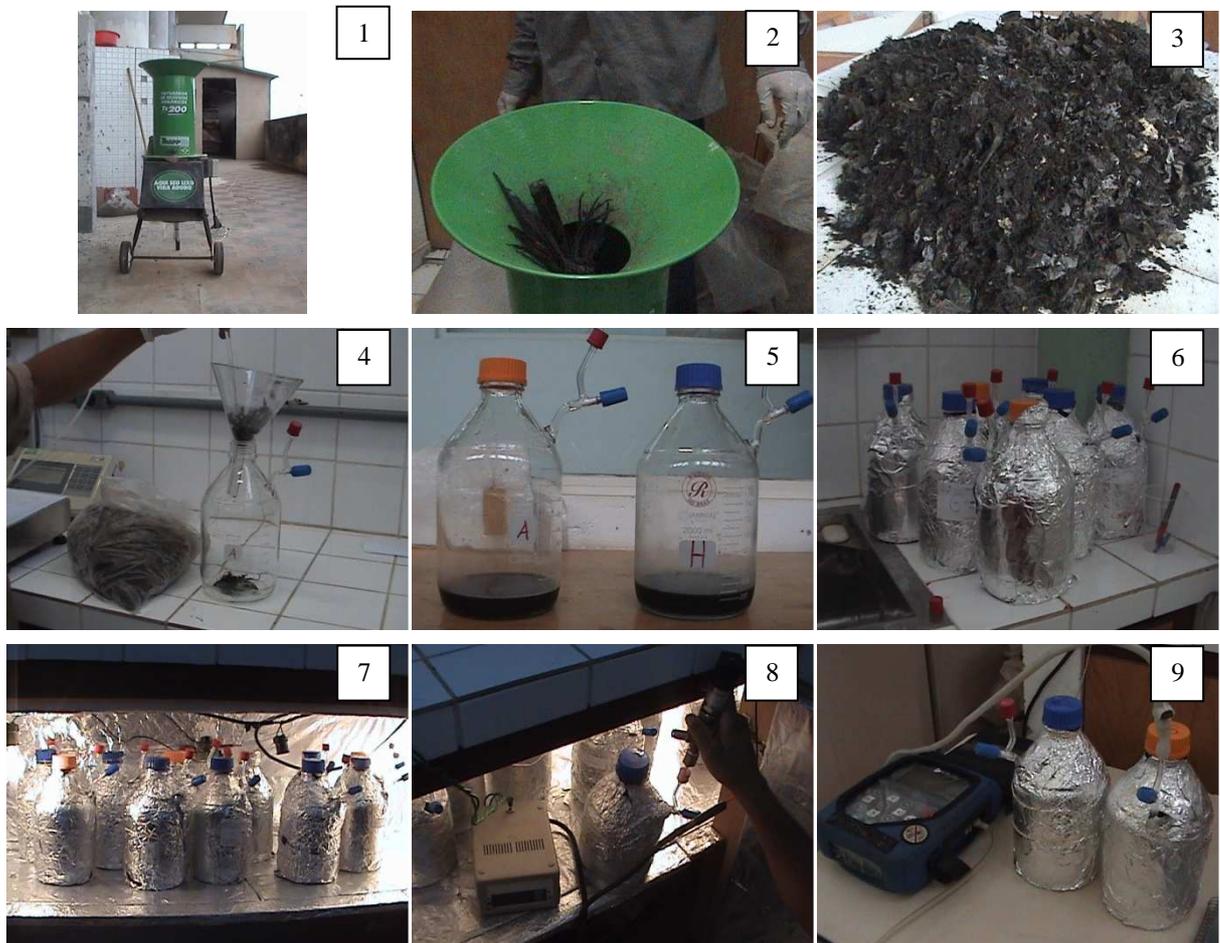


Figura 41 - Sequência das atividades para realização do ensaio de BMP

Passo	Descrição
1º	Redução do tamanho dos componentes dos RSU por meio da trituração com a passagem de no mínimo 6 (seis) vezes pelo TR 200
2º	Colocação de RSU triturados nos digestores
3º	Adição de 200 mL de lixiviado no digestor contendo RSU
4º	Mudança de atmosfera por N ₂ no digestor contendo RSU e lixiviado
5º	Revestimento do digestor com papel de Alumínio
6º	Aferição inicial da pressão no digestor com o transdutor de pressão que deve ser igual à pressão no ambiente para este momento, caso não esteja, deve-se aliviar a pressão interna até o equilíbrio com a pressão externa (marco zero)
7º	Colocação dos digestores em ambiente térmico (38 - 40°C)
8º	Monitoramento da pressão no digestor ao longo do tempo com o transdutor de pressão até estabilização da pressão interna
9º	Aferição da composição do biogás com a utilização do GEM 2000

Quadro 05 - Sequência de atividades para realização dos ensaios do BMP

4.2.2.1 BMP em RSU novos

Como mencionado anteriormente, a amostra com cerca de 15 kg de RN para realização do ensaio do BMP foi coletada no mês de março de 2010 na frente de lançamento de RSU no ASMC. Tal amostra foi conseguida juntamente com o material coletado para caracterização dos resíduos sólidos.

O ensaio de BMP em resíduos sólidos novos foi realizado utilizando-se 8 g de RSU devidamente triturados, conforme sequência de preparação dos ensaios apresentada na Figura 41. Realizaram-se 6 ensaios de BMP para amostras de RN, dos quais 2 digestores apresentaram vazamentos, sendo seus resultados não considerados no cálculo da média.

Destaca-se que a quantidade de amostra de RN utilizada nos ensaios de BMP foi determinada com base no potencial de geração de biogás teórico obtido por meio do procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), no volume do digestor e na pressão admissível de 1400 mbar no digestor.

4.2.2.2 BMP em RSU de diferentes tempos de aterramento

Foram realizados ensaios de BMP para resíduos com seis diferentes tempos de aterramento, respectivamente 2,00; 4,23; 4,32; 6,15; 6,26; e 6,32 anos. Como mencionado anteriormente, essas amostras foram coletadas no ASMC por meio de tradagens com trado helicoidal de 40 cm de diâmetro em diferentes profundidades nas diferentes células de disposição de RSU. Em relação às profundidades de coleta, destaca-se que as amostras foram coletadas nas seguintes profundidades: 10; 10; 10; 20; 10; e 30 m, contadas a partir da cota de cobertura em direção à base.

Para obtenção do tempo de aterramento dos RV, levou-se em consideração o histórico da disposição final de RSU no aterro, porém o recalque (deslocamento horizontal e vertical) do maciço não foi levado em consideração, haja vista que para alguns locais, a equipe de operação não possui informações precisas do processo, o que certamente poderá acarretar em imprecisão da idade real do material analisado.

Com relação à quantidade de amostra utilizada nos ensaios de BMP para RV, ressalta-se que inicialmente levou-se em consideração o potencial de geração de biogás teórico, o volume do digestor e uma pressão admissível de 1400 mbar no digestor, o que resultou em 20 g (T5 - 4,32 anos), 25 g (T6 - 6,15 anos e T7 - 6,26 anos) e 30 g (T4 - 6,32 anos). Devido à falta de planilhas e plantas georreferenciadas com informações sobre as idades dos RV (disponibilizadas após o início dos ensaios), optou-se pela execução desses ensaios utilizando-se 40 g de material, o que poderia levar a um alívio de pressões dos digestores, caso a pressão interna dos digestores atingisse valores elevados, ou seja, acima de 1400 mbar (valor considerado para estanqueidade dos digestores e para pressão interna admissível por cada digestor). Vale ressaltar que após a execução dos primeiros ensaios, percebeu-se que a pressão admissível foi de 1600 mbar, devido ao fato dos digestores atingirem essa pressão e manterem a estanqueidade.

Assim como as amostras de RSU novos, as amostras de RSU de diferentes tempos de aterramento também passaram pelo processo de caracterização, o qual permitiu a comparação dos dados de geração de biogás teórico e experimental.

4.2.2.3 Memorial de Cálculo do BMP

A determinação do volume do biogás gerado no digestor é obtida por meio de cálculos matemáticos tendo como ponto de partida a equação dos gases ideais (equação 18), a qual permite relacionar os 5 parâmetros envolvidos no experimento, Pressão (P), Volume (V), Quantidade de matéria (n), Constante universal dos gases (R) e Temperatura (T).

$$P.V = n.R.T \quad (\text{eq.18})$$

Partindo-se da equação 18, pode-se determinar a quantidade de matéria gasosa inicial (n_0), bem como a quantidade de matéria gasosa final (n_f) utilizando-se das seguintes expressões:

$$n_0 = \frac{P_{\text{atm}} \cdot V_0}{R \cdot T} \quad \rightarrow \quad n_0 \cdot R \cdot T = V_0 \cdot P_{\text{atm}} \quad (\text{eq.18a})$$

$$n_f = \frac{P \cdot V_0}{R \cdot T} \quad \rightarrow \quad n_f \cdot R \cdot T = P \cdot V_0 \quad (\text{eq.18b})$$

$$n_f = \frac{P_{\text{atm}} \cdot V_f}{R \cdot T} \quad \rightarrow \quad n_f \cdot R \cdot T = P_{\text{atm}} \cdot V_f \quad (\text{eq.18c})$$

Em que: P_{atm} = pressão atmosférica; V_0 = volume inicial de gás à pressão atmosférica (volume do digestor); R = constante dos gases perfeitos; T = temperatura; P = pressão dentro do digestor durante o ensaio; V_f = volume final de gás nas condições normais de temperatura e pressão.

Fazendo-se a igualdade entre o produto de $n_f \cdot R \cdot T$ das equações 18b e 18c, obtém-se a equação 18d, mostrada a seguir.

$$P \cdot V_0 = P_{\text{atm}} \cdot V_f \quad \rightarrow \quad V_f = \frac{P \cdot V_0}{P_{\text{atm}}} \quad (\text{eq.18d})$$

De posse da equação 18d, pode-se então considerar uma variação hipotética de volume (ΔV) dentro do digestor, ou seja, o volume de biogás gerado no digestor nas

condições do experimento, o qual é representado pela subtração do valor de V_f pelo valor de V_0 que resulta na equação 19, mostrada em seguida.

$$\Delta V = \frac{P \cdot V_0}{P_{atm}} - V_0 \rightarrow \Delta V = \left(\frac{P - P_{atm}}{P_{atm}} \right) \cdot V_0 \quad (\text{eq.19})$$

A geração do biogás por massa de resíduo é calculada por meio do quociente entre a equação 19 e a quantidade de massa de RSU utilizada no ensaio e multiplicando-se esse resultado pela concentração de gás metano (% CH_4) medida somente ao término do ensaio no digestor, obtém-se finalmente o valor do potencial de geração de CH_4 por massa de RSU (L_0) representado pela equação 20. Destaca-se que para calcular o potencial de geração de CH_4 remanescente em RSU com diferentes tempos de aterramento, substitui-se na equação 20 em caráter de nomenclatura o L_0 por $L_0(t)$.

$$L_0 = \frac{\Delta V}{\text{massa de RSU}} \cdot \% \text{CH}_4 \quad (\text{eq.20})$$

Vale ressaltar que os cálculos de volumes levaram em considerações somente o espaço vazio para preenchimento do biogás (denominado comumente na literatura internacional como *headspace*), ou seja, o espaço total do digestor subtraído do espaço ocupado apenas pelo lixiviado somado a massa de material, e a ramificação lateral do digestor para penetração da agulha metálica foi considerada desprezível, pois em média apresentou volume menor que 1 mL, daí as perdas nas aferições das pressões durante o monitoramento dos ensaios se tornam insignificantes.

Os dados de pressão atmosférica utilizados na equação 19 foram obtidos no mesmo dia e horário da montagem dos experimentos. Esses dados são provenientes do sítio eletrônico do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) que realiza o monitoramento da estação pluviométrica do Salvador, localizada no bairro da Ondina.

4.3 ANÁLISE DA GERAÇÃO DE METANO NO ASMC

A equação 14 [$L_0(t) = L_0 \cdot e^{-kt}$] foi empregada no ajuste dos valores de L_0 calculados para os diversos RSU novos estudados, a qual permitiu a obtenção de um potencial de geração de CH_4 médio e um desvio padrão (σ). O valor de k foi determinado para os RSU do ASMC por meio da utilização do método dos mínimos quadrados.

A análise da geração de CH_4 no ASMC, considerando um intervalo de confiança de 70%, foi realizada para cada célula e para o aterro como um todo com base na aquisição do L_0 e k calculados por meio das equações mostradas anteriormente no tópico 3.5 e com a quantidade de RSU dispostos mensalmente no aterro, fornecida pela equipe do ASMC. Com a utilização desses dados pôde-se determinar a geração horária de CH_4 para as células de disposição de RSU do aterro, Q , para os respectivos tempos de aterramento dos resíduos. Isso permitiu comparar a taxa de geração de CH_4 estimada a partir dos dados de laboratório com a geração de CH_4 aferida em campo.

A aferição da geração de CH_4 em campo foi realizada pela equipe de campo do aterro, a qual realizou leituras diárias diretamente na estação de captação do biogás produzido nas células de disposição final de RSU e em drenos de gases espalhados pelas diversas células. Os dados foram disponibilizados pela equipe de campo por meio de planilhas digitais, as quais contêm observações relacionadas ao comportamento da geração de biogás no local. Vale ressaltar que a equipe de campo disponibilizou o histórico mensal a partir de outubro de 1997 e a análise foi realizada para o período de março de 2004 até outubro de 2010, período em que se têm informações sobre a composição do biogás em campo.

Convém mencionar ainda que a análise da geração de CH_4 foi realizada apenas para o procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), ou seja, utilizando os parâmetros C_m e BF.

5 RESULTADOS

5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU

5.1.1 Teor de umidade dos RSU

Os teores de umidade (BS), de cada componente para as diferentes amostragens e do mesmo modo os valores médios obtidos por componente, desvio padrão e coeficiente de variação são apresentados na Tabela 20.

Vale ressaltar que a Tabela 20 apresenta os resultados de umidade em BS de cada componente do RN para os RSU do ASMC desde 2004 e esses resultados estão apresentados por que foram utilizados nos procedimentos de previsão de geração de biogás, o que também justifica a apresentação ao longo deste trabalho dos resultados dos RV coletados em cavas.

Tabela 20 - Teor de umidade em base seca de cada componente do resíduo novo coletado em diferentes datas

Amostra	Teor de umidade (%) - Base seca								
	Madeira	Pedra / cerâmica	Têxtil	Borracha	Plástico	Vidro	Metal	Papel / papelão	Fração pastosa
RN01/04	44,40	13,00	121,60	62,50	67,50	2,50	17,70	94,30	162,20
RN09/04	73,80	17,80	100,60	13,80	59,60	0,20	9,70	143,00	112,00
RN03/05	41,50	9,40	119,30	11,80	72,60	1,00	21,10	78,80	127,30
RN09/05	61,63	10,66	123,62	2,50	45,22	0,15	8,48	163,53	133,71
RN03/06	60,05	11,99	98,75	16,86	97,38	0,55	33,05	126,64	144,53
RN10/06	114,31	12,34	181,80	19,18	39,85	1,97	34,57	127,15	96,96
RN03/07	54,06	14,38	113,28	25,00	121,24	2,20	26,35	144,36	163,49
RN09/07	133,25	19,98	122,04	45,13	*271,06	4,63	31,12	175,18	146,00
RN03/08	120,97	9,76	61,29	12,50	49,07	0,00	18,22	135,38	179,72
RN10/08	49,74	15,45	225,74	101,79	152,92	4,87	16,22	93,82	138,46
RN03/09	122,17	12,75	121,72	28,76	68,11	1,46	24,62	156,09	134,39
RN09/09	*251,49	21,78	87,12	27,95	87,27	9,73	30,68	132,45	149,11
RN03/10	101,32	14,18	140,16	33,28	81,80	0,92	15,66	174,55	181,45
Média	81,43	14,11	124,39	30,85	78,55	2,32	22,11	134,25	143,79
Desvio padrão	34,39	3,79	41,41	26,48	32,89	2,72	8,69	30,59	24,43
Coeficiente de variação	0,42	0,27	0,33	0,86	0,42	1,17	0,39	0,23	0,17

* Valores excluídos do cálculo da média por conta de problemas durante a secagem em estufa

Fonte: Machado *et al.* (2010)

De acordo com a Tabela 20, observa-se uma grande variabilidade no teor de umidade dos componentes. Os constituintes, vidro, pedra/cerâmica, metal e borracha apresentaram os menores teores de umidade, por conta de possuírem baixa capacidade de absorção e/ou adsorção de água, enquanto que têxtil, papel/papelão e a fração pastosa apresentaram altos teores de umidade (geralmente acima de 100%), o que é justificável pela sua maior capacidade de retenção.

Da Tabela 20, infere-se que o componente madeira nas amostragens RN10/06, RN09/07, RN03/08, RN03/09 e RN03/10 apresentou teor de umidade elevado quando comparado com as amostragens anteriores. Tal fato possivelmente ocorreu em virtude da considerável ocorrência de madeira em forma de compensado e casca de coco e para a amostragem mais recente (RN03/10), o componente madeira apresentou teor de umidade em BS de 101,32%, ficando bem acima da média para as outras coletas que foi de 81,43%. Vale destacar que casca de coco possui a característica de elevar o percentual de absorção de H₂O nos RSU, haja vista que esse componente quando analisado separadamente nos RSU do Aterro da Muribeca/PE, apresentou teor de umidade médio de aproximadamente 170% em BS, portanto superior a todos os outros componentes da amostra ensaiada por Maciel (2009).

Ainda de acordo com a Tabela 20, o teor de umidade obtido para a fração pastosa na amostragem de RN03/10 foi de 181% em BS, o maior resultado obtido para o constituinte em todas as amostragens realizadas. Em termos de média, o valor encontrado para a fração pastosa foi da ordem de 143%, apresentando variação de 97 a 181%, tal variação decorre normalmente em função da maior ou menor porcentagem de ocorrência de componentes com grande quantidade de água de constituição, a exemplo de verduras, frutas, leguminosas e sobras de alimentos e também da ocorrência de eventos de chuvas nos dias que antecedem a coleta.

O plástico apresentou teor de umidade médio de 79% (vide Tabela 20), o qual é bem superior aos valores sugeridos por Knochenmus *et al.* (1998) e Landva e Clark (1990) que apontam teores de umidade inferiores a 10%. Machado *et al.* (2010) afirmam que os altos teores de umidade encontrados para o plástico possivelmente estão relacionados com a presença de outros materiais aderidos à superfície e difíceis de serem removidos durante o processo de segregação manual dos componentes, bem como a presença de líquidos dentro de recipientes. Vale destacar que o componente plástico nas amostragens RN03/07 e RN10/08 apresentou teor de umidade superior à média geral obtida (cerca de 79%).

O componente têxtil apresentou uma variação de 61,29 a 225,74% no teor de umidade e uma média de 124,39% (vide Tabela 20), tal variação é justificada pela

heterogeneidade desse constituinte que apresenta inúmeros tipos de tecidos (lã, malhas muito porosas etc) conforme a amostragem realizada. O componente papel/papelão apresentou teor de umidade médio de cerca de 134% em BS, e variações significativas ao longo das amostragens, ficando os maiores teores de umidade nas amostras de RN09/04, RN09/05, RN03/07, RN09/07, RN03/08, RN03/09 e RN03/10.

