



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

**ESTUDO NUMÉRICO E EXPERIMENTAL DA GERAÇÃO DE BIOGÁS
A PARTIR DA BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS**

Alessandra Lee Barbosa Firmo

alessandra.lee@gmail.com

RECIFE, JULHO DE 2013

ALESSANDRA LEE BARBOSA FIRMO

**ESTUDO NUMÉRICO E EXPERIMENTAL DA GERAÇÃO DE BIOGÁS
A PARTIR DA BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Doutor em Ciências em Engenharia Civil.

ORIENTADOR: Prof. Leonardo José do Nascimento Guimarães

CO-ORIENTADOR: Prof. José Fernando Thomé Jucá

Recife, PE - Brasil
Julho de 2013

Catálogo na fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

- F525e Firmo, Alessandra Lee Barbosa.
Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos / Alessandra Lee Barbosa Firmo. - Recife: O Autor, 2013.
vii, 268 folhas, il., gráfs., tabs.
- Orientador: Prof. Dr. Leonardo José do Nascimento Guimarães.
Co-Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2013.
Inclui Referências.
1. Engenharia Civil. 2. Potencial de geração de biogás. 3. Ensaio BMP. 4. Reatores piloto para estudos de biodegradação. 5. Velocidade de degradação dos resíduos. 6. Modelagem da geração de biogás. I. Guimarães, Leonardo José do Nascimento. (Orientador). II. Jucá, José Fernando Thomé. III. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2013-208



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Tese de Doutorado

**ESTUDO NUMÉRICO E EXPERIMENTAL DA GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA
BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

defendida por

Alessandra Lee Barbosa Firmo

Considera a candidata APROVADA

Recife, 2 de julho de 2013

Orientadores:

Prof. Dr. Leonardo José do Nascimento Guimarães – UFPE

Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá – UFPE

Examinadores:

Prof. Dr. Leonardo José do Nascimento Guimarães – UFPE

Prof. Dr. Gustavo Ferreira Simões – UFMG

Prof^a. Dr^a. Sônia Seger Pereira Mercedes – USP

Prof^a. Dr^a. Maria Odete Holanda Mariano – UFPE

Prof. Dr. Igor Fernandes Gomes - UFPE

Aos meus pais, Severino e Cátia,
e meus irmãos, Anderson, Adriana e Alan.

AGRADECIMENTOS

Ao meu grande Deus por ter me abençoado e me inspirado nesta jornada de minha vida, sempre me iluminando, me dando força e motivação.

Aos meus pais, Severino Firmo e Cátia Verônica, e meus irmãos, Adriana, Alan e Anderson que sempre estiveram ao meu lado em todos os momentos de minha vida, e têm me ensinado os princípios de família, amor e respeito. Meus eternos agradecimentos.

Ao meu orientador, Leonardo Guimarães, pela oportunidade, orientação, aprendizado, confiança, amizade, apoio e valiosas contribuições durante o desenvolvimento deste trabalho além de todo o conhecimento e experiências com o Laboratório de Métodos Computacionais em Geomecânica (LMCG/UFPE).

Ao CNPq pela aprovação do projeto intitulado “*Monitoramento do processo de biodegradação de RSU em escala piloto e construção de um modelo de previsão de geração de gás e lixiviado com validação de modelos numéricos*” submetido ao edital N° 27/2008 (para bolsa de doutorado) e N° 06/2008 (financiamento de projetos de pesquisa - Jovens Pesquisadores) em nome do Prof. Leonardo Guimarães. Com estes projetos foi possível viabilizar o desenvolvimento experimental e numérico utilizado neste trabalho, além de formar recursos humanos nesta área de pesquisa.

Ao meu co-orientador José Fernando Tomé Jucá, pela oportunidade, motivação, aprendizado e apresentação ao “mundo dos resíduos”, além de todo o conhecimento e experiências nos vários projetos desenvolvidos com o Grupo de Resíduos Sólidos (GRS/UFPE)

Aos professores/colaboradores da Pós-graduação em Engenharia Civil, em especial aos Prof. Igor Gomes, Prof. Maria Odete e Prof. Angeles Peres, pela paciência, apoio, contribuições e discussões durante o desenvolvimento e aprimoramento deste trabalho, além das sugestões apresentadas durante o exame de qualificação.

Ao IFPE e equipe de professores do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental - Campus Recife e do curso de Química - Campus Ipojuca pelos incentivos dados no meu desenvolvimento profissional.