Ainda fazendo referência a Tabela 20, nota-se que os têxteis apresentaram o maior desvio padrão, seguido dos componentes madeira, plástico e papel/papelão. Machado *et al.* (2010) sugerem que esse fato possivelmente seja em virtude das variações ocorridas nos materiais que constituem esse componente, quando comparado com as outras frações do resíduo. A pedra/cerâmica na amostragem mais recente apresentou valor de umidade bem próximo da média obtida para o componente.

A Tabela 21 apresenta os valores médios dos teores de umidade global em BS e em BW para os RN. Os resultados apresentados nesta tabela mostram considerável variação nos teores de umidade para algumas amostragens, sendo contudo, pequena a diferença observada nos valores médios obtidos nas duas formas de quantificação, o que indica ser pequena a perda de água por evaporação durante a etapa de segregação dos componentes. O teor de umidade global médio (98% em BS) com que os RSU chegam ao ASMC é inferior ao resultado obtido por Maciel (2009) para o Aterro da Muribeca/PE que é de 126% em BS, porém é superior aos resultados obtidos em três períodos distintos por Alves (2008) para esse mesmo aterro (67, 77 e 80% em BS), o que demonstra certa especificidade do resíduo de cada local, embora as cidades apresentem condições climáticas parecidas.

A Tabela 22 mostra os teores de umidade em BS de cada componente dos RSU aterrados coletados por meio de abertura de cavas e de trado helicoidal. Vale destacar dessa tabela que o componente papel/papelão, coletados em cavas, apresentou teor de umidade maior que o teor médio obtido em amostras de RN (134,25%, vide Tabela 20), à exceção apenas do resíduo da cava C4 que apresentou resultado inferior a média dos RN.

Observa-se ainda da Tabela 22 que a fração pastosa apresentou para todas as cavas e tradagens, teor de umidade inferior ao normalmente obtido para RN (143,79%, vide Tabela 20), o que sugere tendência de redução de umidade com o aterramento dos resíduos para esse componente. Destaca-se que a fração pastosa dos RV acaba por conter porções de plástico, papel e de outros componentes que não são possíveis de segregação, fato que também contribui para redução do teor de umidade. Além disso, a fração putrescível como frutas e verduras se decompõe e perde água interna, o que contribui para a redução de umidade com o tempo.

Tabela 21 - Teor de umidade global para os RSU novos estudados

Amostra	Umidade Global (%) - Base seca		Umidade Global (%) - Base úmida	
	Amostras de RSU sem separação dos componentes	Via secagem individual de cada componente	Amostras de RSU sem separação dos componentes	Via secagem individual de cada componente
RN01/04	83,11	101,09	45,39	50,27
RN09/04	75,03	84,11	42,87	45,69
RN03/05	70,80	83,03	41,45	45,36
RN09/05	122,42	83,82	55,04	45,60
RN03/06	113,68	103,89	53,20	50,96
RN10/06	81,92	73,57	45,03	42,39
RN03/07	119,21	124,94	54,38	54,38
RN09/07	120,08	126,49	54,56	55,85
RN03/08	90,29	110,82	47,45	52,57
RN10/08	127,37	114,72	56,02	53,43
RN03/09	72,68	93,37	42,09	48,29
RN09/09	104,45	113,42	51,09	53,14
RN03/10	90,41	124,80	47,48	55,52
Média	97,80	102,93	48,93	50,27
Desvio padrão	20,79	18,03	5,35	4,40
Coefficiente de variação	0,21	0,18	0,11	0,09

Fonte: Machado *et al.* (2010)

Na Tabela 23 apresentam-se os teores de umidade global médios para os resíduos aterrados obtidos em cavas e em tradagens. Alves (2008) obteve para amostra de RSU com 7 anos de aterramento, coletada a 3 m abaixo da camada de cobertura, um teor de umidade global de 27% em BS que quando comparado com os resultados dessa tabela, percebe-se que os RSU do ASMC estão muito mais úmidos que os de Recife, o que possivelmente confere aos resíduos da capital baiana uma condição de anaerobiose mais favorável que a do local comparado. Para o favorecimento do processo da anaerobiose, Bidone e Povinelli (1999) recomendam umidade ótima na faixa de 40 a 70%.

Tabela 22 - Teor de umidade em base seca de cada componente dos RSU aterrados coletado por meio de abertura de cavas e de trado helicoidal de 40 cm de diâmetro

Identificação		Teor de Umidade (%) - Base seca			
Cava / Tradagem	Tempo de aterramento (anos)	Madeira	Papel / papelão	Inertes	Fração pastosa
^a T1	1,00	-	-	-	-
T2	2,00	88,28	69,20	83,03	66,47
C7	3,92	126,70	136,57	62,62	76,15
^a C1	4,00	-	-	-	-
T3	4,23	153,13	113,71	36,31	45,66
T5	4,32	91,30	134,10	42,46	57,50
C6	4,42	97,70	135,07	50,52	63,56
C4	5,50	119,74	126,26	60,62	84,42
T6	6,15	84,59	66,89	70,25	65,02
T7	6,26	73,46	27,59	31,39	34,56
T4	6,32	63,64	85,71	45,31	48,16
C3	7,84	111,68	149,75	51,64	63,12
C2	8,76	-	-	17,03	71,68
C5	9,09	121,22	149,17	49,67	70,87

^a obtida por meio da abertura manual de cava no ano de 2003

Fonte: Machado *et al.* (2008)

Em termos do teor de umidade global, observa-se da Tabela 23 que os valores apresentados para RV são inferiores aos geralmente alcançados em amostras de RN. Por conta disso Machado *et al.* (2010) sugerem que, ao menos para regiões com a cobertura final finalizada, parece haver uma tendência de perda de água do resíduo após o seu aterramento. A exceção foi o resíduo de 1 ano de aterrado que apresentou valor elevado de umidade global. Mesmo assim, para a maioria dos casos, o teor de umidade remanescente parece suficiente para a ocorrência do processo de digestão anaeróbia em campo.

Vale destacar que para a determinação do potencial de geração de CH₄ (L₀) nas equações 09 e 12, utilizou-se o teor de umidade médio recomendado por Machado *et al.* (2009) para o RN, w = 97,80% em BS (vide Tabela 21). Esses autores recomendam esse procedimento de forma a se eliminar a influência da infiltração das águas de chuva nos resultados, já que toda análise é feita com base no peso seco do material, tendo em vista que as águas de chuva que atingem o aterro e infiltram nas células através da camada de cobertura,

ao mesmo tempo em que reduz a massa biodegradável pelo fator $1+w$, aumenta a massa total aterrada pelo mesmo fator.

Tabela 23 - Teor de umidade global para os resíduos aterrados (RV) obtidos por meio de abertura de cavas e de trado helicoidal de 40 cm de diâmetro

Cava	Identificação	Tempo de aterramento (anos)	Umidade Global do RSU em Base Seca (%)		Umidade Global do RSU em Base Úmida (%)
			Média de 3 amostras específicas	Via secagem individual de cada componente	
^a T1		1,00	176,10	-	63,78
T2		2,00	-	76,22	43,25
^c C7		3,92	85,22	79,71	46,01
^{a, c} C1		4,00	90,18	-	-
T3		4,23	37,18	52,00	27,10
T5		4,32	51,64	57,68	34,06
^c C6		4,42	57,06	63,92	36,33
^c C4		5,50	70,27	77,39	41,27
T6		6,15	58,72	67,16	37,00
T7		6,26	42,73	36,05	29,94
T4		6,32	54,00	47,45	35,07
^c C3		7,84	70,12	65,98	41,22
^c C2		8,76	69,46	^b 39,21	40,97
^c C5		9,09	63,70	68,84	38,91

^a obtida por meio da abertura manual de cava em 2003

^b a grande diferença encontrada sugere provável perda de água dos componentes após a coleta

^c Machado *et al.* (2008)

5.1.2 Composição Gravimétrica dos RSU

A Tabela 24 apresenta a composição média, desvio padrão e o coeficiente de variação obtido para os diferentes componentes em BS e BW dos RN coletados em diferentes períodos no ASMC.

Destaca-se da Tabela 24 que a fração pastosa, componente que tem maior contribuição na geração de biogás no aterro, apresentou percentagem de ocorrência superior a dos outros componentes em todas as amostragens realizadas. Os outros componentes que também contribuem para geração de biogás no aterro (papel/papelão, madeira e têxtil) apresentaram pequenas oscilações nas suas ocorrências ao longo das amostragens.

Tabela 24 - Composição gravimétrica dos RN coletados em diferentes épocas, em termos de base seca (BS) e base úmida (BW)

		Porcentagem de Ocorrência (%)								
Resíduos / Componentes		Madeira	Pedra / cerâmica	Têxtil	Borracha	Plástico	Vidro	Metal	Papel / papelão	Fração pastosa
RN01/04	BS	1,51	6,01	4,28	0,04	25,51	3,60	3,58	19,78	35,68
	BW	1,09	3,38	4,72	0,03	21,40	1,83	2,10	19,08	46,38
RN09/04	BS	1,89	14,41	2,25	0,42	24,22	2,93	2,35	15,12	36,41
	BW	1,82	9,43	2,51	0,26	22,08	1,63	1,43	20,30	40,53
RN03/05	BS	7,75	6,03	4,03	0,76	27,17	1,15	2,84	22,23	28,04
	BW	5,99	3,61	4,83	0,47	26,14	0,63	1,88	21,69	34,77
RN09/05	BS	4,68	16,39	1,59	1,17	23,16	4,75	1,85	8,42	37,99
	BW	1,50	9,80	2,34	0,66	20,79	2,64	0,40	12,92	48,95
RN03/06	BS	4,22	9,62	0,95	0,03	16,47	5,23	1,36	19,77	42,31
	BW	3,32	5,29	0,93	0,02	14,32	2,58	0,89	21,91	50,75
RN10/06	BS	2,91	18,10	5,44	0,15	26,45	1,93	1,00	7,62	36,39
	BW	3,85	12,55	9,46	0,11	17,09	1,21	0,83	10,68	44,23
RN03/07	BS	4,60	4,45	5,00	0,07	17,09	4,42	4,20	19,73	40,45
	BW	3,15	2,26	4,74	0,04	16,62	2,01	2,36	21,44	47,30
RN09/07	BS	6,05	5,33	6,80	0,56	16,00	5,05	4,80	21,75	33,66
	BW	5,65	2,56	6,05	0,33	23,59	2,12	2,52	23,99	33,19
RN03/08	BS	9,04	5,92	3,12	0,08	20,45	5,03	3,07	21,10	32,27
	BW	9,47	3,08	2,33	0,04	14,59	2,39	1,72	23,55	42,82
RN10/08	BS	8,85	5,15	1,82	0,23	11,85	1,96	1,07	19,19	49,87
	BW	6,17	2,77	2,76	0,22	13,83	0,96	0,58	17,32	55,39
RN03/09	BS	10,34	19,98	3,91	0,61	18,62	2,49	1,85	14,52	27,68
	BW	11,87	11,64	4,48	0,40	16,28	1,41	1,19	19,21	33,52
RN09/09	BS	5,01	7,19	5,70	1,43	20,33	4,54	3,26	21,87	30,67
	BW	8,42	4,19	5,10	0,87	18,20	0,35	2,03	24,31	36,53
RN03/10	BS	7,57	7,56	4,67	2,34	25,19	1,66	1,83	20,26	28,92
	BW	6,71	3,80	4,94	1,37	20,16	1,78	0,93	24,48	35,83
Média	BS	5,73	9,70	3,81	0,61	20,96	3,44	2,54	17,80	35,41
	BW	5,31	5,72	4,25	0,37	18,85	1,66	1,45	20,07	42,32
Desvio padrão	BS	2,82	5,50	1,77	0,68	4,76	1,48	1,20	4,93	6,34
	BW	2,83	3,72	2,16	0,40	3,84	0,72	0,70	4,30	7,23
Coeficiente de variação	BS	0,49	0,57	0,46	1,13	0,23	0,43	0,47	0,28	0,18
	BW	0,62	0,65	0,51	1,07	0,20	0,44	0,48	0,21	0,17

Fonte: Machado *et al.* (2010)

Percebe-se da Tabela 24 que a amostra coletada em março de 2010 não apresentou grandes variações percentuais em relação à composição média para RN (pedra/cerâmica,

vidro, metal e fração pastosa), merecendo destacar 5 componentes que apresentaram percentuais de ocorrência superior a média (madeira, têxtil, borracha, plástico e papel/papelão). Dessa mesma tabela observa-se ainda que os constituintes que apresentaram maior coeficiente de variação foram: borracha, pedra/cerâmica, metal e madeira, destacando que na borracha esse coeficiente ficou bem próximo da unidade, enquanto que para os outros componentes ficou próximo a 0,5.

A Tabela 25 apresenta a composição gravimétrica dos RV coletados por meio de cavas e de tradagens realizadas no ASMC, ambos em termos de BS e de BW.

Da Tabela 25, percebe-se variação na composição física dos RSU, contudo não se observa correlação com o tempo de aterramento. De acordo com essa tabela, embora apresente oscilações, nota-se uma tendência na redução do teor de papel/papelão ao longo do tempo de aterramento, bem como um aumento significativo no teor de inertes conforme estabilização dos RSU. Em relação à fração pastosa, percebe-se que muitos RV apresentaram elevado teor desse componente, porcentagens até superiores as encontradas para RN, isso possivelmente por conta da incorporação de materiais de difícil distinção durante o processo de separação, dificuldade encontrada também para papel/papelão que depois de algum tempo de aterrado torna-se em parte muito difícil se ser visualmente identificado e separado.

A Figura 42 apresenta de forma ilustrativa a composição física média, em BS, dos RN comparando-os com RV de diferentes tempos de aterramento.

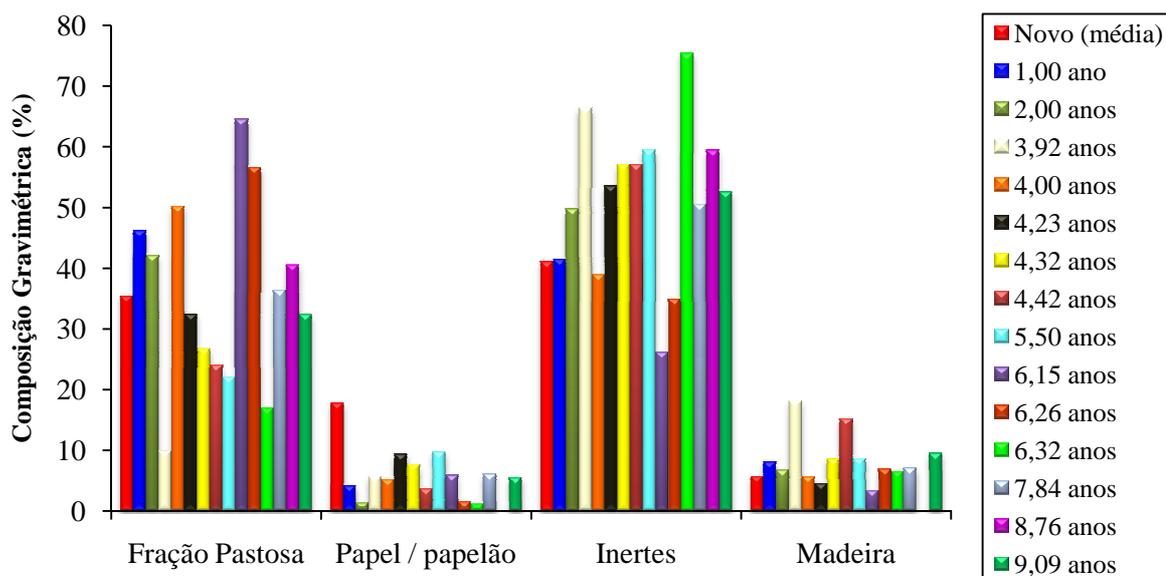


Figura 42 - Comparação da composição física média, em base seca, dos RSU novos com RSU de diferentes tempos de aterramento

Tabela 25 - Composição gravimétrica dos resíduos aterrados (RV) coletados por meio de abertura manual de cavas, em termos de base seca (BS) e base úmida (BW)

Identificação		Porcentagem de Ocorrência (%)			
Cava ou Tradagem - ano / Componente		Inertes	Papel / papelão	Madeira	Fração pastosa
T1 - 1 ano	BS	41,45	4,22	8,15	46,18
	BW	-	-	-	-
T2 - 2 anos	BS	49,78	1,35	6,76	42,11
	BW	51,70	1,29	7,22	39,78
^b C7 - 3,92 anos	BS	66,41	5,60	18,12	9,87
	BW	60,09	7,37	22,86	9,68
^b C1 - 4 anos	BS	38,93	5,20	5,67	50,20
	BW	-	-	-	-
T3 - 4,23 anos	BS	53,53	9,42	4,59	32,46
	BW	48,00	13,25	7,65	31,11
T5 - 4,32 anos	BS	57,09	7,68	8,54	26,70
	BW	51,58	11,40	10,36	26,67
^b C6 - 4,42 anos	BS	57,08	3,65	15,23	24,05
	BW	52,41	5,23	18,36	24,00
^b C4 - 5 anos	BS	59,49	9,74	8,65	22,11
	BW	53,87	12,43	10,72	22,99
T6 - 6,15 anos	BS	26,16	5,91	3,37	64,56
	BW	26,64	5,90	3,72	63,74
T7 - 6,26 anos	BS	34,90	1,55	6,95	56,60
	BW	33,71	1,45	8,86	55,98
T4 - 6,32 anos	BS	75,38	1,15	6,52	16,95
	BW	74,28	1,45	7,23	17,03
^b C3 - 7,84 anos	BS	50,54	6,05	7,04	36,37
	BW	46,17	9,11	8,97	35,75
^b C2 - 8,76 anos	BS	59,42		^a 40,58	
	BW	49,95		50,05	
^b C5 - 9,09 anos	BS	52,54	5,52	9,51	32,42
	BW	46,58	8,15	12,46	32,81

^a Fração pastosa, papel/papelão e madeira considerados todos juntos^b Machado *et al.* (2008)

5.1.3 Teor de Sólidos Totais Voláteis e Teor de Lignina

Kelly *et al.* (2006) apontam que devido à simplicidade e ao baixo custo, os ensaios de STV e do teor de lignina também são indicados para analisar a estabilização dos RSU em aterros. Esses autores afirmam que amostras com STV inferiores a 10% são consideradas estabilizadas por conter pouca matéria orgânica e indicam que dificilmente se encontra resultados de STV inferiores a 15% pelo fato das amostras serem normalmente compostas por 10% de plástico em termos de massa. Para os RSU do ASMC o teor de STV foi feito somente para a fração pastosa e no caso dos RN, essa fração não possui quantidades significativas de plástico.

Os teores de STV e os teores de lignina, ambos em BS, obtidos para as diversas amostras de RN são mostrados na Tabela 26, bem como o percentual de Matéria Orgânica (MO) da fração pastosa do resíduo. A MO foi obtida multiplicando-se o percentual de ocorrência da fração pastosa na amostra pelo seu STV.

Comparando-se os resultados de STV apresentados na Tabela 26 com os resultados obtidos por Alves (2008) para 3 amostras de RN (49,2, 56,9 e 46,9%) do Aterro da Muribeca-PE, percebe-se que os resultados de Alves (2008) se encontram na faixa de valores do STV dos RSU de Salvador (43,15 a 66,50%). Maciel (2009) obteve para amostras de RN um teor de STV médio da ordem de $47,4 \pm 9,2$, o qual apresenta valor mínimo e máximo inferiores aos dos RSU da capital baiana.

A Tabela 27 apresenta o teor de STV, matéria orgânica e lignina presente na fração pastosa dos RV coletada em cavas e em perfurações com trado helicoidal.

Da Tabela 27, percebe-se que o STV é um bom parâmetro para fazer a correção da matéria orgânica presente na fração pastosa, haja vista que mensura a quantidade de MO existente nos resíduos ao longo do tempo de aterramento. Merece destaque a cava C1 e a tradagem T7 que embora apresentem elevados percentuais de fração pastosa, apresentam baixos teores de STV, o que confere a essas amostras um baixo conteúdo de matéria orgânica remanescente disponível para geração de biogás. Kelly *et al.* (2006) obtiveram STV variando entre 8 a 90% para resíduos com tempo de aterramento de 0 a 11 anos, o que indica uma grande oscilação nos resultados de STV ao longo do tempo de aterramento dos resíduos.

Tabela 26 - Teor de STV, Matéria Orgânica (MO) e Lignina para a fração pastosa dos RSU novos estudados

Resíduo	% Fração Pastosa	STV (%)	MO da Fração Pastosa (BS) (%)	Lignina (%)
RN01/04	35,68	65,54	23,40	-
RN09/04	36,41	47,43	17,27	-
RN03/05	28,04	63,37	17,77	14,30
RN09/05	37,99	56,70	21,54	27,70
RN03/06	42,31	56,85	24,05	18,90
RN10/06	36,39	43,15	15,70	12,90
RN03/07	40,45	50,86	20,57	20,73
RN09/07	33,66	55,84	18,80	20,09
RN03/08	32,27	64,49	20,81	26,35
RN10/08	49,87	66,50	33,16	19,59
RN03/09	27,68	46,20	12,79	15,20
RN09/09	30,67	58,37	17,90	22,73
RN03/10	28,92	55,76	16,12	17,81
Média	35,41	56,24	19,99	19,66

Fonte: Machado *et al.* (2010)

Tabela 27 - Teor de STV, Matéria Orgânica (MO) e Lignina para a fração pastosa dos RSU aterrados coletados em cavas e em perfurações com trado helicoidal

Identificação		Fração Pastosa (%)	STV (%)	MO da Fração Pastosa (%)	Lignina (%)
Cava / Tradagem	Idade				
T1	1,00	46,18	28,73	13,27	-
T2	2,00	42,11	22,39	9,43	10,47
^a C7	3,92	9,87	23,21	2,29	14,23
^a C1	4,00	50,20	19,76	9,92	-
T3	4,23	32,46	26,00	8,44	9,23
T5	4,32	26,70	28,47	7,60	14,44
^a C6	4,42	24,05	16,04	3,86	9,00
^a C4	5,50	22,11	20,95	4,63	11,73
T6	6,15	64,57	19,72	12,73	10,26
T7	6,26	56,60	11,68	6,61	5,72
T4	6,32	16,95	21,56	3,65	5,87
^a C3	7,84	36,37	17,97	6,54	11,09
^a C2	8,76	^b 40,58	19,68	7,99	12,18
^a C5	9,09	32,42	16,19	5,25	9,09

^aMachado *et al.* (2008)^bFração pastosa, papel/papelão e madeira considerados todos juntos

Maciel (2009) encontrou para RSU de 12 a 15 anos teor de STV na ordem de $8,9 \pm 1,2\%$ e Alves (2008) obteve para amostra de RSU com 7 anos de aterramento um STV de $9,2\%$, ambos resultados quando comparados com os RSU do ASMC sugerem que os RSU de Pernambuco encontram-se bem mais estabilizados que os RSU da capital baiana, haja vista que para a mesma faixa de idade de aterramento os RSU pernambucanos possuem menores valores de STV. Outros parâmetros físico-químicos são necessários para uma análise de estabilização dos RUS mais consistente.

Outro componente que possui ampla variação com o tempo de disposição é o conteúdo de lignina, apresentado também na Tabela 27 e variando de $5,87\%$ em resíduos com $6,32$ anos de aterramento a $14,44\%$ em RV com $4,32$ anos de aterramento. Os resultados obtidos por Maciel (2009) para RV com 12 a 15 anos de aterramento estão na faixa de $7,1 \pm 2,3\%$ e Alves (2008) obteve para RV com 7 anos de aterramento um teor de lignina de $61,5\%$, o que indica uma amostra que degradará muito lentamente pela dificuldade desse componente em decompor. Kelly *et al.* (2006) obtiveram para resíduos de 12 aterros americanos com tempo de aterramento variando entre 0 e 11 anos teor de lignina na faixa de 7 a 35%.

Apresenta-se na Figura 43 a correlação existente entre o STV e o teor de lignina por meio de regressão linear, obtida para as amostras de RSU estudadas.

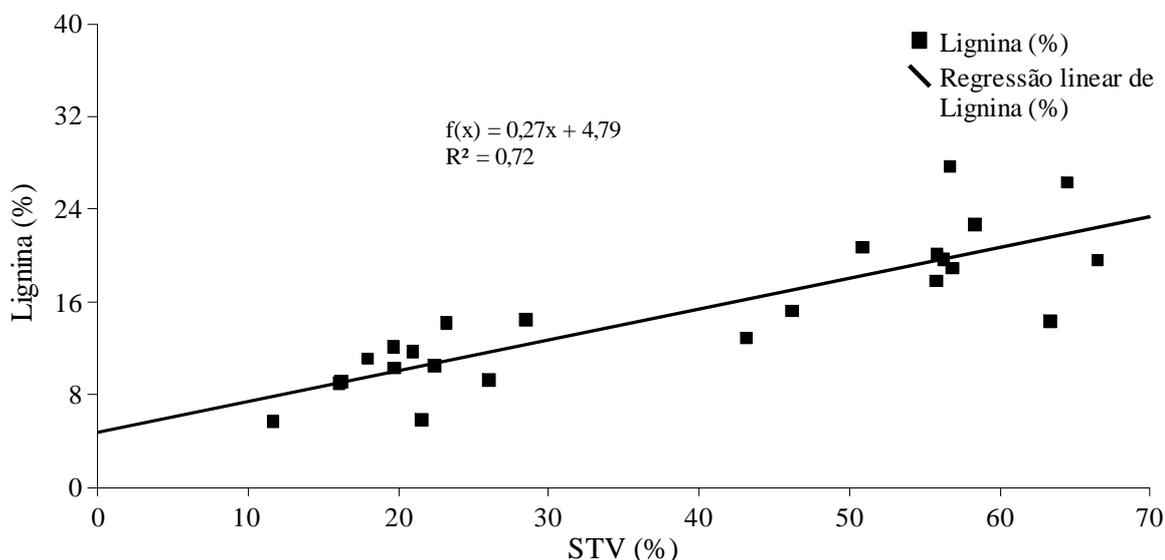


Figura 43 - Correlação existente entre o STV e o teor de lignina por meio de curva de regressão linear

Um estudo realizado por Kelly *et al.* (2006) para verificar a correlação existente entre o STV e o teor de lignina em mais de 250 amostras oriundas de 12 aterros sanitários, mostrou um coeficiente de correlação ($R^2=0,45$) que segundo esses autores, essa correlação

não é tão forte quanto à correlação obtida entre o teor de celulose e o conteúdo de STV ($R^2=0,65$), mesmo assim sugerem que a lignina é uma parcela do STV. Maciel (2009) obteve $R^2=0,18$ quando verificou a correlação existente entre o teor de lignina e o STV para os RSU do Aterro da Muribeca-PE.

Da Figura 43 observa-se que o coeficiente de correlação linear entre o STV e o teor de lignina encontrado para as amostras de RSU do ASMC foi de 0,72, o que demonstra uma melhor correlação entre esses dois parâmetros para nossos resíduos quando comparados com os resíduos norte-americanos estudados por Kelly *et al.* (2006) e com os resíduos dispostos no aterro da Muribeca, da cidade de Jaboatão dos Guararapes-PE, Recife e outras estudados por Maciel (2009).

5.2 POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO - BMP

Os resultados experimentais obtidos por meio dos ensaios de BMP para RN e para RV são mostrados nas figuras 44, 45, 46, 47, 48, 49 e 50, que ilustram o comportamento da curva de geração de CH_4 nos digestores (D) utilizados nos ensaios. Os resultados apresentados em todas essas figuras estão corrigidos com os respectivos potenciais de geração de biogás gerado pelo lixiviado utilizado no ensaio.

Vale ressaltar que foram realizados ensaios em triplicata, excetuando-se as amostras de RN e de RV com 6,26 anos de aterramento, que tiveram cada uma a realização de 6 ensaios. Contudo, alguns digestores apresentaram vazamento de gás durante a execução do ensaio (RV com 2,00; 6,15 e 6,32 anos) e nesses casos, os resultados não foram utilizados.

O ajuste matemático aos dados experimentais de BMP foi realizado pelo método dos mínimos quadrados para a equação 20, que representa uma integração da equação 05 ($q = L_0 \cdot k \cdot e^{-kt}$) no tempo.

$$q^* = L_0 \cdot (1 - e^{-kt}) \quad (\text{eq.20})$$

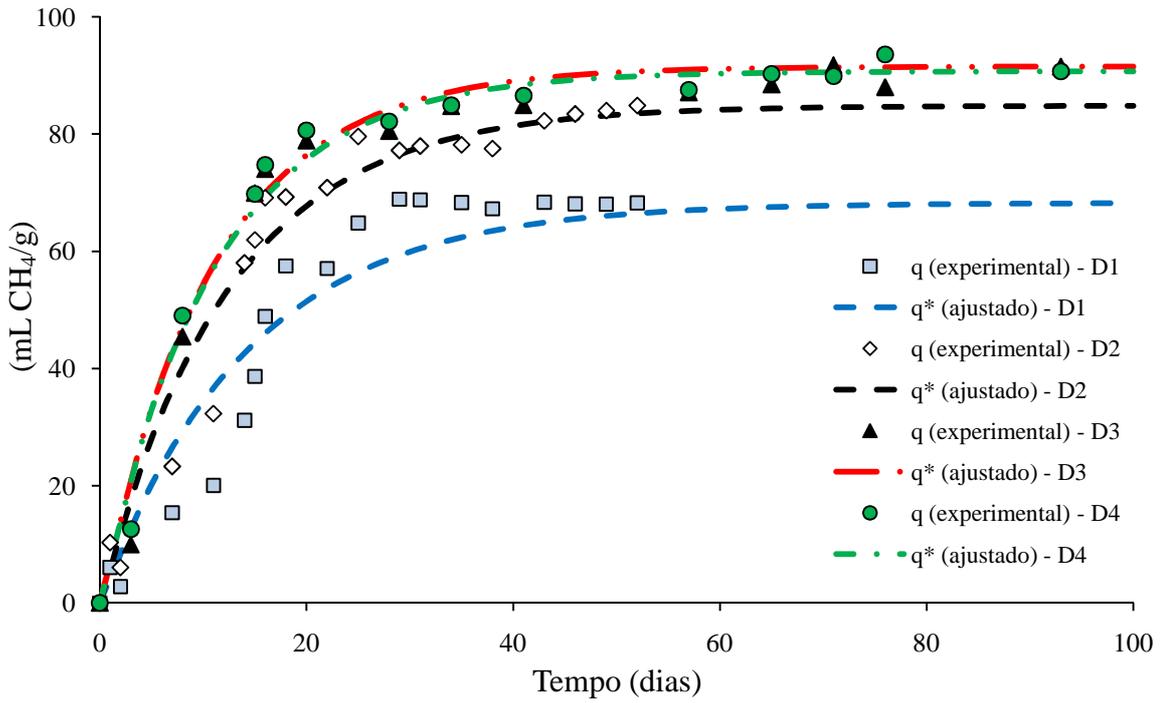


Figura 44 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RN

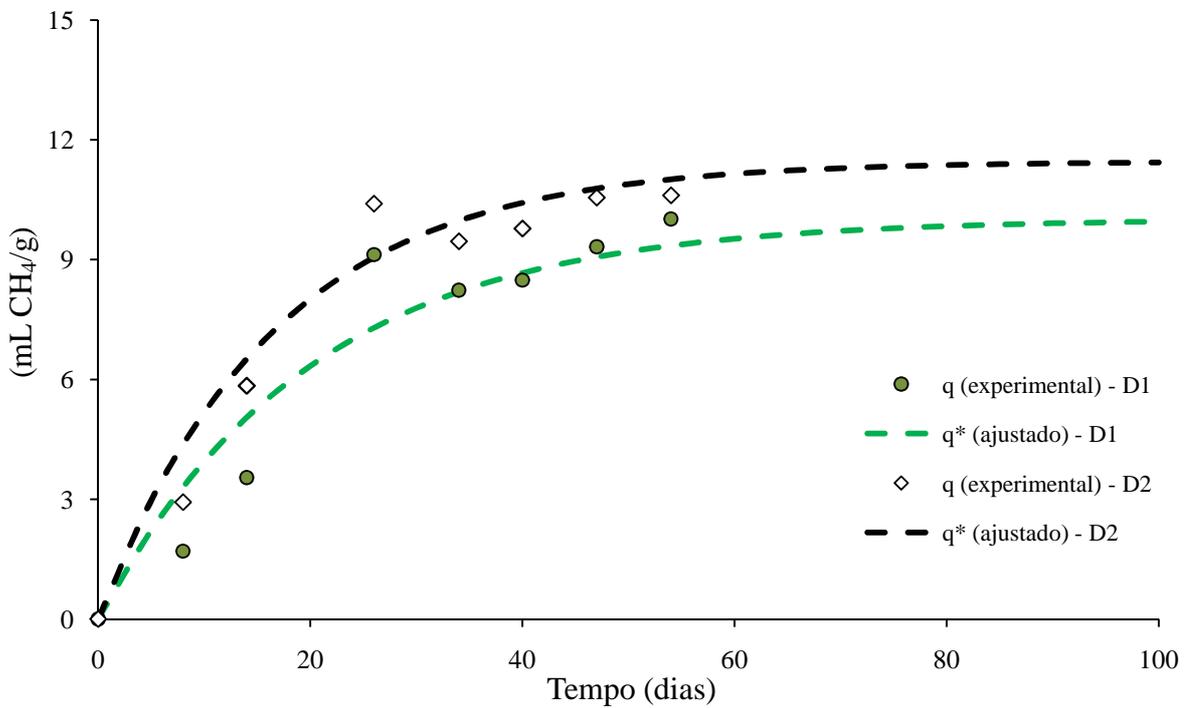


Figura 45 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 2 anos de aterramento

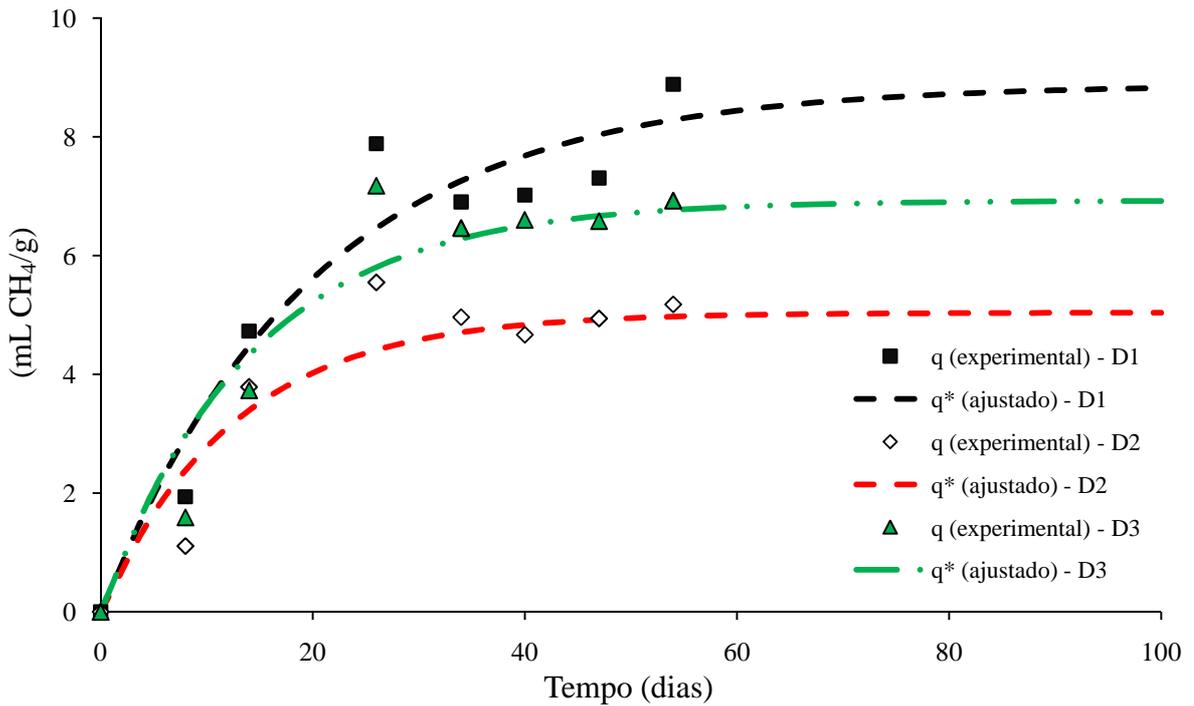


Figura 46 - Comportamento da geração de CH_4 ao longo dos ensaios de BMP para RV com 4,23 anos de aterramento

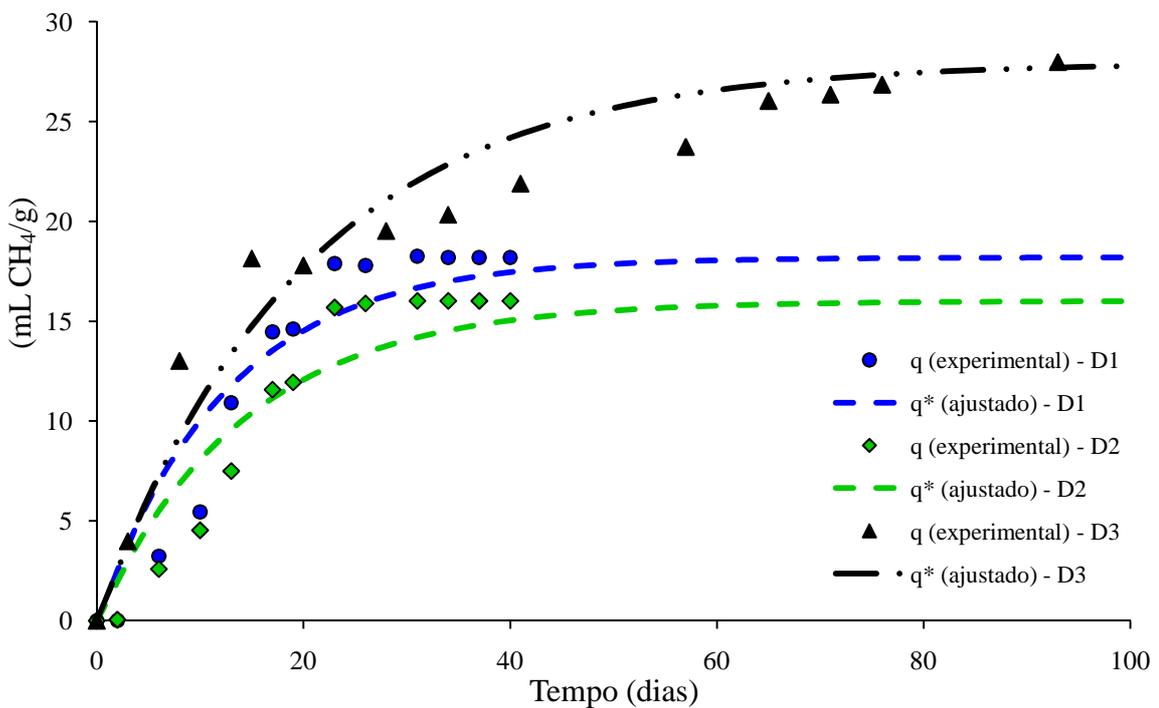


Figura 47 - Comportamento da geração de CH_4 ao longo dos ensaios de BMP para RV com 4,32 anos de aterramento