A todos os amigos e colegas do LMCG e GRS pelas contribuições científicas, emocionais e pelos momentos de descontração, em especial à Suianne, Priscila Macêdo e Laís Lopes (por todo o suporte, auxílio no monitoramento dos experimentos, realização de análises físico-químicas e compilação dos dados); Tiago Barbosa e André Eufrázio (pelo apoio na construção da malha de elementos finitos e apoio na simulação); Edil Lins, Leandro, Guilherme Alves, Deodorio Junior, Antônio Roberto, Sávio, Jerson, Henryck, Gilson, Katia e Talita (por todo o apoio dado na coleta, caracterização dos resíduos, realização dos ensaios envolvidos nesta pesquisa e outros de grande importância para que eu conseguisse finalizar este trabalho).

Às amigas Cecília Lins, Analice Amorim, Ericka Patrícia e Luciana Melo pela cordialidade e amizade sincera, troca de experiências, discussões, sugestões, apoio e pelas valiosas contribuições ao longo deste e de outros trabalhos. Meus sinceros muito obrigada.

À equipe do Laboratório de Solos e Instrumentação do Departamento de Engenharia Civil, em especial ao Eng. Antonio Brito, pela amizade, gentileza e por todo o apoio na fase experimental deste trabalho e companheirismo no laboratório.

A Bruno Aquino, pelo carinho, compreensão, colaboração e momentos de descontração que me deram motivação e equilíbrio ao longo deste trabalho.

À todas as pessoas, instituições e empresas que contribuíram direta ou indiretamente para o desenvolvimento desta pesquisa. Meu muito obrigada!

RESUMO

O avanço no entendimento dos processos de biodegradação em resíduos sólidos urbanos (RSU), impulsionado pelo desenvolvimento de técnicas experimentais de laboratório e campo específicas, tem permitido o desenvolvimento de ferramentas numéricas que podem descrever de forma mais detalhada o processo de geração de biogás em um aterro (considerando a heterogeneidade do material, características e operação do local) e as alterações que podem acontecer no meio poroso ao longo do processo de biodegradação. Para a solução de um modelo matemático desta natureza, programas computacionais baseados em técnicas numéricas como o método dos elementos finitos podem ser desenvolvidos e adaptados para diversas situações.

Neste trabalho, primeiramente foram utilizados modelos usuais para analisar a geração de biogás em um aterro experimental no qual foi observado que os modelos multicomponentes melhor representaram a geração de biogás, desde que os parâmetros de entrada sejam adotados cautelosamente.

Em seguida, os parâmetros de entrada do modelo multicomponente foram estudados através de experimentos de laboratório com condições iniciais e de controle mais definidas, como os experimentos BMP (*Biochemical Methane Potential*) e reatores piloto, analisando o efeito da composição dos resíduos e inoculação com lodo anaeróbio. Com os dados experimentais, foi possível determinar o potencial de geração de biogás e metano e a velocidade de degradação dos resíduos sob as condições de cada experimento. Assim, estes dados experimentais foram analisados e utilizados como dados de entrada em um programa computacional em elementos finitos desenvolvido *in house* (CODE_BRIGHT), no qual foi implementado o modelo multicomponente IPCC (2006), que melhor representou o comportamento da geração de biogás em todos os experimentos.

Os dados experimentais e o modelo computacional desenvolvidos neste estudo permitiram analisar o comportamento da geração de biogás em um sistema controlado de biodegradação, simulando as condições de um biodigestor simplificado (simulando casos 2D) e do aterro experimental (caso 3D). Neste último, foi considerado o sistema de drenagem vertical existente conseguindo representar o comportamento do fluxo de biogás semelhante ao encontrado em campo. Assim, cerca de 40% do total do biogás gerado foi captado pelo sistema de drenagem e outra parte foi emitido pela camada de cobertura ou acumulado no meio. Por fim, também foi possível analisar a distribuição espacial e temporal da pressão de gás, de líquido e temperatura no aterro experimental, representando seu comportamento dinâmico no qual normalmente não é examinado de forma detalhada em um aterro real.

PALAVRAS CHAVE: potencial de geração de biogás; ensaio BMP; reatores piloto para estudos de biodegradação; velocidade de degradação dos resíduos, modelagem da geração de biogás.

ABSTRACT

The advances in understanding of biodegradation processes in disposal site of municipal solid waste (MSW), driven by the improvement of experimental laboratory and field techniques, has enabled the development of numerical tools that can describe in more details the process of landfill biogas generation (considering the heterogeneity of the material, site characteristics and operating) and the changes that can occur in the porous medium throughout the biodegradation process. For the solution of a mathematical model of these generous, computational programs based on numerical techniques such as finite element methods can be developed and adjusted to different situations.

In this work, primarily the usual models were used to analyse the biogas generation in an experimental landfill which was observed that the multicomponent models best represented the biogas generation, but the input parameters need to be applied cautiously.