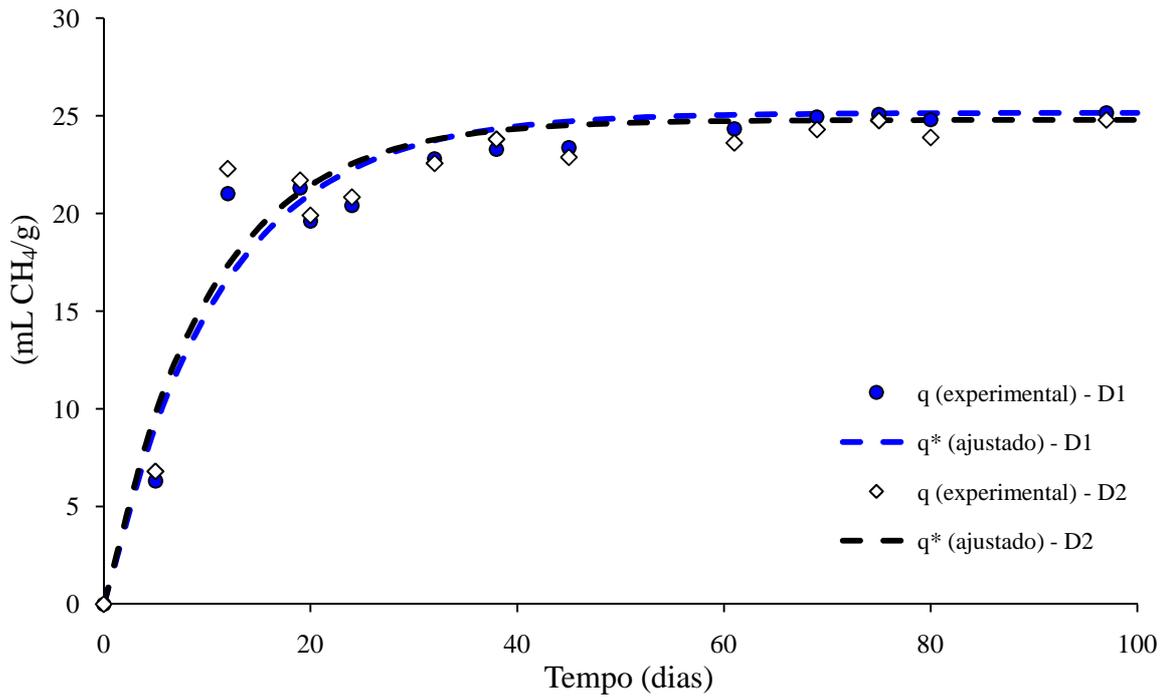


Figura 48- Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 6,15 anos de aterramento

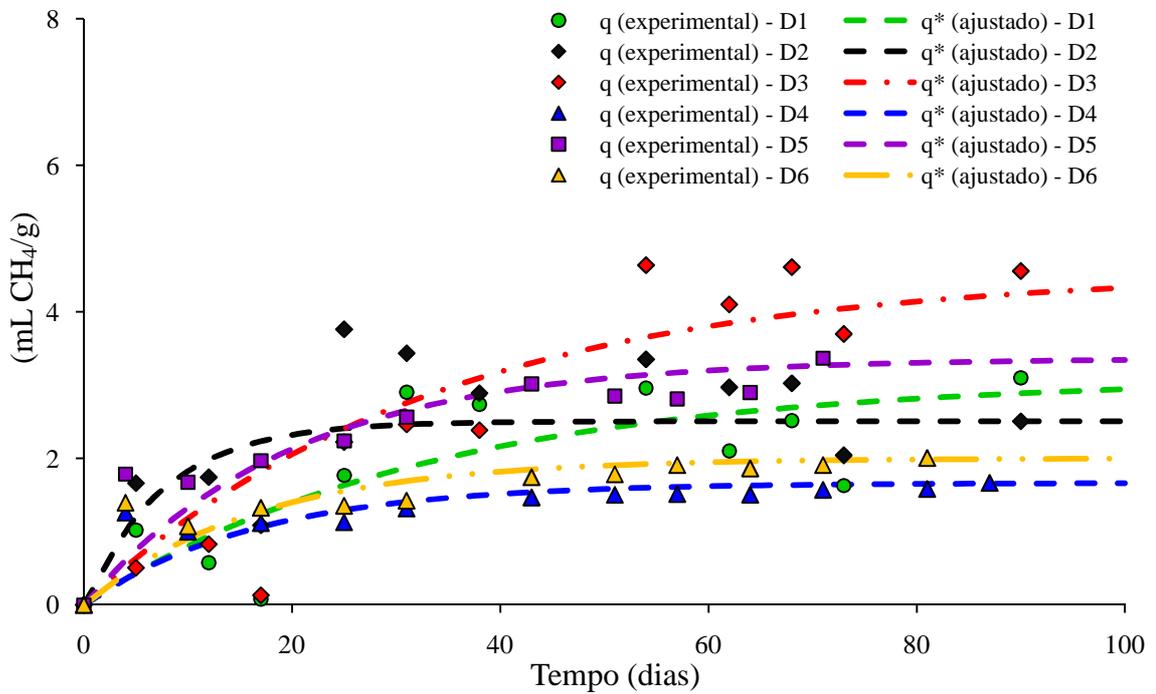


Figura 49 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 6,26 anos de aterramento

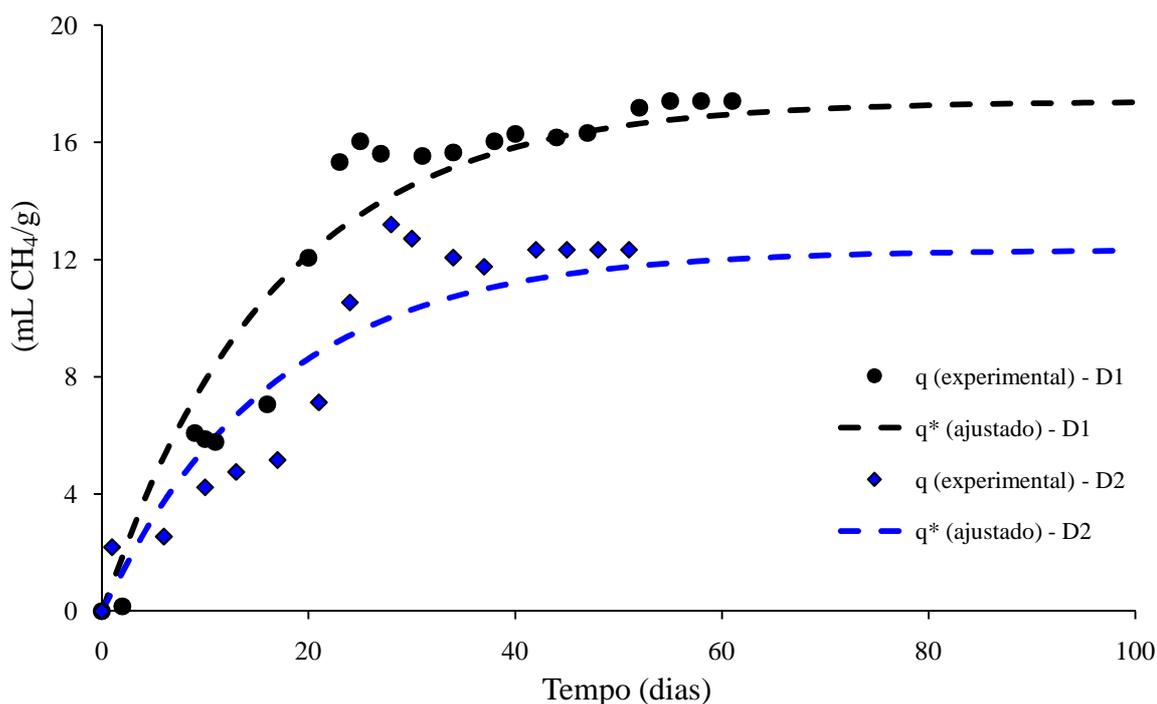


Figura 50 - Comportamento da geração de CH₄ ao longo dos ensaios de BMP para RV com 6,32 anos de aterramento

Em observância às Figuras 44 a 50, percebe-se que para todos os digestores de RN e de RV a geração de CH₄ ocorreu de forma mais acentuada nos primeiros 20 dias de experimentos e houve uma tendência em se atingir o L₀ em até 60 dias. Os resultados obtidos por Alves (2008) a uma temperatura de 37°C e utilizando a interação de lodo de ETE com resíduos orgânicos apresentaram as maiores taxas de geração de biogás durante os primeiros 5 dias e o L₀ foi também obtido em 60 dias de experimento.

Ensaando amostras de resíduos orgânicos a 35°C, Hansen *et al.* (2004) obtiveram L₀ em 50 dias de experimentos, enquanto que para esse mesmo tipo de resíduo e fazendo uso dessa mesma temperatura, De Araújo Moraes (2006) precisou de 90 dias para obtenção do L₀. Esses fatos indicam que além da temperatura, outras variáveis interferem na velocidade de geração de CH₄, haja vista que com a mesma temperatura, dois pesquisadores obtiveram L₀ em intervalos de tempo diferentes e que às condições submetidas aos RSU do ASMC foram satisfatórias na medida em que proporcionaram a geração de CH₄ dentro do intervalo de tempo normalmente apresentado na literatura.

Conforme Figura 44, o D1 apresentou L₀ inferior a D2, D3 e D4, porém de maneira geral os resultados experimentais de L₀ obtidos nesses digestores obedeceram ao comportamento da curva de ajustamento para esses ensaios. Fato que também é observado na Figura 45 para os RV com 2 anos de aterramento, que embora possuam tempo de aterramento

relativamente curto, apresentaram $L_0(t)$ médio 87% menor que o dos RN. Essa redução acentuada em pouco tempo possivelmente está ligada à dificuldade encontrada para determinação do tempo de aterramento dessa amostra, o qual pode não ser o verdadeiro.

Da Figura 47, observa-se que D1 e D2 apresentaram comportamentos semelhantes, ambos com $L_0(t)$ em torno de 17 mL CH_4/g , todavia o D3 apresentou $L_0(t)$ superior, o que não pode ser justificado pelas condições de monitoramento da pressão, tendo em vista que não se detectou vazamentos durante os ensaios e os resultados seguem perfeitamente a tendência da respectiva curva de ajustamento. A diferença encontrada, possivelmente seja em virtude da homogeneização do RSU e da quantidade de material usado no ensaio. A amostra que possui maior quantidade de fração pastosa, possivelmente apresentará o maior $L_0(t)$.

As amostras de RSU com 6,15 anos (Figura 48) apresentaram resultados de $L_0(t)$ muito próximos e o comportamento das curvas de ajustamento está bem semelhante, chegando até mesmo a coincidir em alguns trechos. Diferentemente disso estão às curvas de ajustamento dos RV com 4,23 (Figura 46) e 6,32 anos (Figura 50) que apresentaram dispersões no valor do L_0 ajustado de um digestor para outro, mas seguiram a mesma tendência da curva de ajustamento, portanto, garantindo a representatividade das amostras ensaiadas.

O digestor D2 merece ser destacado na Figura 49, o qual apresentou um valor de $L_0(t)$ tendendo a 4 mL CH_4/g em aproximadamente 30 dias, porém esse resultado reduziu-se, permanecendo em torno de 2,5 mL CH_4/g no decorrer do experimento por conta da correção da pressão fornecida pelo lixiviado. Os baixos resultados de $L_0(t)$ para essas amostras de 6,26 anos oscilaram entre 1,67 a 4,56 mL CH_4/g , demonstrando uma estabilização do material aterrado em menos de 7 anos.

Os resultados apresentados na Figura 50 mostram uma variação entre o $L_0(t)$ obtido em D1 e D2, mas é justificável devido à heterogeneidade dos RSU, o que dificulta a obtenção de amostra representativa, dificuldade que também é aumentada quando se trabalha na ordem de 30 g de material. Os resultados do $L_0(t)$ em D1 apresentam comportamento que se aproxima muito mais da curva de ajustamento que os dados de D2, percebendo em D2 um declive no valor de $L_0(t)$ entre o período de aproximadamente 30 a 40 dias, possivelmente por conta de erro na aferição da pressão interna ou até mesmo vazamentos durante a aferição.

O resumo dos resultados da geração de biogás para as amostras de RN e RV, bem como a composição química relativa de CH_4 e de CO_2 , os valores obtidos de L_0 e dos ajustes de k são apresentados na Tabela 28. A composição química foi obtida desprezando-se a

concentração de traços de gases e levando-se em conta que o biogás foi composto inicialmente por 100% de N₂. Visando a comparação dos resultados obtidos com dados de literatura, apresenta-se nessa tabela os valores de L₀ em 3 unidades distintas, m³ CH₄/Mg - RSU ou mL CH₄/g - RSU, mL CH₄/g MS e mL CH₄/g STV.

Tabela 28 - Resultados da geração e da composição química relativa do biogás, L₀ e dos valores ajustados de k para as amostras de RSU ensaiadas nos testes de BMP

Resíduo (Idade)	Biogás (m ³ / Mg - RSU)	Composição do biogás (%)		L ₀	L ₀	L ₀	k ano ⁻¹
		CO ₂	CH ₄	(m ³ CH ₄ /Mg - RSU)	(mL CH ₄ /g MS)	(mL CH ₄ /g STV)	
RN03/10 (0,00)	151,70	55,00	45,00	68,27	126,14	226,22	25,55
	146,28	42,00	58,00	84,84	156,77	281,15	29,20
	157,76	42,00	58,00	91,50	169,07	303,22	32,85
	156,38	42,00	58,00	90,70	167,59	300,56	32,85
T2 (2,00)	16,16	38,00	62,00	10,02	17,66	78,86	18,25
	18,79	39,00	61,00	11,46	20,20	90,23	21,90
T3 (4,23)	14,33	38,00	62,00	8,89	12,19	46,88	18,25
	8,26	39,00	61,00	5,04	6,91	26,58	29,20
	11,17	38,00	62,00	6,93	9,50	36,55	21,90
T5 (4,32)	33,69	46,00	54,00	18,19	27,58	96,88	29,20
	30,22	47,00	53,00	16,02	24,29	85,30	25,55
	49,06	43,00	57,00	27,97	42,40	148,93	18,25
T6 (6,15)	42,63	41,00	59,00	25,15	39,92	202,42	32,85
	41,32	40,00	60,00	24,79	39,35	199,53	36,50
T7 (6,26)	5,74	46,00	54,00	3,10	4,42	37,86	10,95
	4,56	45,00	55,00	2,51	3,58	30,63	47,45
	8,44	46,00	54,00	4,56	6,50	55,68	10,95
	7,93	79,00	21,00	1,67	2,38	20,35	21,90
	10,52	68,00	32,00	3,37	4,81	41,15	18,25
	8,71	77,00	23,00	2,00	2,86	24,49	21,90
T4 (6,32)	29,50	41,00	59,00	17,41	26,80	124,32	21,90
	21,27	42,00	58,00	12,34	18,99	88,10	21,90

Em geral os resultados de BMP publicados na literatura técnica (ver Tabela 18) foram realizados somente para a fração orgânica dos resíduos e em RSU ou em materiais específicos para avaliar a estabilização de materiais aterrados e/ou para determinar o L_0 de determinados constituintes da fração orgânica. Isso dificulta a comparação dos resultados obtidos para os RSU do ASMC, em que se trabalha com o RSU como um todo.

Comparando o resultado de $L_0 = 126 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg MS}$ obtido por Vigneron *et al.* (2005) para RN com a média do $L_0 = 154,89 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg MS}$ (Tabela 28) obtido para os RN do ASMC, nota-se que os resíduos da capital baiana apresentam L_0 médio levemente superior ao publicado por esses autores. Quando comparado com o L_0 de frações orgânicas obtido por Alves (2008) em RN ($170,8 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg MS}$ - considerando a contribuição do lodo de ETE) e por Maciel (2009) também em RN ($62,0$ a $94,8 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg MS}$), nota-se que os RSU de Salvador possuem L_0 que supera até mesmo valores para resíduos orgânicos obtidos por Maciel (2009) e aproxima-se do resultado para resíduo orgânico determinado por Alves (2008).

Bayard *et al.* (2005) analisando resíduos orgânicos com tempo de aterramento entre 0 e 2 anos, obtiveram L_0 variando entre 194 e 229 mL $\text{CH}_4/\text{g MS}$, enquanto que Maciel (2009) ensaiando amostras de resíduos orgânicos com tempo de aterramento variando entre 7 e 14 meses obteve $L_0(t)$ oscilando entre 29,4 e 145,7 mL/g STV. O resíduo que mais se aproxima dessa faixa de idade é o de T2 que apresentou $L_0(t)$ médio igual a 18,93 mL $\text{CH}_4/\text{g MS}$ ou 84,55 mL $\text{CH}_4/\text{g STV}$ (Tabela 28), portanto valor muito inferior aos obtidos por Bayard *et al.* (2005), porém dentro do intervalo apresentado por Maciel (2009).

Da Tabela 28, o baixo $L_0(t)$ médio encontrado para RSU com 4,23 anos do ASMC ($9,53 \text{ mL CH}_4/\text{gMS}$), indica uma velocidade de degradação de RSU alta em campo, o que é comprovado comparando esse $L_0(t)$ com o valor médio de $L_0 = 154,89 \text{ mL CH}_4/\text{g MS}$ para RN, ou seja, um decréscimo de 93% do L_0 em um intervalo de 4,23 anos. O resultado médio obtido para a amostra com 4,32 anos ($L_0(t) = 31,42 \text{ mL CH}_4/\text{g MS}$) apresenta-se 3,5 vezes superior ao da amostra com 4,23 anos, o que indica a dificuldade em se estudar um material tão heterogêneo que para a mesma idade apresenta L_0 tão variável. Provavelmente uma análise que englobe diversos parâmetros seja mais adequada para justificar essas variações.