Then, the input parameters of multicomponent model were studied using laboratory experiments with initial and boundary conditions more defined as the BMP (Biochemical Methane Potential) and pilot reactor experiments, analysing the effect of the waste composition and anaerobic sludge inoculation. With the experimental data, it was possible to determine the potential of biogas and methane generation and the rate of waste degradation under the conditions of each experiment. As a result, these experimental data were analysed and used as input into a finite element computer program developed in-house (CODE-BRIGHT), which the multicomponent model (IPCC, 2006) was implemented. This model best represented the behaviour of biogas generation in all experiments studied in this research.

The experimental data and computational model developed in this study allowed us to analyse the behaviour of biogas generation in a controlled system biodegradation, by simulating the conditions of a simplified biodigester (2D case) and experimental landfill (3D case). In landfill experiment, it was considered the vertical drainage system and achieved to represent the biogas flow observed under field conditions. Accordingly, about 40% of the total generated biogas was captured by the drainage system and another part was emitted by cover layer or accumulates in the defined system. Finally, it was also possible to analyse the spatial and temporal distribution of temperature, gas and liquid pressure in the experimental landfill, representing its dynamic behaviour not normally examined in detail experimentally in a real landfill.

KEYWORDS: potential of landfill gas generation, BMP test, pilot reactor for biodegradation studies, degradation rate of waste, modelling of biogas generation and flow.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	I
LISTA DE TABELAS	VI
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	1
1.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS E MOTIVAÇÃO	1
1.2. OBJETIVOS	6
1.3. ESTRUTURA DA TESE.....	8
CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
2.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS	10
2.2. GERAÇÃO E DESTINAÇÃO FINAL DE RSU NO BRASIL	10
2.3. EMISSÃO DE GEE E APROVEITAMENTO ENERGÉTICO	13
2.3.1. Mercado de Carbono e Mecanismos de Desenvolvimento Limpo em Aterros Sanitários no Brasil	14
2.3.2. Geração de energia.....	17
2.3.3. Aspectos políticos	22
2.4. BIODEGRADAÇÃO DE RSU	23
2.4.1. Geração de Biogás.....	24
2.5. MODELAGEM DA GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ATERROS	29
2.5.1. Modelos de Geração de Biogás.....	34
2.5.1.1. Modelo de composição química (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993)..	41
2.5.1.2. Modelo de primeira ordem unicomponente (EPA, 2005).....	43
2.5.1.3. Modelo de primeira ordem multicomponente (IPCC, 2006).....	47
2.6. ESTUDOS COM EXPERIMENTOS PARA DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS.....	51
CAPÍTULO 3 – APLICAÇÃO DE MODELOS USUAIS PARA ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE BIOGÁS EM UM ATERRO EXPERIMENTAL	54
3.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS	54
3.2. METODOLOGIA	55
3.2.1. Descrição do aterro experimental.....	55

3.2.2. Estudos dos modelos de geração de biogás aplicados em uma célula experimental	57
.....	57
3.2.2.1. Modelo da EPA (2005)	58
3.2.2.2. Modelo do IPCC (2006)	59
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES	63
CAPÍTULO 4 – AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS	68
4.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS	68
4.2. METODOLOGIA	68
4.2.1. Amostragem e coleta dos resíduos	68
4.2.2. Caracterização gravimétrica e volumétrica dos resíduos	73
4.2.3. Caracterização físico-química e preparação de amostras	75
4.2.3.1. Teor de Umidade	75
4.2.3.2. Preparação de amostras com menor granulometria	76
4.2.3.3. Teor de Sólidos Voláteis	77
4.2.3.4. pH, condutividade elétrica e potencial Redox	77
4.2.3.5. Demanda química e bioquímica de oxigênio - DQO e DBO	78
4.2.3.6. Composição elementar	79
4.2.3.7. Composição bioquímica	79
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES	81
4.3.1. Composição Gravimétrica	81
4.3.2. Composição Volumétrica	83
4.3.3. Teor de Umidade	84
4.3.4. Teor de Sólidos Voláteis	87
4.3.5. Composição Química Elementar	90
4.3.6. Composição Bioquímica	94
CAPÍTULO 5 – ENSAIO DE POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS E METANO –	
BMP	104
5.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS	104
5.2. METODOLOGIA	104
5.2.1. Montagem e vedação dos recipientes	105
5.2.2. Preenchimento e inoculação	106

5.2.3. Circulação de gás (N ₂) e incubação a temperatura controlada.....	107
5.2.4. Monitoramento, coleta e análise de composição volumétrica do biogás.....	107
5.2.5. Finalização do experimento	108
5.2.6. Cálculo do volume de biogás gerado	109
5.2.7. Fator de biodegradação	110
5.2.8. Ajuste de curvas e determinação das constantes cinéticas de degradação.....	111
5.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES	112
5.3.1. Ensaios BMP – classificação dos resíduos por componentes	112
5.3.1.1. <i>Caracterização final dos resíduos</i>	126
5.3.1.2. <i>Modelo de Tchobanoglous – fator de conversão</i>	128
5.3.1.3. <i>Modelo do IPCC (2006) – constante cinética</i>	131
5.3.2. Ensaios BMP – classificação dos resíduos por tempo de decomposição.....	134
5.3.2.1. <i>Caracterização final dos resíduos</i>	139
5.3.2.2. <i>Modelo de Tchobanoglous – fator de conversão</i>	140
5.3.2.3. <i>Modelo do IPCC (2006) – constante cinética</i>	140
CAPÍTULO 6 –REATORES PILOTO COM CONDIÇÕES CONTROLADAS	142
6.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS	142
6.2. METODOLOGIA	145
6.2.1. Descrição.....	145
6.2.1.1. <i>Sistema de controle e medição da temperatura</i>	147
6.2.1.2. <i>Sistema de controle e medição da pressão interna</i>	148
6.2.1.3. <i>Sistema de medição da umidade interna</i>	149
6.2.2. Preenchimento dos reatores.....	150
6.2.3. Monitoramento.....	152
6.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES	154
6.3.1. Geração e composição de biogás	154
6.3.2. Geração e composição do lixiviado e teor de umidade.....	159
6.3.3. Obtenção de parâmetros cinéticos (k) e potencial de geração de biogás (Lo)	163
CAPÍTULO 7 – ANÁLISE DOS EXPERIMENTOS EM DIFERENTES ESCALAS	167
7.1. Considerações Gerais.....	167
7.2. Potencial de Geração de Biogás (Lo) e Metano (Lo _{CH4}).....	169

7.3. Velocidade de degradação dos materiais (k).....	172
CAPÍTULO 8 - ANÁLISE NUMÉRICA DA GERAÇÃO DE BIOGÁS	177
8.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS	177
8.2. METODOLOGIA	178
8.2.1. Descrição geral do CODE_BRIGTH	178
8.2.1.1. <i>Equações constitutivas e de equilíbrio utilizadas na equação de conservação das espécies (água e ar)</i>	180
8.2.1.2. <i>Equações constitutivas e de equilíbrio utilizadas na equação de conservação da energia interna do sistema</i>	184
8.2.2. Implementação do modelo IPCC (2006) como fonte de geração de gás	186
8.2.3. Etapas para uso do CODE-BRIGHT	188
8.2.3.1. <i>Discretização dos experimentos - construção da malha de elementos finitos e definição das condições de contorno</i>	192
8.2.3.2. <i>Caracterização dos materiais</i>	196
8.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES	202
8.3.1. Caso 1: reator 2D	203
8.3.2. Caso 2: Aterro experimental 3D	210
CAPÍTULO 9 – CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES	236
9.1. Respostas às questões motivacionais da pesquisa	236
9.2. Considerações finais desta pesquisa	239
9.3. Propostas de Trabalhos Futuros	249
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	251