Com base na Tabela 28, observa-se que dentre as amostras de RV ensaiadas na faixa de tempo de aterramento igual a 6 anos, a amostra com 6,15 anos foi a que forneceu o maior resultado médio de $L_0(t)$ ($39,64 \text{ mL CH}_4/\text{g MS}$), superando até mesmo os resultados experimentais de $L_0(t)$ obtido por Maciel (2009) em amostras de resíduos orgânicos com 7

anos de aterramento (6,3 mL CH₄/g MS) e de amostra de RSU, também com 7 anos, obtido por Wang *et al.* (1994) *apud* Alves (2008) que foi de 13,6 mL CH₄/g - RSU.

Comparando os resultados apresentados na Tabela 28 com os resultados obtidos por Alves (2008) em amostras de resíduos orgânicos com 7 anos ($L_0 = 23,7$ mL Biogás/g MS) e com os resultados de Wang *et al.* (1994) (13,6 mL CH₄/g - RSU), infere-se que as amostras do ASMC com 6,15 anos de idade apresentaram $L_0(t)$ bastante elevado, o que aparentemente fornece uma ideia de alto $L_0(t)$ nas células do aterro, todavia essa análise não pode e não deve ser tomada como referência única, haja vista que as outras amostras de RSU com 6,26 e 6,32 anos de aterramento apresentaram $L_0(t)$ médio iguais a 4,09 e 22,85 mL CH₄/g MS, o que pode também desencorajar projetos que vislumbrem recuperação energética do biogás desse aterro, daí a necessidade de uma análise mais global que considere L_0 , tempo de aterramento, STV, teor de lignina, entre outros parâmetros correlacionados com o processo de decomposição anaeróbica de RSU em aterros sanitários.

Ainda de acordo com a Tabela 28, observa-se uma grande variação no $L_0(t)$ para RSU com 6 anos de aterramento, variando de 1,67 a 25,15 m³ CH₄/Mg RSU. Oscilações na geração de gás em ensaios de BMP possivelmente estão associadas à dificuldades na homogeneização do material e presença de agentes inibidores a exemplo de alguns metais (Zn, Mn e Fe). Quanto à homogeneização do material, ressalta que visualmente não se detectou nenhuma variação qualitativa nas amostras ensaiadas para as respectivas idades e com relação à presença de metais, uma análise da composição química dos lixiviados torna-se necessária para avaliar possíveis interferências na decomposição dos RSU nos digestores.

5.2.1 Relação do L_0 com alguns parâmetros

Alguns autores costumam analisar a relação do BMP com outros parâmetros do RSU com o objetivo de verificar o comportamento da geração de biogás com o aumento ou diminuição desses parâmetros. Maciel (2009) analisou a relação do BMP com parâmetros químicos e verificou que existe uma tendência de crescimento do potencial de geração de biogás com o teor de STV ($R^2=0,60$), carboidratos ($R^2=0,13$), relação entre a celulose e o teor de lignina (C/L) ($R^2=0,25$) e relação (STV - L)/L ($R^2=0,76$). Analisando a relação entre o BMP com o teor de STV ($R^2=0,38$) e com o teor de celulose ($R^2=0,32$), Kelly *et al.* (2006) concluíram que essas correlações obtidas limitam a utilização do BMP como ferramenta de análise da estabilização dos RSU.

A análise da relação do L_0 com o teor de STV para os RSU do ASMC obtidos nas diversas tradagens é mostrada na Figura 51. Comparando os resultados apresentados nessa figura com os obtidos por Kelly *et al.* (2006) e por Maciel (2009), percebe-se que a correlação entre o L_0 e o STV para os resíduos de Salvador ($R^2=0,89$) é muito maior que as obtidas por esses outros pesquisadores, indicando uma tendência de aumento do L_0 com o aumento do teor de STV. Segundo Kelly *et al.* (2006), a baixa correlação encontrada foi por conta de alguns dos aterros receberem resíduos industriais, comerciais e lodos de águas residuais.

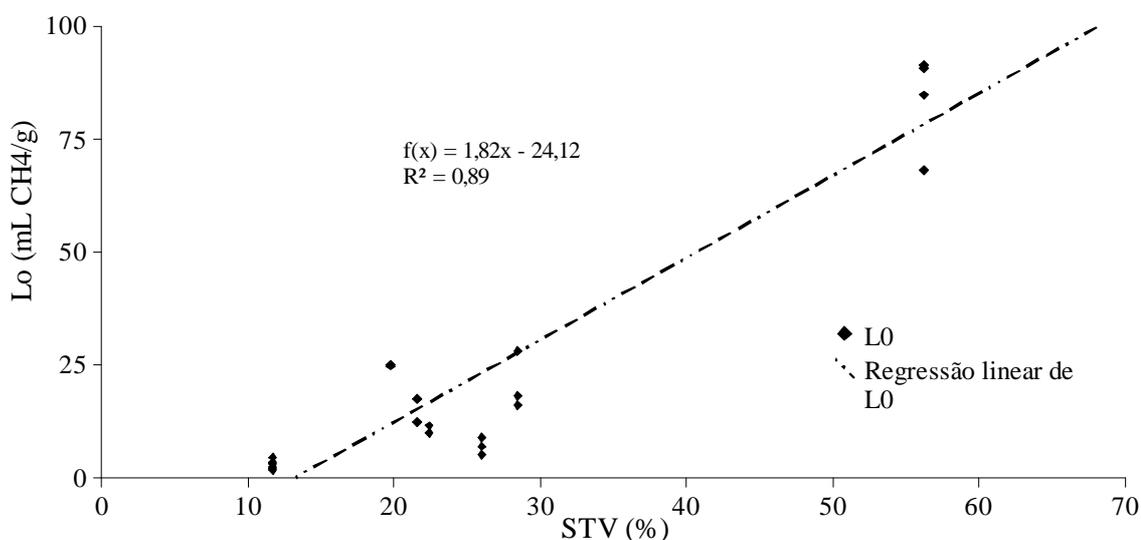


Figura 51 - Relação do L_0 com o teor de Sólidos Totais Voláteis dos RSU

Com vista à análise do L_0 com o conteúdo do STV e o teor de lignina (L), apresenta-se na Figura 52 a variação do L_0 com a relação $(STV - L)/L$. Maciel (2009) citando Rohrs *et al.* (2003) afirma que a relação $(STV - L)/L$ é o indicador mais preciso para avaliar a biodegradabilidade dos resíduos, embora mencione também que esses autores não apresentaram a análise estatística dos dados obtidos.

Embora Maciel (2009) tenha encontrado correlações elevadas ($R^2 = 0,76$) entre L_0 e o quociente $(STV - L)/L$, observa-se da Figura 52 uma fraca correlação ($R^2 = 0,12$) para os RSU da capital baiana, o que limita a análise da estabilização dos resíduos com base nessa relação. Provavelmente isto pode ser decorrente da dificuldade que existe no estudo dos RSU devido à sua heterogeneidade e pela gama de parâmetros que interferem diretamente na geração de biogás em aterros sanitários.

A análise da relação do L_0 com o teor de umidade em BS para os RSU do ASMC é mostrada na Figura 53. Essa correlação ($R^2 = 0,75$) indica tendência de aumento do L_0 com

o aumento do teor de umidade, devido ao fato de que o aumento do teor de umidade é ocasionado pela presença de materiais que absorvem maior quantidade de água (fração pastosa e papel/papelão) e que também possuem maior potencial de geração de biogás. Porém, deve-se atentar que isso não é regra, tendo em vista que Lefevbre *et al.* (2003) *apud* Maciel (2009) verificaram que quanto maior o teor de umidade dos RSU, menor o L_0 da amostra, e constatou que umidades acima de 35-40% apresentam maior velocidade de degradação e por isso possuem $L_0(t)$ menor. Maciel (2009) cita que Reinhart (1995) constatou que a redução dos valores de L_0 para amostras úmidas ($w = 46\%$) e secas ($w = 29\%$) foi de 50% e praticamente zero, nesta ordem, durante o intervalo de tempo de 1 ano.

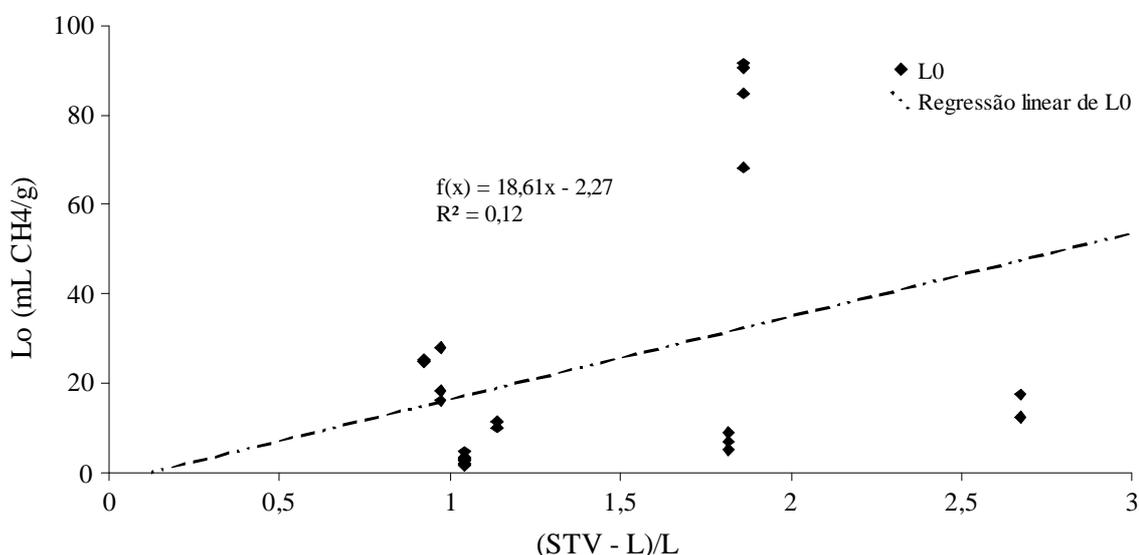


Figura 52 - Variação do L_0 com a relação $(STV - L)/L$

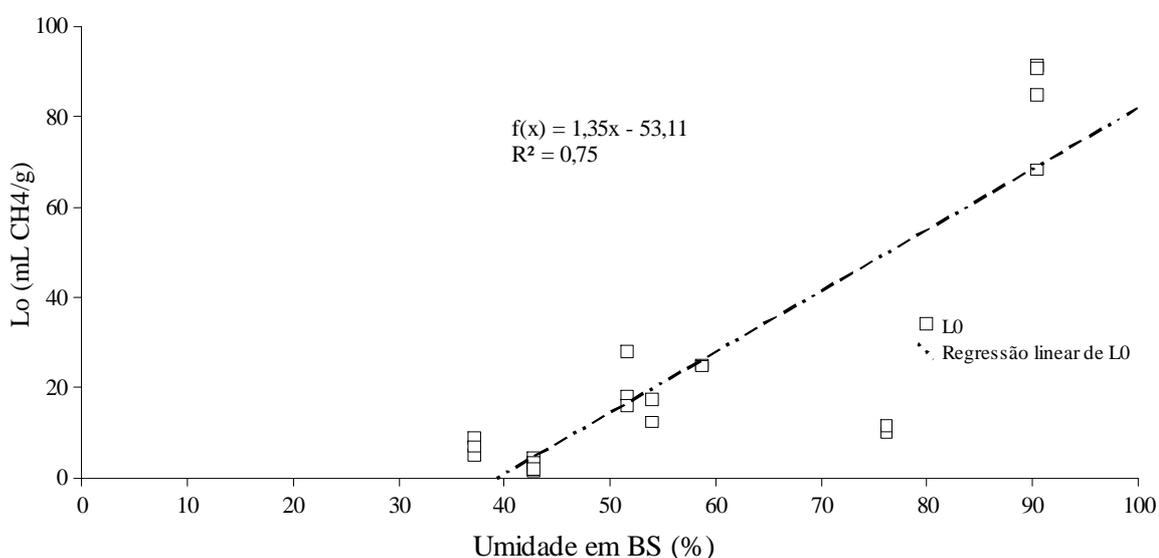


Figura 53 - Relação do L_0 com o teor de umidade dos RSU em BS (%)

5.3 COMPORTAMENTO DO L_0 EM FUNÇÃO DO TEMPO DE ATERRAMENTO DOS RSU

Com base nos resultados da composição gravimétrica para os RN (Tabela 24) e para os RV (Tabela 25), do teor de umidade médio para RN igual a 97,80% (Tabela 21) e nos resultados de STV para RN (Tabela 26) e para RV (Tabela 27), apresenta-se na Tabela 29 os resultados de C_m , BF_w e dos valores de L_0 e $L_0(t)$ calculados para as amostras de RSU do ASMC por meio dos procedimentos propostos por Machado *et al.* (2009) e IPCC (2006). Nessa tabela apresentam-se também os resultados de L_0 e $L_0(t)$ obtidos por meio do ensaio de BMP.

A partir do uso das equações 07 e 08 e dos valores de C_m e BF_w determinados, obteve-se para os RN um valor médio de $L_0 = 63,61 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$. Esse valor sofre variações ao longo do tempo de aterramento dos resíduos e decresce para $L_0(t) = 19,82 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ quando amostras de resíduos com 9 anos de aterramento são consideradas (vide Tabela 29). Fazendo uso do método do IPCC (2006), obtém-se um valor médio de $L_0 = 64,05 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ para amostras de RN e para o resíduo com 9 anos de aterramento, esse valor decresce para $L_0(t) = 20,90 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ (vide Tabela 29).

Empregando-se a equação 14 para ajuste dos valores de L_0 e utilizando-se o método dos mínimos quadrados, obteve-se um valor de desvio padrão de $\sigma_y = 8,83 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ para o procedimento proposto por Machado *et al.* (2009) e de $\sigma_y = 9,14 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ para o procedimento proposto pelo IPCC (2006). Um valor de $k = 0,21 \text{ ano}^{-1}$ foi determinado para os resíduos do ASMC para ambos os procedimentos. Os resultados experimentais dos valores de L_0 para resíduos de diversas idades, bem como o comportamento desse parâmetro ao longo do tempo de aterramento podem ser visualizados nas Figuras 54 e 55.

Tabela 29 - Valores de C_m , BF_w , L_0 e $L_0(t)$ para as amostras de RSU do ASMC com diferentes tempos de aterramento

(continua)

Identificação		C_m ($m^3 CH_4/Mg$ RSU)	BF_w (%)	L_0 ($m^3 CH_4/Mg$ RSU)		
Resíduo	Tempo de aterramento (anos)			Machado <i>et al.</i> (2009)	IPCC (2006)	Ensaio de BMP
RN01/04		478,32	27,30	64,35	64,59	-
RN09/04		479,81	25,19	59,56	59,99	-
RN03/05		474,13	25,49	59,56	60,73	-
RN09/05		485,43	23,52	56,26	56,25	-
RN03/06		476,68	29,97	70,40	71,94	-
RN10/06		490,63	23,33	56,42	54,78	-
RN03/07		480,36	30,40	71,95	72,01	-
RN09/07	0,00	479,28	28,67	67,72	67,58	-
RN03/08		475,40	27,05	63,38	64,75	-
RN10/08		479,79	34,54	81,67	82,94	-
RN03/09		480,31	22,59	53,47	53,89	-
RN09/09		477,12	26,71	62,81	63,09	-
						68,27
						84,84
RN03/10		476,69	25,30	59,44	60,09	91,50
						90,70
T1	1,00	481,96	15,78	37,47	35,88	-
						10,02
T2	2,00	488,85	10,00	24,08	24,33	-
						11,46
C7	3,92	469,90	7,36	17,05	18,78	-
C1	4,00	488,17	12,60	30,31	28,63	-
						8,89
T3	4,23	472,27	12,02	27,99	29,14	5,04
						6,93

Tabela 29 - Valores de C_m , BF_w , L_0 e $L_0(t)$ para as amostras de RSU do ASMC com diferentes tempos de aterramento

Identificação		C_m ($m^3 CH_4/Mg$ RSU)	BF_w (%)	L_0 ($m^3 CH_4/Mg$ RSU)		
Resíduo	Tempo de aterramento (anos)			Machado <i>et al.</i> (2009)	IPCC (2006)	Ensaio de BMP
						18,19
T5	4,32	474,38	11,25	26,30	27,51	16,02
						27,97
C6	4,42	477,61	7,46	17,56	18,82	-
C4	5,00	465,15	9,49	21,76	23,34	-
						25,15
T6	6,15	482,09	14,17	33,67	34,17	24,79
						3,10
						2,51
						4,56
T7	6,26	486,73	7,63	18,30	18,68	1,67
						3,37
						2,00
						17,41
T4	6,32	485,11	4,79	11,45	11,87	12,34
C3	7,84	475,41	9,40	22,02	22,98	-
C2	8,76	493,37	7,03	17,09	16,81	-
C5	9,09	474,67	8,47	19,82	20,90	-

Na Figura 56 são apresentados os resultados experimentais do L_0 obtido por meio dos ensaios de BMP para resíduos de diferentes tempos de aterramento e utilizando-se do ajuste por mínimos quadrados, obteve-se um valor médio de $L_0 = 83,83 m^3 CH_4/Mg-RSU$, desvio padrão $\sigma_y = 9,33 m^3 CH_4/Mg-RSU$ e $k = 0,38 \text{ ano}^{-1}$.

De forma a melhor analisar as incertezas envolvidas nos valores de $L_0(t)$, mostra-se nas Figuras 54, 55 e 56, além do ajuste ótimo, o intervalo de confiança (I.C.) de 70% dos dados experimentais. As curvas superior e inferior nessas figuras, foram obtidas considerando a curva ajustada pelo método proposto $\pm 1,035 \sigma_y$, o que fornece um I.C. de 70% para uma

distribuição normal dos desvios de L_0 do ajuste. O resultado obtido para a amostra com 2 anos de aterramento foi desprezado no ajuste das curvas devido ao fato dessa amostra apresentar $L_0(t)$ muito baixo ($10,74 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg}$ - RSU) e devido às incertezas nos dados fornecidos pela equipe de campo sobre o verdadeiro tempo de aterramento dessa amostra.

A Figura 57 apresenta os valores de L_0 experimentais em função do tempo de aterramento das amostras para os 3 procedimentos empregados, Machado *et al.* (2009), IPCC (2006) e BMP.

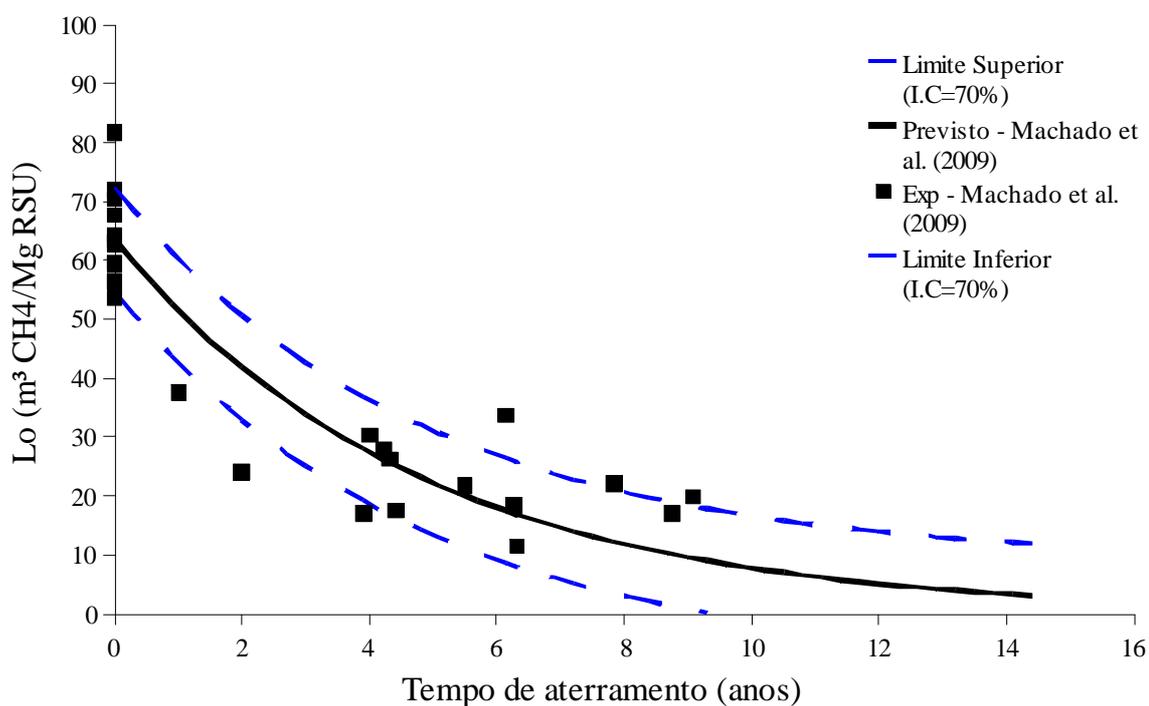


Figura 54 - Valores de L_0 experimentais e ajustados em função da idade das amostras - Machado *et al.* (2009)

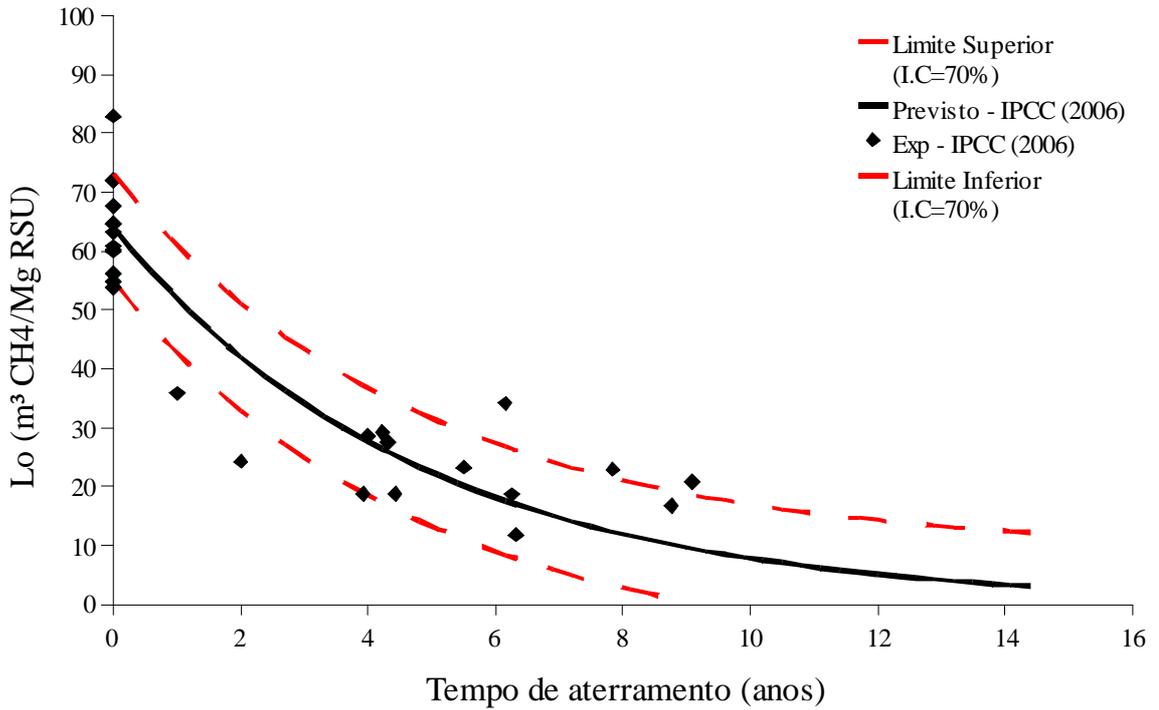


Figura 55 - Valores de L_0 experimentais e ajustados em função da idade das amostras - IPCC (2006)

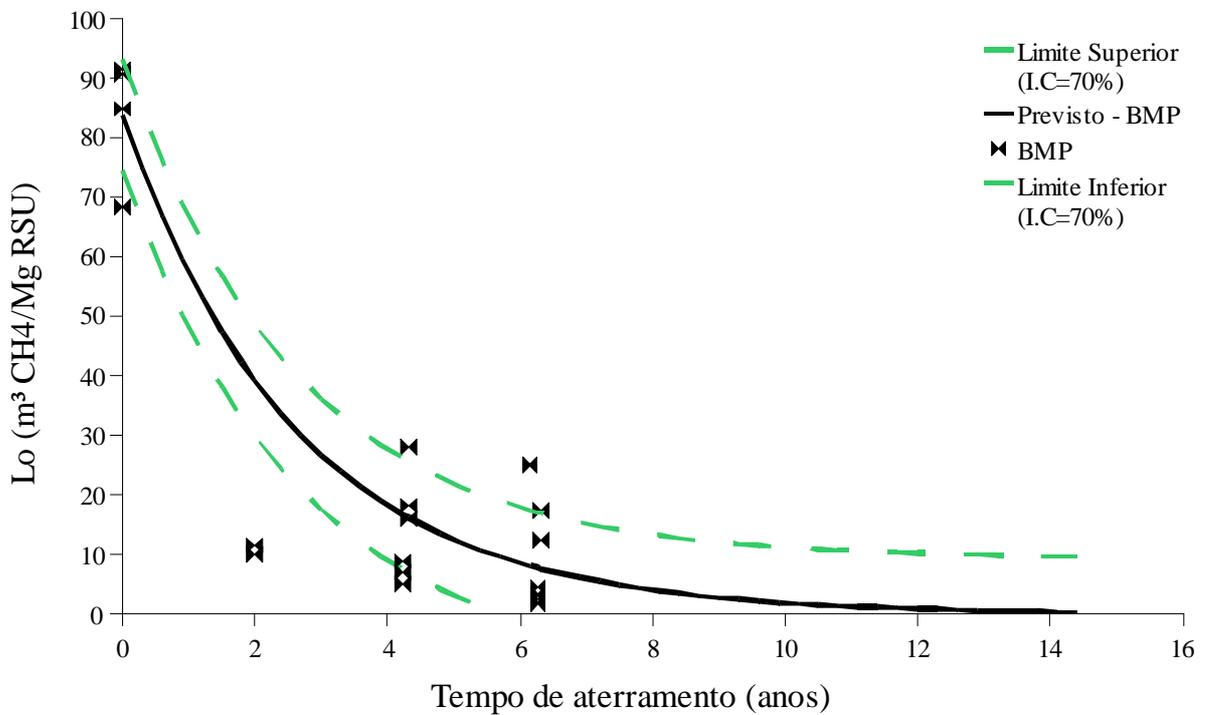


Figura 56 - Valores de L_0 experimentais e ajustados em função do tempo de aterramento das amostras - BMP

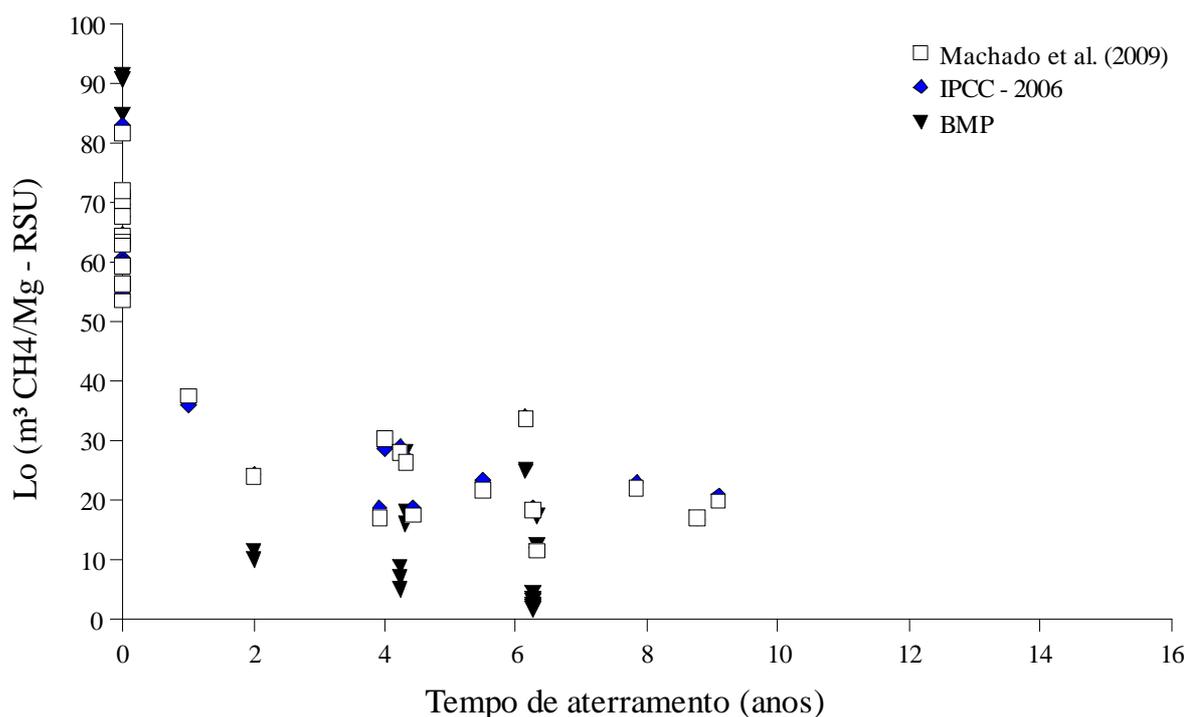


Figura 57 - Valores de L_0 experimentais em função do tempo de aterramento das amostras - Machado *et al.* (2009), IPCC (2006) e BMP

Das Figuras 54, 55 e 56, percebe-se que os resultados obtidos para L_0 , excetuando-se algumas dispersões, apresentaram tendência de redução com o tempo de aterramento dos RSU para os procedimentos utilizados. Vale destacar que os resultados obtidos pelos procedimentos apresentaram valores de L_0 próximos. Os valores de L_0 do RN03/10 obtidos nos ensaios de BMP superou em 15% o valor do L_0 médio obtido pelos outros 2 procedimentos, fato devidamente justificável devido ao ensaio de BMP ser realizado em condições ideais que favorecem o processo de digestão anaeróbia. Em outras palavras, para o caso dos ensaios de BMP conseguem-se valores de BF maiores do que aqueles apresentados na Tabela 13.

De acordo com a Figura 57, os resultados dos ensaios de BMP seguem a mesma tendência de variação dos valores de L_0 calculados a partir dos procedimentos de Machado *et al.* (2009) e IPCC (2006). Outro fato que merece destaque é que a equação 14 parece não se ajustar perfeitamente aos valores de L_0 obtidos. Nos primeiros anos de aterramento (Figura 56) o processo de digestão anaeróbia se mostra mais vigoroso que o previsto pelo modelo de decaimento de primeira ordem. A partir de 4 anos de aterramento, contudo, quando o valor de L_0 previsto pela curva de ajustamento do BMP se encontra na faixa de $20 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ esse processo se torna bem lento e as condições de operação do ASMC normalmente não apresentam-se eficientes para o aproveitamento do $L_0(t)$.

De maneira geral os resultados de L_0 obtidos neste trabalho são menores que os dados apresentados na literatura técnica para países em desenvolvimento e de clima tropical. Esse fato é explicado por Machado *et al.* (2009), que afirmam que os baixos resultados de L_0 são consequência dos altos teores de umidade do resíduo, que contrabalanceiam a ocorrência de altos teores de matéria orgânica.

O valor de k obtido utilizando-se os valores de $L_0(t)$ determinados a partir da composição dos RSU é compatível com as condições ambientais do local de estudo (alta temperatura e teor de umidade) as quais tendem a acelerar o processo de estabilização dos resíduos e esse valor é coerente com as indicações do IPCC (2006), que prescreve para regiões de clima tropical úmido valores de k variando entre 0,15 a 0,20 ano⁻¹.

O valor médio de k nos experimentos de laboratório foi de 24,89 ano⁻¹. Esse valor bem mais elevado que o k de campo (0,2 ano⁻¹) é justificado pelo fato de k ser dependente da escala do problema, de forma que os valores de k obtidos dos ensaios de BMP não podem ser utilizados na previsão dos valores do L_0 em campo. Por isso faz-se necessário ensaiar amostras com diferentes tempos de aterramento para analisar a velocidade de degradação em função do $L_0(t)$. Considerando amostras de diferentes tempos de aterramento, obteve-se um k de 0,38 ano⁻¹ que é 1,7 vezes superior ao k obtido pelos procedimentos propostos por Machado *et al.* (2009) e pelo IPCC (2006), ambos resultados de k não são possíveis de serem obtidos na operação do ASMC devido às condições apresentadas em campo.

5.4 ANÁLISE DA GERAÇÃO DE CH₄ NO ASMC

De posse dos resultados de L_0 e k obtidos pelos procedimentos descritos anteriormente e com o histórico mensal das quantidades de RSU dispostos mensalmente no ASMC, determinou-se a geração horária de CH₄ (Q) estimada para as células de disposição do aterro, para o período de operação da central de captação do biogás, a qual foi comparada com os valores de geração de CH₄ em campo.

A análise da geração de CH₄ para as células do ASMC será mostrada neste tópico, e sempre que possível, tecer-se-á comentários sobre o comportamento das curvas de geração de CH₄ com o histórico de disposição de resíduos e com o processo de operação do aterro. Vale destacar que o tempo de disposição médio foi adotado como sendo a diferença entre a data atual e a data média de operação de cada mês.

A disposição final de RSU nas células 1, 2, 3 e 4, que juntas são denominadas de Macro Célula 1, teve início no mês de outubro de 1997, permanecendo até o mês de abril de 2003, momento em que ocorreu a completa interrupção da disposição de RSU nessas células.

A Célula 5 teve disposição de RSU iniciada em maio de 2003 e a junção dessa célula com a Macro Célula 1 foi realizada no mês de abril de 2004, recebendo resíduos até o mês de maio do mesmo ano. Nos períodos de agosto de 2005 a fevereiro de 2006 e de setembro de 2009 até abril de 2010, a célula 5 voltou a receber resíduos.

A disposição de RSU na Célula 6 foi realizada em 4 etapas (Etapa I, Etapa IIA, Etapa IIB e Etapa IIC). A disposição nessa célula teve início em junho de 2004 e permaneceu até setembro desse mesmo ano. O retorno da disposição ocorreu em fevereiro de 2005 e perdurou até setembro do mesmo ano. A Célula 6 voltou a receber resíduos em fevereiro de 2006 e teve um nova interrupção no mês de setembro de 2009. Em abril de 2010, a Célula 6 passou a receber RSU e até outubro de 2010, continuou operando dessas forma.

O comportamento da geração de CH_4 aferida no ASMC é mostrado nas Figuras 58, 59, 60 e 61, que também mostram a geração de CH_4 prevista para cada uma das células do ASMC com base nos valores de L_0 e k determinados pelo procedimento proposto por Machado *et al.* (2009). As curvas que delimitam os limites superiores e inferiores para um intervalo de confiança (I.C.) de 70% dos resultados são também apresentadas nessas figuras.

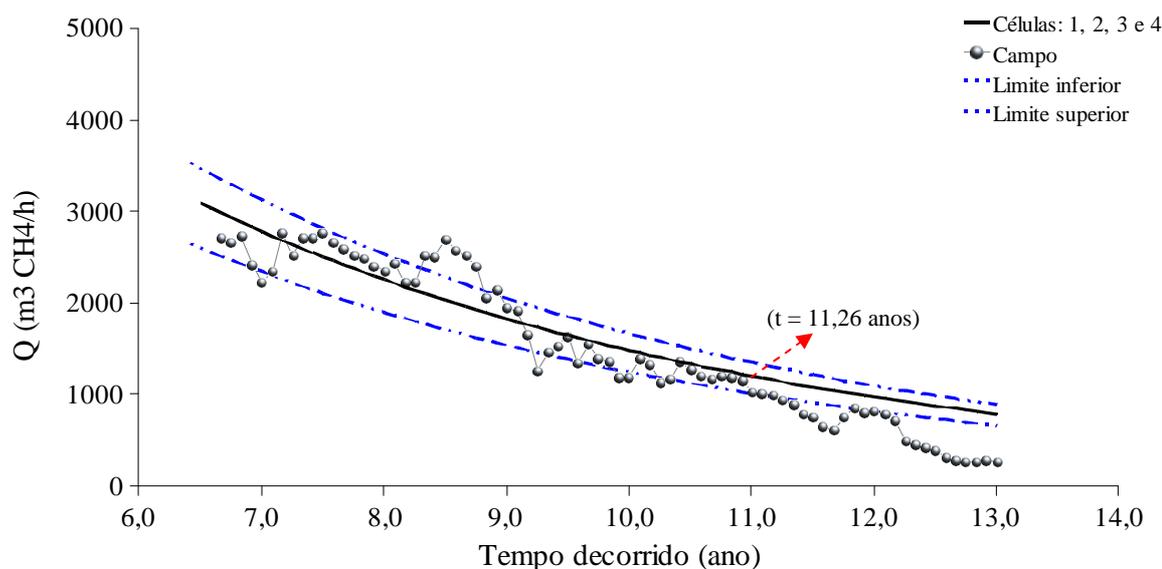


Figura 58 - Curva do comportamento da geração de CH_4 nas Células 1, 2, 3 e 4 do ASMC

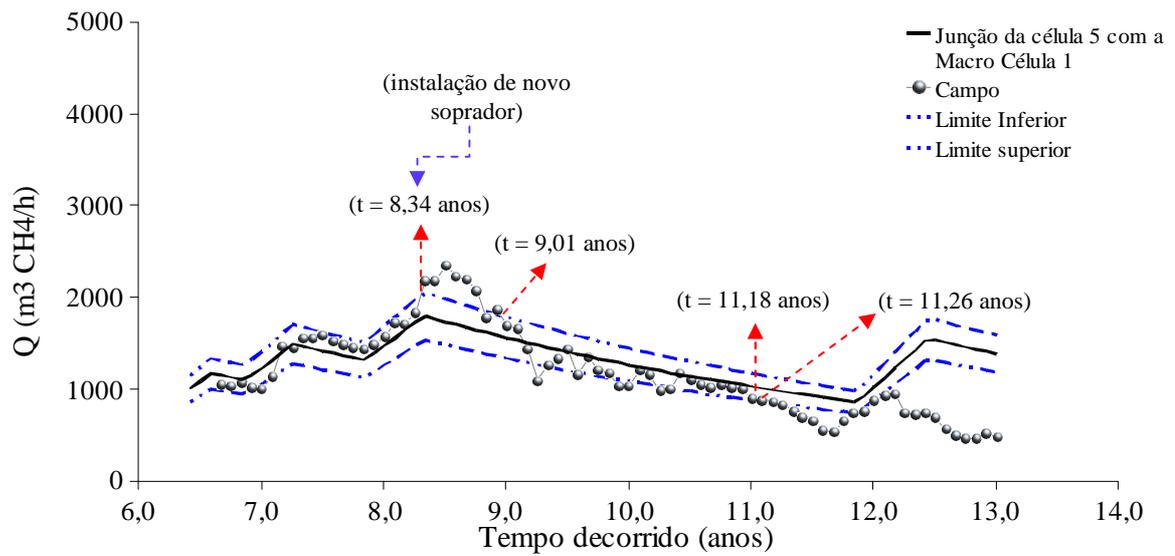


Figura 59 - Curva do comportamento da geração de CH₄ da Célula 5 com a Macro Célula 1 do ASMC