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Geração de resíduos por tonelada/ano e correlação com PIB anual (JUCÁ, 2012)	11
Figura 2.2. Classificação da destinação final de RSU gerados nos municípios no Brasil (adaptado de IBGE, 2010; ABRELPE, 2010; ABRELPE, 2011)	12
Figura 2.3. Relação (a) da geração, coleta e reciclagem de RSU, (b) taxas de reciclagem de RSU, (c) ganhos econômicos por tonelada de RSU gerada e coletada e (d) ganhos econômicos das empresas existentes no mercado nos EUA, União Europeia, China e Brasil (adaptado de Revista Veja, 2011)	13
Figura 2.4. Número de projetos MDL brasileiros por escopo setorial no ano de 2011.....	15
Figura 2.5. Matriz energética dos EUA no ano de 2011 (EIA, 2012).....	19
Figura 2.6. Interações físicas, químicas e biológicas em um aterro de RSU (FIRMO, 2006) .	24
Figura 2.7. Esquema das reações na digestão anaeróbia de materiais poliméricos formados por cadeias de carbono (adaptado de Lobo <i>et al.</i> , 2003b)	26
Figura 2.8. Fases de degradação anaeróbia e comportamento da concentração volumétrica dos gases em função do tempo de disposição dos resíduos (adaptado por ALCÂNTARA, 2007).....	28
Figura 2.9. Principais fatores intervenientes no processo de geração de gases em aterros	29
Figura 2.10. Etapas envolvidas no uso e aplicação de modelos matemáticos em sistemas reais	30
Figura 2.11. Representação esquemática de um balanço de massa para aterros	32
Figura 2.12. Balanço de massa de carbono aplicado em aterros	33
Figura 2.13. Balanço de metano em aterros (SCHEUTZ <i>et al.</i> , 2009).....	34
Figura 2.14. Produção de gás durante um período de cinco anos a partir de materiais orgânicos rapidamente e lentamente decompostos num aterro (BRITO FILHO, 2005; TCHOBANOGLIOUS <i>et al.</i> , 1993)	43
Figura 2.15. Esquema de consumo de reagentes e formação de produtos através da aplicação da lei de velocidade de reação de primeira ordem.....	44
Figura 2.16. Representação dos RSU pelo modelo multicomponente do IPCC (2006), destacando a condição inicial em $t=0$ e após um determinado tempo t de degradação....	49
Figura 2.17. Geração total de CH_4 utilizando o modelo do IPCC (2006), considerando as frações de CH_4 gerado por cada tipo de material degradável.....	50
Figura 3.1. Célula experimental construída no aterro controlado da Muribeca/PE	55
Figura 3.2. Quantidade de resíduos depositada entre os meses de abril de 2007 a janeiro de 2008 (adaptado de Maciel, 2009)	56
Figura 3.3. Vazão de CH_4 captado nos drenos até o dia 1750, equivalente ao dia 28/01/12 (adaptado de Maciel & Jucá, 2011)	57
Figura 3.4. Planilha modelo utilizada para o cálculo de emissão de metano a partir da decomposição da matéria orgânica.....	61
Figura 3.5. Planilha modelo desenvolvida para o cálculo de geração de metano a partir da decomposição de todos os componentes considerados biodegradáveis existentes na massa de resíduos	62
Figura 3.6. Estimativa da geração de metano no aterro experimental utilizando o modelo EPA (2005) com os parâmetros recomendados, sendo (a) k igual a $0,05\text{anos}^{-1}$ e (b) k igual ao valor máximo recomendado de $0,2\text{ano}^{-1}$	63
Figura 3.7. Geração de metano no aterro experimental utilizando o modelo EPA (2005) e k de $0,70\text{ano}^{-1}$	64

Figura 3.8. Estimativa da geração de metano no aterro experimental utilizando o modelo IPCC (2006) no (a) caso 1 utilizando os parâmetros <i>default</i> e (b) utilizando os valores máximos recomendados	65
Figura 3.9. Estimativa da geração de metano no aterro experimental utilizando o modelo IPCC (2006) no caso 2, com os parâmetros de entrada otimizados	66
Figura 4.1. Localização do Aterro CTR Igarassu e do Aterro da Muribeca, principais pontos de coleta dos resíduos (MOTTA, 2011)	69
Figura 4.2. Etapas para obtenção de amostras envolvendo (a) descarrego do caminhão coletor de RSU; (b) pré-homogeneização dos RSU e (c) processo de quarteamento e (d) separação da amostra para caracterização	70
Figura 4.3. Etapas envolvidas na coleta dos resíduos advindos da Célula Experimental preenchida em 2007	71
Figura 4.4. Lisímetros em operação construídos no aterro da Muribeca	72
Figura 4.5. Coleta dos resíduos advindos do lisímetro	73
Figura 4.6. Separação manual dos componentes em campo e posterior pesagem para a determinação da composição gravimétrica dos RSU coletadas	74
Figura 4.7. Ensaio de caracterização gravimétrica dos (a) resíduos em avançado estado de decomposição no laboratório sobre bancada	75
Figura 4.8. Aspecto dos resíduos (massa de 5g) após a redução do tamanho das partículas ...	76
Figura 4.9. (a) Medição do pH e (b) potencial redox no início e no final do ensaio BMP	78
Figura 4.10. Fluxograma do processo de caracterização bioquímica dos resíduos sólidos (adaptado de Alves, 2008)	80
Figura 4.11. Caracterização gravimétrica dos resíduos coletados com diferentes períodos de decomposição	81
Figura 4.12. Composição volumétrica dos resíduos coletados com diferentes períodos de decomposição	83
Figura 4.13. Teor de umidade dos resíduos sólidos urbanos brutos e seus componentes recém-chegados no Aterro	85
Figura 4.14. Relação de massa de água e massa de sólidos totais existentes nos componentes dos resíduos coletados	86
Figura 4.15. (a) Teor de umidade médio dos resíduos e (b) relação de massa de água e massa de sólidos totais conforme tipos de resíduos com tempo de decomposição diferenciado	87
Figura 4.16. Resultados obtidos para o teor de sólidos voláteis nos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos	88
Figura 4.17. Resultados obtidos para o teor de sólidos voláteis nos RSU em diferentes estágios de decomposição	88
Figura 4.18. Composição elementar média obtida para os materiais que compõem os RSU ..	92
Figura 4.19. Composição elementar média obtida nos resíduos em diferentes estágios de decomposição	93
Figura 4.20. Composição bioquímica em termos de carboidratos, proteínas e lignina por material existente nos resíduos	97
Figura 4.21. Relações de biodegradabilidade encontradas por materiais que compõem os resíduos	101
Figura 4.22. Composição bioquímica em termos de carboidratos, proteínas e lignina encontrados nos resíduos de diferentes períodos de decomposição	102
Figura 4.23. Relações de biodegradabilidade encontradas por materiais que compõem os resíduos	103
Figura 5.1. Biorreatores utilizados para a realização do ensaio BMP	105
Figura 5.2. Quantidade de resíduo, água destilada e inóculo utilizada na realização do ensaio BMP	106