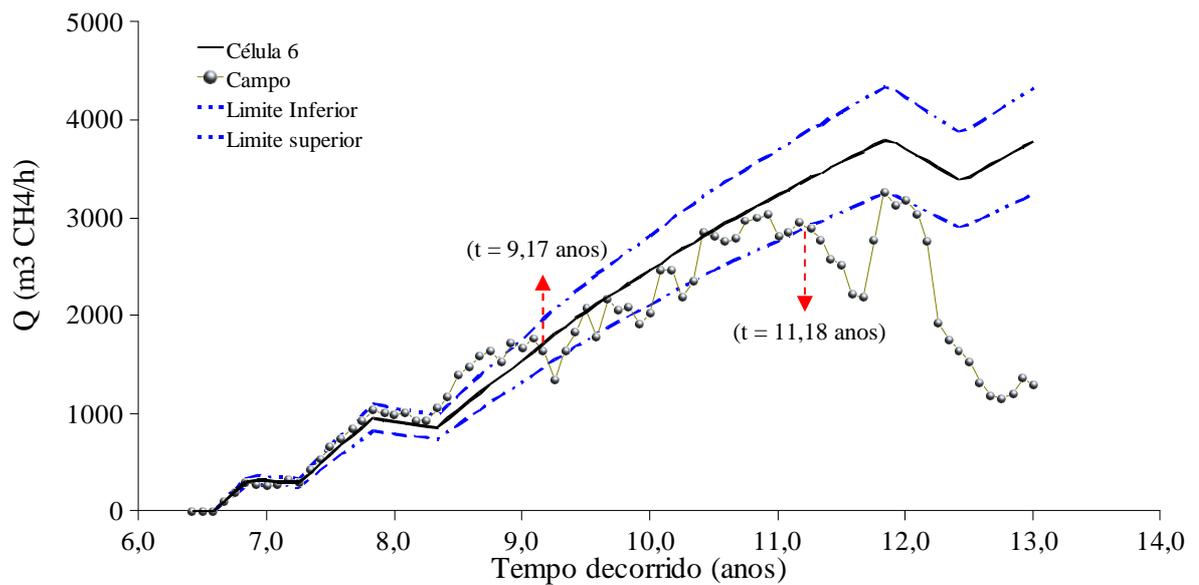


Figura 60 - Curva do comportamento da geração de CH₄ da Célula 6 do ASMC

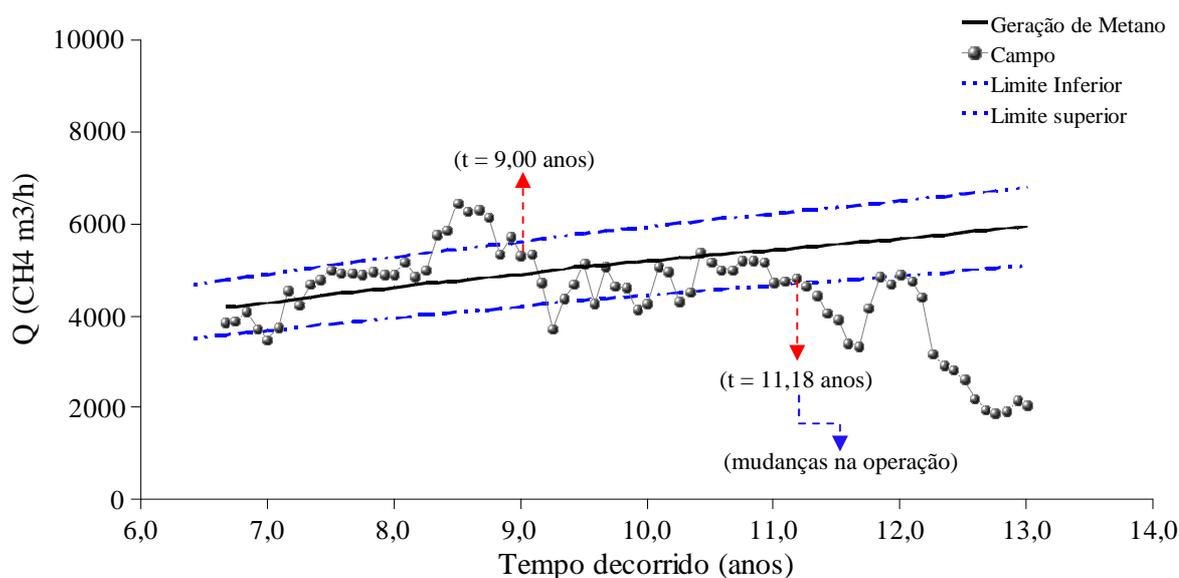


Figura 61 - Curva do comportamento da geração total de CH₄ no ASMC

Ainda que os resultados apresentados na Figura 58 sejam dependentes das condições de operação do aterro (cobertura diária dos resíduos, número de sopradores ou sugadores de gás, por exemplo), observa-se que para o primeiro ano de operação a geração de CH₄ medida na estação de captação do biogás manteve-se inferior a geração estimada, não obstante em sua maioria, permaneceu dentro do I.C. de 70%. A partir de janeiro de 2009 (t = 11,26 anos) a geração de CH₄ medida apresentou-se sempre abaixo do limite inferior do I.C., com exceção apenas do período de agosto a outubro do mesmo ano em que a geração em campo foi ligeiramente superior ao limite inferior estabelecido.

Observa-se da Figura 59, que nos primeiros anos, a geração de CH₄ aferida na estação de captação de biogás manteve-se abaixo da geração prevista, todavia em sua maioria, permaneceu dentro do I.C. Com a instalação de um novo soprador, a geração de CH₄ na central apresentou-se superior à geração prevista a partir de fevereiro de 2006 (t = 8,34 anos) e permaneceu com esse comportamento até outubro de 2006 (9,01 anos), momento em que iniciou um decréscimo que permaneceu dentro do I.C. até dezembro de 2008 (t = 11,18 anos) e a partir de janeiro de 2009 (t = 11,26 anos) a geração de CH₄ na central esteve sempre abaixo dos valores mínimos esperados, excetuando-se os meses de agosto e outubro de 2009 em que essa voltou para o I.C. estipulado.

Os resultados apresentados na Figura 60 indicam que até o tempo de 8,34 anos a geração de CH₄ prevista apresentou oscilações devidas principalmente ao regime de disposição de RSU. De acordo com essa mesma figura, a geração de CH₄ medida em campo a partir do mês de dezembro de 2006 (t = 9,17 anos) apresentou-se sempre abaixo da geração

prevista, porém continuou dentro do I.C. até o mês de dezembro de 2008 ($t = 11,18$ anos) e a partir desse momento a geração de CH_4 em campo apresentou-se sempre abaixo dos valores mínimos esperados para o I.C. considerado.

Observa-se da Figura 61 um decréscimo na geração de CH_4 em campo a partir do tempo de disposição de 9 anos (outubro de 2006). Essa geração que chegou a situar-se acima dos valores máximos do I.C. passou a apresentar resultados em torno dos valores mínimos previstos até o mês de dezembro de 2008 ($t = 11,18$ anos). A partir desse momento, a geração de CH_4 em campo apresentou-se sempre inferior aos valores mínimos do I.C., o que é justificado pelo histórico de operação do aterro que informou complicações técnicas na cobertura diária dos RSU, o que contribuiu para o aumento das emissões fugitivas de biogás para a atmosfera.

Com relação às condições climáticas e à composição dos RSU, pode-se dizer que não houve alterações que justificassem mudanças na geração de CH_4 no ASMC (Figura 61), haja vista que as condições climáticas de Salvador não sofreram alteração que modificasse sua classificação e a composição dos RSU não sofreu alterações significativas (vide Tabela 24).

Ainda referindo-se a Figura 61, a equipe de campo informou que no período que antecedeu a primeira queda de geração de CH_4 (outubro de 2006 a dezembro de 2008) ocorreram mudanças na operação, tais como disposição de RN sobre RSU já aterrados há algum tempo, o que para Machado *et al.* (2009) altera o ambiente de decomposição estabelecido no interior do maciço, em que bactérias metanogênicas já estabelecidas sofrerem com a influência das bactérias acidogênicas.

Observando a Figura 61, no período em que antecedeu a segunda queda de geração de CH_4 (a partir de janeiro de 2009), ocorreu no ASMC à disposição de mais RN sobre RV e principalmente, a não cobertura diária de grandes áreas contendo resíduos, o que aumentou significativamente as emissões fugitivas de CH_4 para a atmosfera que antes correspondiam a 5% (BRITTO, 2006). A não cobertura diária dos RSU aumenta também a duração da fase aeróbia devido à aeração constante do ambiente interno das células, e provoca lixiviação de nutrientes e de microrganismos essenciais à fase metanogênica.

Vale ressaltar que o período correspondente à segunda queda de geração total de CH_4 é também o momento da construção e pré-operação de uma usina termoeletrica, em substituição à unidade de captação do biogás, que pretende captar o biogás do aterro para geração de energia. A equipe de operação realizou nesse período, manobras na sucção do biogás a exemplo da interrupção de alguns e instalação de novos sopradores e regularização de células com a disposição de novos RSU, as quais estão impactando a geração de CH_4 na

medida em que ocorre acréscimo de emissões fugitivas devido ao não cobrimento diário das células e conseqüentemente a queda da captação de CH_4 .

6 CONCLUSÃO

O procedimento empregado para caracterização dos RSU mostrou-se adequado na medida em que permitiu a obtenção de dados para determinação de parâmetros locais da geração de CH_4 dos resíduos do ASMC. Esses parâmetros são importantes para previsão da geração de CH_4 em aterros sanitários brasileiros, que apresentam características diferentes dos aterros sanitários norte-americanos e europeus, os quais fornecem dados que não representam fielmente à realidade brasileira por conta das diferenças de temperatura, pluviometria, composição química e física dos resíduos etc, encontrada entre os países.

Para a composição gravimétrica dos RN, o menor coeficiente de variação em BS encontrado (0,18) foi para a componente fração pastosa e o maior valor obtido (1,13) foi para a componente borracha. As variações encontradas para os RN foram expressivas, porém já esperadas para RSU, pois todos constituinte apresentaram coeficiente de variação superior a 10%. Encontrou-se para a fração pastosa dos RV composição variando, em BS, de 9,87 a 64,56% para resíduos na faixa de 6,15 a 3,92 anos. As variações na composição gravimétrica dos RV ocorreram devido ao processo de bioestabilização no aterro que tende a tornar cada vez mais rara a matéria orgânica facilmente degradável e a incorporação de constituintes de difícil identificação (madeira e papel/papelão) na composição da fração pastosa remanescente.

Os resultados obtidos indicaram que a fração facilmente degradável do resíduo, fração pastosa, representa em média 35,41% em BS dos RN de Salvador e as frações lentamente degradáveis como papel/papelão, têxtil e madeira apresentaram percentuais médios em BS de 17,80, 5,73 e 3,81, respectivamente. O teor de umidade médio em BS para os RN foi de 97,80 e para os RV esse teor variou de 37,18 a 176,10 para amostras com tempo de aterramento de 1 e 4,23 anos. Os resultados do teor de umidade obtidos para esses RSU indicam alta quantidade de água presente nos interstícios dos diversos constituintes desse material. As frações que apresentaram os maiores valores para umidade em BS nos RN foram fração pastosa (143,79%) e papel (134,25%) e nos RV foram madeira (153,13%) e o papel (149,75%). Os altos teores de umidade (maior que 50%) dos RSU do ASMC somados aos percentuais de fração pastosa favorecem o processo de digestão anaeróbia e geração de CH_4 no aterro bem como a consequente estabilização dos resíduos.

Os resultados obtidos para os teores de STV e de lignina são condizentes com resultados publicados na literatura técnica. Os resultados de STV para RN indicam alta quantidade de matéria orgânica (acima de 43%) e o teor de lignina em RN variou de 12,90 a 27,70%. Os resultados de STV para RV (menores que 10%) já apontam para a estabilização

dos RSU no aterro com tempo de aterramento inferior a 7 anos. As oscilações apresentadas nos conteúdos de STV e de lignina para RV são justificadas devido à heterogeneidade dos RSU e devido ao processo de digestão anaeróbia, que também depende das condições de operação em campo.

O método empregado para a realização dos ensaios de BMP mostrou-se simples de ser executado, de baixo custo e com tempo de duração relativamente curto, quando comparado com as condições de decomposição dos resíduos em campo. Esse método proporcionou a determinação da geração máxima de CH₄ por meio de aferições das pressões nos digestores anaeróbios contendo RSU de diferentes tempos de aterramento, possibilitando a realização de comparações com dados publicados.

A falta de uma padronização na execução dos ensaios de BMP não foi fator limitante a execução dos ensaios, haja vista que o procedimento empregado foi construído com base em experiências de diversos autores. Porém, essa falta de padronização somada à falta de normatização na apresentação dos resultados no meio científico dificultou uma melhor comparação e análise dos resultados obtidos, principalmente para os RV que são coletados por métodos diferentes e em locais onde nem sempre é possível a determinação da idade do resíduo.

O potencial de geração de CH₄ dos RN, obtido por meio dos ensaios de BMP, variou de 68,27 a 91,50 m³ CH₄/Mg RSU e encontra-se situado na faixa de valores publicados na literatura nacional. Os resultados obtidos são superiores ao L₀ teórico determinado pelo procedimento de caracterização de RSU (53,89 a 82,94 m³ CH₄/Mg RSU), pois os ensaios de BMP são realizados em condições ótimas de degradação anaeróbia dos resíduos. Utilizando-se dos ensaios de BMP, as amostras de RV com tempo de aterramento de 2 a 6,32 anos apresentaram L₀(t) variando de 17,66 a 26,80 mL CH₄/g MS, embora tenha sido obtido nesse intervalo de idade, valores de L₀(t) = 2,38 mL CH₄/g MS para RV com 6,26 anos e L₀(t) = 42,40 mL CH₄/g MS para RV com 4,32 anos. Esses resultados de L₀(t) estão dentro do intervalo de dados publicados na literatura que é de 6,3 a 229 mL CH₄/g MS para RV com 2 e 7 anos, respectivamente, (Maciel (2009) e Bayard *et al.* (2005)).

Os resultados de L₀ obtidos por meio dos procedimentos de caracterização dos resíduos são inferiores aos resultados comumente apresentados na literatura internacional para países em desenvolvimento e de clima tropical. Esse fato tem relação direta com os altos teores de umidade encontrados para os RSU do ASMC (acima de 50% em BS) que somados a ocorrência de altos teores de matéria orgânica (20% em BS para a fração pastosa dos RN), favorecem a digestão anaeróbia. O valor de k (0,21 ano⁻¹), obtido para os procedimentos

propostos por Machado *et al.* (2009) e pelo IPCC (2006) fazem jus às condições encontradas em campo (altas temperaturas e teor de umidade), as quais tendem a acelerar o processo de digestão anaeróbia dos RSU.

Os resultados obtidos para o valor de k em cada um dos digestores indicam velocidades de decomposição elevadas (10,95 a 47,45 ano⁻¹), as quais só são conseguidas em condições experimentais adequadas (temperatura igual ou superior a 37°C, disponibilidade de nutrientes, ausência de O₂, alta superfície específica e meio de cultura adequado) que favorecem o processo de digestão anaeróbia dos RSU e possibilitam geração máxima de biogás em curto intervalo de tempo. Além disso, o valor de k é nitidamente dependente da escala do problema, não podendo ser utilizado na previsão dos valores de L₀(t) em campo. Como mencionado anteriormente, a realização de ensaios de BMP com amostras de diferentes tempos de aterramento se faz necessário para analisar a velocidade de degradação em função do L₀(t). Analisando o k em amostras com diferentes idades, obteve-se k igual a 0,38 ano⁻¹.

Obteve-se uma boa correlação entre o L₀ e o teor de STV com R² = 0,89, enquanto que a correlação verificada entre o L₀ e a relação (STV - L)/L foi baixa com R² = 0,12. A correlação encontrada para o L₀ e o teor de umidade (R₂ = 0,75) aponta para o aumento do L₀ em função do aumento da umidade, fato devidamente justificável, pois o aumento do teor de umidade dos RSU é consequência da presença de materiais que absorvem maior quantidade de água (fração pastosa e papel papelão) e que possuem alto potencial de geração de biogás. Ressalta-se que essa correlação deve ser observada atentamente, pois Maciel (2009) cita que LEFEVBRE *et al.* (2003) concluíram o contrário a isso, ou seja, verificou que o aumento no teor de umidade causou redução no valor de L₀. Nas condições deste trabalho, a relação entre L₀ e o STV se mostra a mais adequada na análise da bioestabilização dos RSU.

A análise estatística considerando um I.C. de 70% para os resultados de L₀ mostrou que a maioria dos valores obtidos encontra-se dentro desse intervalo, excetuando-se apenas alguns poucos dados dos diferentes procedimentos realizados. Quando a esse mesmo intervalo é aplicado a geração de CH₄ no ASMC, percebeu-se que os dados de campo obedecem quase que totalmente ao comportamento da curva de geração prevista pelo procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), porém a partir do mês de janeiro de 2009 devido às mudanças realizadas na operação em campo, a geração de CH₄ passou a ficar abaixo do limite inferior do I.C. A geração de CH₄ atual do ASMC corresponde a 35% do valor esperado a partir dos dados de laboratório.

As mudanças ocorridas na operação interferiram na geração de CH_4 e nas emissões fugitivas de gases para a atmosfera. As emissões fugitivas concentravam-se na faixa de 5% durante os primeiros anos de operação (Britto, 2006) e a partir de 2009 certamente aumentaram devido às manobras realizadas no ASMC (aumento das áreas descobertas e demora na cobertura dos RN). Além disso, a disposição de RN sobre RV altera o ambiente interno, possivelmente prejudicando a fase metanogênica que já estava estabelecida, e perfurações para instalação de novos sopradores etc. Uma maneira de aumentar a captação de CH_4 é diminuir a quantidade de áreas descobertas no ASMC e reduzir o tempo esperado para instalação de sopradores (2 anos), pois embora com uma composição em torno de 10% do biogás, a geração de CH_4 é iniciada nos primeiros 15 dias da disposição dos RSU.

Por fim, destaca-se que por apresentar dados da realidade nacional, este trabalho pode auxiliar no desenvolvimento de projetos que visem os aterros sanitários como biodigestores de resíduos, os quais tenham resíduos e água como produtos de entrada e biogás, lixiviado e matéria orgânica estabilizada como produtos de saída.