Figura 5.3. Sistema utilizado para a coleta do biogás gerado no BMP apresentando o sistema (a) antes e (b) após a coleta	107
Figura 5.4. Volume acumulado de biogás gerado a partir da biodegradação do inóculo utilizado nos ensaios BMP1 e BMP2	114
Figura 5.5. Composição química elementar do substrato resíduo+lodo utilizados no ensaio (a) BMP1 e (b) BMP2.....	116
Figura 5.6. Volume acumulado de biogás obtidos nos ensaios BMP1 e BMP2, para a mistura resíduo+inóculo	119
Figura 5.7. Potencial de geração de biogás ao longo do tempo de realização de ensaio, conforme cada tipo de material, desconsiderando a fração de biogás gerado pelo inóculo	120
Figura 5.8. Potencial máximo de geração de biogás e metano obtido nos ensaios BMP1 e BMP2.....	122
Figura 5.9. Taxa máxima de geração de biogás obtida nos ensaios BMP1 e BMP2	123
Figura 5.10. Massa seca obtida na mistura resíduo+lodo no início e final dos ensaios BMP1 e BMP2.....	127
Figura 5.11. Massa de sólidos voláteis e carbono nos substratos, antes e após a biodegradação no ensaio (a) BMP1 e (b) BMP 2	128
Figura 5.12. Aproximação das curvas de geração de CH ₄ no substrato lodo no ensaio BMP1 e BMP2.....	132
Figura 5.13. Composição elementar (a) dos resíduos de diferentes idades e (b) do substrato resíduo+inóculo submetido ao ensaio BMP	134
Figura 5.14. Geração acumulada de biogás a partir da degradação de resíduos novos, de 3,5 anos e de 5 anos de decomposição	136
Figura 5.15. Potencial de geração de biogás do inóculo e dos resíduos no ensaio BMP	136
Figura 5.16. Correlação do potencial de geração de biogás com a idade dos resíduos (a) conforme Maciel (2009) e (b) obtidos neste estudo	137
Figura 5.17. Taxa de geração de biogás obtida nos ensaios BMP para os resíduos de diferentes idades e inóculo	137
Figura 5.18. Potencial máximo de geração de biogás e metano obtida nos ensaios BMP para os resíduos de diferentes idades e inóculo.....	138
Figura 5.19. Massa seca, massa seca volátil e massa de carbono obtidas no início e no final dos ensaios BMP com resíduos de diferentes idades	139
Figura 5.20. Geração de biogás conforme dados obtidos nos ensaios BMP considerando os resíduos de diferentes idades sendo manejados em um digestor anaeróbio, com as condições do ensaio BMP	141
Figura 6.1. Reatores piloto 1 e 2 construídos no Laboratório de Geotecnia Ambiental da UFPE	143
Figura 6.2. Esquema do reatores do Tipo 1 indicando o (1) tubo de PVC; (2) manômetro; (3) termopar central; (4) dreno de líquido e gases; (5) registro com adaptador para mangueira; (6) registro inferior; (7) isotubos isolantes em lã de rocha e (8) sistema de amarração (adaptado de Motta, 2011)	144
Figura 6.3. Reator Tipo 2	144
Figura 6.4. Reatores piloto em funcionamento e detalhamento de sua instrumentação.....	145
Figura 6.5. Detalhamento da instrumentação interna existente nos reatores.....	146
Figura 6.6. Detalhe da instrumentação para coleta de lixiviado na parte inferior do reator piloto.....	146
Figura 6.7. Sistema de medição e controle de temperatura externa (a, b) e caixa de controle de <i>dataloggers</i> para registro de temperatura e pressão interna do reator (c, d)	148
Figura 6.8. Manômetro digital registrador e sistema de aquisição de dados.....	149

Figura 6.9. Sistema utilizado para medição da umidade volumétrica com (a) sensor de umidade do tipo EC-5 com datalogger do tipo Em5b da Decagon; (b) teste do sensor de umidade antes de instalação nos reatores; (c) calibração dos sensores de umidade, conforme recomendado pela Decagon	150
Figura 6.10. Medição da composição do gás utilizando o analisador de biogás <i>Drager modelo X-am 7000</i>	152
Figura 6.11. (a) Taxa de geração e (b) composição volumétrica do biogás nos reatores piloto R1 e R2	155
Figura 6.12. (a) Volume acumulado de biogás (b) e recalque com o tempo de monitoramento para os reatores piloto R1 e R2.....	156
Figura 6.13. (a1 e a2) Geração de lixiviado e injeção de água e (b1 e b2) comportamento da DBO e DQO nos lixiviados dos reatores 1 e 2 conforme tempo de monitoramento	160
Figura 6.14. Medições de umidade volumétrica obtidas nos sensores dielétricos	162
Figura 6.15. Potencial de geração de biogás e metano nos reatores (a) R1 e (b) R2	163
Figura 6.16. Ajustes para obtenção da curva que representa o comportamento do potencial de geração de biogás e metano nos reatores piloto R1 e R2	165
Figura 7.1. Potencial máximo de geração de biogás e metano nos resíduos e nos experimentos estudados	170
Figura 7.2. Comparação dos dados de potencial de geração de biogás obtido nos ensaios BMP e recomendados pelo modelo do IPCC (2006).....	172
Figura 7.3. Análise do k conforme experimentos e resíduos submetidos aos experimentos..	174
Figura 7.4. Relação entre a velocidade de degradação obtida nos experimentos.....	175
Figura 8.1. Algoritmo utilizado na implementação do modelo do IPCC (2006) no CODE_BRIGHT	187
Figura 8.2. Descrição das etapas para uso do CODE_BRIGHT, com detalhamento para os arquivos de leitura e softwares utilizados no pré e pós-processo	189
Figura 8.3. Exemplo de entrada de dados no arquivo gri.dat	190
Figura 8.4. Exemplo de entrada de dados no arquivo gen.dat.....	191
Figura 8.5. (a) Geometria e malha de elementos finitos e (b) condições de contorno estabelecidas para o Caso 1	192
Figura 8.6. (a) Dimensão espacial (adaptado de Maciel, 2009) e (b) discretização em malha tetraédrica da geometria do aterro experimental, com detalhamento para os drenos verticais, utilizada no Caso 3	194
Figura 8.7. Detalhamento das condições de contorno utilizadas no Caso 2.....	195
Figura 8.8. Definição das fases na base volumétrica total dos resíduos.....	197
Figura 8.9. Ensaio experimental para determinação da umidade volumétrica saturada.....	197
Figura 8.10. Curva de geração de biogás obtida com a implementação do modelo multicomponente no CB, comparando com a implementação feita no Excel.....	204
Figura 8.11. Taxa de geração de biogás e volume acumulado resultantes dos casos 1a, 1b e 1c, utilizando os parâmetros DOC e k obtidos (a,b) no aterro experimental, (c,d) no reator piloto e (e,f) no reator piloto simulando um biodigestor	206
Figura 8.12. Comportamento da temperatura ao longo do tempo em 3 pontos da malha.....	208
Figura 8.13. Comportamento da temperatura após a estabilização dos resíduos	209
Figura 8.14. Variação da densidade (a) do líquido e (b) do gás envolvidos na análise termo-hidráulica	209
Figura 8.15. Termo fonte de geração de gás como resultado na análise (a) dos mecanismos hidráulicos e (b) dos mecanismos acoplados termo hidráulicos.....	210
Figura 8.16. Resultado da taxa mássica de geração e massa acumulada de biogás considerando o aterro preenchido (a,b) ao longo de 10 meses e (c, d) em um único momento.....	212

Figura 8.17. (a) Taxa de geração e (b) massa acumulada de biogás total, drenada, emitida pela camada de cobertura e dissolvida no lixiviado considerando um $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa na condição de contorno da camada de cobertura.....	215
Figura 8.18. Distribuição espacial do fluxo de biogás na superfície do aterro, considerando $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa na condição de contorno da camada de cobertura.....	215
Figura 8.19. Comportamento dos vetores de fluxo de gás na superfície do aterro, considerando $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa na condição de contorno da camada de cobertura	216
Figura 8.20. Detalhamento dos vetores de fluxo de gás nos drenos e camada de cobertura do aterro, considerando $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa para a camada de cobertura	217
Figura 8.21. Posicionamento dos piezômetros e respectivas medições de pressão de gás realizadas por Maciel (2009)	218
Figura 8.22. Comportamento espacial e temporal da p_g na superfície do aterro experimental, considerando a camada de cobertura de baixa permeabilidade ao gás.....	219
Figura 8.23. Pressão de gás (p_g em Mpa) na superfície do aterro experimental em alguns passos de tempo da simulação considerando $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa.....	220
Figura 8.24. Pressão de gás (p_g em MPa) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa).....	221
Figura 8.25. Pressão de líquido (em MPa) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g = 0$).....	223
Figura 8.26. Temperatura (em °C) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g = 0$).....	225
Figura 8.27. (a) Taxa de geração e (b) massa acumulada de biogás total, drenada, emitida pela camada de cobertura e dissolvida no lixiviado considerando um $\gamma_g = 0$	227
Figura 8.28. Vetores e distribuição espacial do fluxo de biogás na superfície do aterro, considerando $\gamma_g = 0$	228
Figura 8.29. Detalhamento dos vetores de fluxo de gás nos drenos e camada de cobertura do aterro, considerando $\gamma_g = 0$ para a camada de cobertura.....	228
Figura 8.30. Comportamento espacial e temporal da p_g na superfície do aterro experimental, considerando a camada de cobertura de baixa permeabilidade ao gás (em $\gamma_g = 0$)	230
Figura 8.31. Pressão de gás (p_g em Mpa) na superfície do aterro experimental em alguns passos de tempo da simulação considerando $\gamma_g = 0$	231
Figura 8.32. Pressão de gás (p_g em MPa) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g = 0$).....	232
Figura 8.33. Pressão de líquido (em MPa) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g = 0$).....	234
Figura 8.34. Temperatura (em °C) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g = 0$).....	235