7 SUGESTÕES PARA NOVAS PESQUISAS

Realizar ensaios de caracterização e ensaios de BMP com RSU com tempos de aterramento de 1, 3, 5, 7, 9 e 10 anos com os resíduos do ASMC com vista à obtenção de uma sequência de dados para melhorar a curva de previsão da geração de CH₄ com o tempo de aterramento dos RSU.

Realizar ensaios de caracterização química dos RSU (determinação do teor de celulose, hemicelulose, lipídeos, carboidratos, proteínas e lignina) para avaliar a correlação do L₀ com essas variáveis como parâmetro de biodegradabilidade dos RSU.

Analisar física e quimicamente o lixiviado utilizado no ensaio de BMP para verificar a presença de possíveis agentes inibidores da geração de CH₄.

Realizar ensaios de BMP variando as propriedades dos RSU, tais como umidade, composição gravimétrica, tamanho das partículas etc, para avaliar a influência isolada de cada um desses parâmetros.

Aprimorar o método de ensaio de BMP com vista a determinar a composição do biogás paralelamente à aferição da pressão ao longo do ensaio.

REFERÊNCIAS

ALVES, I. F. S.. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2008.

ANGELIDAKI, I., SANDERS, W.. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, Netherlands, v.3, n.2, p.117-129, 2004.

ANGELIDAKI, I., ALVES, M., BOLZONELLA, D., BORZACCONI, L., CAMPOS, J. L., GUWY, A. J., KALYUZHNYI, S., JENICEK, P., VAN LIER, J. B.. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science and Technology**, v.59, n.5, p.927-934, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2009, 208 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**: NBR 8419. Rio de Janeiro, 1984, 7 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos**: NBR 8849. Rio de Janeiro, 1985, 9 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação**: NBR 13896. Rio de Janeiro, 1997, 12 p.

ATTAL, A., AKUNNA, J., CAMACHO, P., SALMON, P., PARIS, I.. Anaerobic degradation of municipal wastes in landfill. In: 6^o International Symposium of Anaerobic Digestion, 1991, São Paulo, Brazil, 1991, p.229-238.

AUGENSTEIN, D., PACEY, J.. Modelling landfill methane generation. In: Proceedings Sardinia, The Third International Landfill Symposium, 1991, Itália. **Anais...** Cagliari: CISA, 1991, p. 115-148.

BARLAZ, M. A., HAM, R. K., SCHAEFER, D. M.. Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.19, n.6, p.557-584, 1990.

BARLAZ, M.A., ELEAZER, W.E., ODLE, W.S., QIAN, X., WANG, Y-S.. Biodegradative analysis of municipal solid waste in laboratory-scale landfills. **EPA-600/SR-97/071, U.S. Env. Protection Agency**, 1997.

BAYARD, R., GACHET, C., ACHOUR, F., DE BRAUER, C., GOURDON, R.. Organic matter stabilization of sorted MSW under leachate recirculation. In: Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, 2005, Cagliari, Italy. **Anais...** Cagliari: CISA, 2005.

BEHERA, S. K., PARK, J. M., KIM, K. H., PARK, Hung-Suck.. Methane production from food waste leachate in laboratory-scale simulated landfill. **Waste Management**, v. 30, p.1502-1508, 2010.

BIDONE, F. R. A., POVINELLI, J.. Conceitos básicos de resíduos sólidos. 1. ed. São Carlos: EESC, 1999.

BIDONE, F. R. A., SOARES, S. R.. Experiências em Eliminação de Resíduos Sólidos. In: BIDONE, F. R. A., SOARES, S. R.. **Resíduos Sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2001, cap.4, p.134-205.

BOGNER, J., SPOKAS, K.. Landfill CH₄: rates, fates, and role in global carbon cycle. **Chemosphere**, v.26, n.1-4, p.369-386, 1993.

BONORI, B., PASQUALI, G., BERGONZONI, M.. Landfill gas production valued with a mathematical method. In: Proceedings Sardinia, Eighth International Waste Management and Landfills Symposium, 2001, Cagliari, Italy. **Anais...** Cagliari: CISA, 2001, p. 443-450.

BOSCOV, M. E. G. Geomecânica dos resíduos sólidos urbanos. In: _____. **Geotecnia Ambiental**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. cap. 2, p.31-62.

BRASIL. Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 3 ago. 2010.

BRITTO, M. L. C. P. S.. **Taxa de emissão de biogás e parâmetros de biodegradação de resíduos sólidos urbanos no Aterro Metropolitano Centro**. 2006. 185 p. Dissertação (Mestrado profissional em gerenciamento e tecnologias ambientais no processo produtivo) - Departamento de Engenharia Ambiental - DEA, UFBA, Salvador, 2006.

CARVALHO, M. F., MACHADO, S. L., NASCIMENTO, J. C. F., CALDAS, Á. S.. Procedimento simplificado para obtenção de parâmetros de geração de metano em regiões tropicais. In: XIV COBRAMSEG - Congresso Brasileiro de Mecânica dos solos e Engenharia Geotécnica, 2008, Búzios, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: COBRAMSEG, 2008.

CATAPRETA, C. A. A.. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação**. 2008. 316 f. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2008.

CHEN, H., ECKE, H., KYLEFORK, K., BERGMAN, A., LAGERKVIST, A.. Biochemical Methane Potential assays of solid waste samples. In: Proceedings Sardinia, Fifth International Symposium Waste Management and Landfill Symposium, 1995, Cagliari, Italy. **Anais...** Cagliari: CISA, 1995, p.615-627.

CHO, J. K., PARK, S. C., CHANG, H. N.. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. **Bioresource Technology**, v.52, p.245-253, 1995.

CHRISTENSEN, T. H., KJELDSSEN, P., LINFHART, B.. **Landfilling of waste: biogás**. London: E & FN Spon, 1992.

DAVIDSSON, A., GRUVBERGER, C., CHRISTENSEN, T. H., HANSEN, T. L., JANSEN, J. C.. Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**, v.27, p.406-414, 2007.

DE ARAUJO MORAIS, J.. **Influence des pré-traitements mécaniques et biologiques des Ordures Ménagères Résiduelles (OMR) sur leur comportement bio-physico-chimique em Installation de Stockage de Déchets (ISD)**. 2006. 219 f. Tese (Doutorado) - L' Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Ecole Doctorale de Chimie de Lyon, Lyon, 2006.

DEIPSER A., STEGMANN, R.. The origin and fate of volatile trace components in municipal solid waste landfills. **Waste Management e Research**, v.12, p.129-139, 1994.

DEIVANAI, K., BAI, R. K.. Batch biomethanation of banana trash and coir pith. **Bioresource Technology**, v.52, p.93-94, 1995.

DERNBACH, H.. Korrosionsprobleme beim Betrieb der Blockheizkraftwerke auf der Deponie Braunschweig, Dokumentation einer Fachtagung (Corrosion problems during the operation of unit heating Power stations at the landfill of Braunschweig, proceedings of na expert conference). Hamburg, Germany, BMFT-Berichte, 1984.

FARQUHAR, G. J.. **Leachate: production and characterization**. Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Waterloo, Canadá, 1988. Disponível em: <<http://www.cepis.org.pe/muwww/fulltext/repind49/lesson10/leachate.html>>. Acesso em 12 ago. 2010.

FERRARI, A. A. P.. **Viabilidade da utilização de silte compactado como material de impermeabilidade em aterros de resíduos**. 2005. 118 f. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia de Estruturas e Fundações, USP, São Paulo, 2005.

FLORES, J. P. N., LIMA, J. D., NÓBREGA, C. C.. Caracterização dos resíduos sólidos domiciliares gerados em uma capital do Nordeste do Brasil: o caso de João Pessoa. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), 26, 1998, Lima. **Anais...** Lima: Asociación de Ingeniería Sanitaria y Ambiental: AIDIS, 1998, p.1-12.

GANDOLA, M., ACAIA, C., FISCHER, C.. Formazione, captazione e sfruttamento di biogás in discariche. In: Seminario di Aggiornamento, Collana Ambiente, Milano, Itália. 1997. Vol. 18.

GERVASONI, S. **Discariche controllate**. Milano: Biblioteca Técnica Hoepli, 1991, 223 f.

GUEDES, V. P.. **Estudo do fluxo de gases através do solo de cobertura de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2007. 117 f. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) - Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia - COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro, 2007.

GUJER, W., ZHENDER, A. J.. Conversion processes in anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v.15, p.127-167, 1983.

GUNASEELAN, V. N.. Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. **Biomass and Bioenergy**, v. 26, p.389-399, 2004.

HANSEN T.L., SCHMIDT J.E., ANGELIDAKI I., MARCA E., JANSEN J.C., MOSBAEK H., CHRISTENSEN, T. H.. Method for determination of methane potentials of solid organic waste. **Waste Management**, v. 24, p.393-400, 2004.

HARRIES, C.R., CROSS, C.J., SMITH, R.. Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples. In: Proceedings Sardinia, Eight International Waste Management and Landfill Symposium, 2001, Cagliari, Italy. **Anais...** Cagliari: CISA, 2001, p.579-588.

HATFIELD, R. D., JUNG, H. J. G., RALPH, J., BUXTON, D. R., WEIMER, P. J.. A comparison of the insoluble residues produced by the Klason lignin and acid detergent lignin procedures. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v.65, p.51-58, 1994.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Intergovernmental Panel on Climate Change. Japan: IGES, 2006.**

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado.** São Paulo, 1995.

KELLY, R. J., SHEARER, B. D., KIM, J., GOLDSMITH, C. D., HATER, G. R., NOVAK, J. T.. Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. **Waste Management**, v.26, p.1349-1356, 2006.

KNOCHENMUS, G., WOJNAROWICZ, M., VAN IMPE.. Stability of Municipal Solid Wastes. In: Proceedings of the Third International Congress on Environmental Geotechnics, 1998, Lisboa, Portugal. **Anais...** Lisboa, 1998, p.977-1000.

KOCH, R.. Umweltchemik (Chemicals hazardous to the environment). VCH Verlagsgesellschaft, Germany, 1989.

LANDVA, A. O., CLARK, J. I.. Geotechnics of Waste Fill. In: _____. **Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice.** 1. ed. Philadelphia: American Society for Testing and Materials, 1990. p.86-103.

LANGE, L. C., AMARAL, M. C. S.. Geração e Características do Lixiviado . In: GOMES, L.P. (org) PROSAB - Resíduos Sólidos: **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras.** Rio de Janeiro: PROSAB, 2009. 360 p.

LEE, D. H., BEHERA, S. K., KIM, J. W., PARK, Hung-Suck.. Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: A lab-scale study. **Waste Management**, v.29, p.876-882, 2009.

LEFEVBRE, X., BUDA, A., GALTIER, L., BARINA, G., PUGLIERIN, L.. Assessment of the evolution of waste biodegradability with time and operation conditions. In: Proceedings Sardinia, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, 2003, Cagliari, Italy. **Anais...** Cagliari: CISA, 2003.

LIMA, L. M. Q., NUNES, C. R.. **Aterro Sanitário Celular**. 1994.

LOBO, A. G. de C.. **Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para La evaluación de La contaminación producida em vertederos de resíduos sólidos urbanos**. 2003. 335 f. Tesis (Doctoral) - Departamento de Ciencias y Técnicas del Água y del Medio Ambiente, Universidad de Cantabria, Santander, 2003.

MACHADO, S. L., CARVALHO, M. de F., GOURC, J. P., VILAR, O. M., NASCIMENTO, J. C. F.. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. **Waste Management**, v.29, p.153-161, 2009.

MACHADO, S. L., CARVALHO, M. de F., NASCIMENTO, J. C. F., CALDAS, A. S.. **Aterro Sanitário Metropolitano Centro**. Caracterização de Resíduos Aterrados visando à Estimativa do Potencial de Geração de Gás. Relatório Interno, 48 f. 2008.

MACHADO, S. L., CARVALHO, M. de F., NASCIMENTO, J. C. F., CALDAS, A. S.. Estudo da Geração de Metano produzido no Aterro Sanitário Metropolitano Centro. Relatório Interno, 28 f, 2010.

MACIEL, F. J.. **Estudo da geração, percolação e emissões de gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/Pe**. 2003. 173 f. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2003.

MACIEL, F. J.. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos**. 2009. 333 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2009.

MANDAL, T., MANDAL, N. K.. Comparative Study of Biogás production from different waste materials. **Energy Conversion and Management**, v.38, n.7, p.679-683, 1997.

MARQUES, W. J., PASQUALETTO, A.. **Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos da cidade de Bela Vista-Go**. 2005. 18 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Departamento de Engenharia, Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2005.

MATEUS, M. S. C.. **Proposta de Modelo para avaliação do Balanço Hídrico de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro de Salvador-Ba**. 2008. 312 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia - COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro, 2008.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. 2003. 160 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2003.

MONTEIRO, V. E. D.. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências - CTG, UFPE, Recife, 2003.

MOUNTON, C., BECKELYNK, J., ALBAGNAC, G., DUBOURGUIER, H. C.. Production et recuperation de biogaz produit par lês ordures menageres enfouies em decharge. **T. S. M. L'Eau**, v.80, n.9, p.391-404, 1985.

NASCIMENTO, J. C. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. 2007. 160 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Escola de Engenharia de São Carlos - EESC, USP, São Carlos, 2007.

NEVES, L., RIBEIRO, R., OLIVEIRA, R., ALVES, M. M.. Enhancement of methane production from barley waste. **Biomass and Bioenergy**, v. 30, p.599-603, 2006.

NEVES, L., GONÇALO, E., OLIVEIRA, R., ALVES, M. M.. Influence of composition on the biomethanation potential of restaurant waste at mesophilic temperatures. **Waste Management**, v. 28, p.965-972, 2008.

OLIVEIRA, S., PASQUAL, A.. Monitoramento do lixiviado de aterro sanitário. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental (AIDIS), 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Associação de Engenharia Sanitária e Ambiental: AIDIS, 2000.

OLIVIER, F., GOURC, J. P., ACHOUR, F., MORAIS, J., BAYARD, R.. Evolution of Bio-Physical and Mechanical Characteristics of MSW after 2 years incubation in a laboratory-scale bioreactor. In: Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, 2005, Cagliari, Italy. **Anais...** Cagliari: CISA, 2005.

OWEN, M. F., STUCKEY, D. C., HEALY, J. B., YOUNG, L. Y., MCCARTHY, P. L.. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. **Water Research**, v.13, p.485-492, 1979.

OWENS, J. M., CHYNOWETH, D. P.. Biochemical Methane Potential of MSW components. **Water Science and Technology**, v.27, p.1-14, 1993.

PALMISANO, A. C., BARLAZ, M. A.. **Microbiology of Solid Waste**. New York: 1996.

POHLAND, J. G., HARPER, S. R.. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. Atlanta, Georgia Institute of Technology, School of Civil Engineering, 1985, 165 p.

POHLAND, F.G., GOULD, J.P.. **Fate of heavy metal during landfill stabilization of solid waste material with leachate recycle**. Draft final report: USA, 1986.

QIAN, X., KOERNER, R.M.. **Geotechnical Aspect of Landfill Design and Construction**, New Jersey, Prentice Hall. 2002.

RAPOSO, F., BANKS, C. J., SIEGERT, I., HEAVEN, S., BORJA, R.. Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. **Process Biochemistry**, v. 41, p.1444-1450, 2006.

REAL, J. L. G.. **Riscos Ambientais em Aterros de Resíduos Sólidos com Ênfase na Emissão de Gases**. 2005. 173 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Coordenação dos Programas de Pós-Graduação de Engenharia - COPPE , UFRJ, Rio de Janeiro, 2005.

REINHART, D. Why wet landfills with leachate recirculation are effective, In: **Geotechnical Especial Publication n° 53**, ASCE, eds. Jeffrey Dunn e Udai Singh, pp 93-99. 1995.

RIO DE JANEIRO. Prefeitura Municipal. Companhia Municipal de Limpeza Pública (COMLURB). **Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares do município do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2005.

ROCCA, A. C.C. et al. **Resíduos sólidos industriais**. 2.ed. São Paulo: CETESB, 1993. 234p.

ROHRS, L. H., FOURIE, A. B., MORRIS, J. F. W.. Gas Potential and the state of decay of MSW. In: **Proceedings Sardinia. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium**, 2003, Cagliari, Italy. **Anais...** Cagliari: CISA, 2003.

SEGATO, L. M., SILVA, C. L.. Caracterização do chorume do Aterro Sanitário de Bauru. In: **Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental (AIDIS)**, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Associação de Engenharia Sanitária e Ambiental: AIDIS, 2000.

SIMÕES, G. F., CATAPRETA, C. A. A., GALVÃO, T. C. de BRITO, 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: V REGEO - Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 2003, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. **Anais...** Rio Grande do Sul: REGEO, 2003.

SOLVÍ. Bahia Transferência e Tratamento de Resíduos S.A - BATTRE. **Resíduos**. São Paulo, 2010. Disponível em < <http://www.solvi.com/battre/>>. Acesso em: 11 out. 2010.

SOUTO, G. D. B., POVINELLI, J.. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2007, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental: ABES: 2007.

SOUZA, A. F., D'OLIVEIRA, P. S.. Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos no município de Presidente Castelo Branco - Pr. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v.2, n.2, p.93-100, maio./ago., 2009.

SOWERS, G. F. Settlement os waste disporsal fills. In: International Conference on Soil Mechanics and Fundation Engineering, 8, 1973, Moscow. **Anais...** Moscow, v.22, p.207-210, 1973.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. (1993). **Integrated solid waste management: Engineering Principles and Management Issues**. New York: McGraw-Hill, 1993.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **A Guide for Methane Mitigation Projects**. U. S., 1996.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Landfill Air Emissions Estimation Model (Version 2.01)**. U. S., 1998.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills**. U. S., 2005.

VAN ELK, A. G. H. P.. Redução de emissões na disposição final. In: _____. **Mecanismo de Desenvolvimento Limpo aplicado a resíduos sólidos**. 1. ed. Rio de Janeiro: IBAM, 2007.

VAZOLLER, R. R., GOMES, L. P., ZANTA, V. M. B., VILLAS-BOÂS, D. M. F., BADRA, R. J., POVINELLI, J.. Biodegradability potential of two experimental landfills in Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 32, p.87-92, may. 2001.

VIGNERON, V., MAZEAS, L., BARINA, G., AUDIC, J. M., VASEL, J. L., BERNET, N., BOUCHEZ, T.. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a mass balance analysis. In: Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, 2005, Cagliari, Italy. **Anais...** Cagliari: CISA, 2005.

WANG, Y. S., BYRD, C. S., BARLAZ, M. A.. Anaerobic biodegradability of cellulose and hemicellulose in excavated samples using a biochemical methane potential assay. **Journal of Industrial Microbiology**, v.13, p.147-153, 1994.

WANG, Y. S., ODLE, W. S., ELEAZER, W. E., BARLAZ, M. A.. Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition. **Waste Management and Research**, v.15, p.149-167, 1997.

ZEHNDER, A. J. B., INGVORSEN, K., MARTI, T.. Microbiology of methane bacteria. In: Anaerobic digestion: second international symposium. **Elsevier biomedical Press**, p.45-66, 1982.

ZINDER, S. H.. Microbiology of anaerobic conversion of organic wastes to methane: recent developments. **American Society for Microbiology**, v.50, p.294-298, 1984.