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1. Distribuição das atividades de projeto MDL no Brasil por tipo de Projeto.....	15
Tabela 2.2. Fontes de geração e abastecimento de energia elétrica no Brasil.....	18
Tabela 2.3. Ranking mundial do custo da energia elétrica.....	18
Tabela 2.4. Usinas que utilizam o biogás como combustível para a geração de energia em operação no Brasil	21
Tabela 2.5. Principais modelos de geração de biogás existentes (adaptado de Maciel, 2009).	36
Tabela 2.6. Dados de composição elementar dos materiais que formam os RSU (TCHOBANOGLIOUS <i>et al.</i> , 1993).....	41
Tabela 2.7. Valores sugeridos para a constante de degradação k utilizando resíduos sólidos urbanos	45
Tabela 2.8. Fração de carbono orgânico degradável nos diversos componentes dos resíduos sólidos urbanos (IPCC, 2006).....	49
Tabela 2.9. Valores sugeridos pelo IPCC (2006) de constantes de degradação (k^i) para cada tipo de material i	49
Tabela 2.10. Estudos para determinação do potencial de geração de biogás e/ou metano a partir da degradação de RSU e seus componentes	51
Tabela 3.1. Valores médios da composição gravimétrica dos resíduos e a umidade de cada componente. (adaptado de Maciel, 2009).....	57
Tabela 3.2. Parâmetros de entrada do modelo EPA (2005) nos casos 1 e 2 simulados	63
Tabela 3.3. Parâmetros de entrada do modelo IPCC (2006) nos casos 1 e 2 simulados	65
Tabela 3.4. Quadro-resumo dos erros relativos obtidos utilizando os modelos do EPA (2005) e IPCC (2006).....	67
Tabela 4.1. Composição média, em peso úmido, dos resíduos em diferentes períodos de decomposição (adaptado de Hull <i>et al.</i> , 2005)	82
Tabela 4.2. Composição elementar de RSU	91
Tabela 4.3. Composição elementar média em termos de enxofre (S) e carbono orgânico total (COT)	92
Tabela 4.4. Composição bioquímica de RSU e seus componentes.....	96
Tabela 4.5. Composição bioquímica dos materiais existentes nos RSU, com relação a composição total dos resíduos	98
Tabela 4.6. Composição bioquímica dos resíduos em diferentes estágios de decomposição	101
Tabela 5.1. Comparação da composição do lodo utilizado no ensaio BMP1 e BMP2	113
Tabela 5.2. Composição bioquímica do substrato resíduo+lodo utilizados nos ensaios BMP1 e BMP2.....	117
Tabela 5.3. Valores das relações de biodegradabilidade do substrato resíduo+lodo no início dos ensaios BMP1 e BMP2	117
Tabela 5.4. Teor volumétrico máximo de metano nos ensaios BMP contendo resíduo+lodo	121
Tabela 5.5. Relação do tempo em que foi observada a taxa máxima de geração de biogás nos ensaios BMP1 e BMP2.....	123
Tabela 5.6. Fração biodegradável de alguns componentes existentes nos RSU (adaptado de Lobo <i>et al.</i> , 2003b)	130
Tabela 5.7. Determinação do fator de gaseificação dos materiais.....	130
Tabela 5.8. Constantes de velocidade de geração de biogás para as classes de materiais estudadas no ensaio BMP	132
Tabela 5.9. Classificação dos componentes dos RSU novos conforme biodegradabilidade (adaptado de Maciel, 2009)	134
Tabela 5.10. Composição bioquímica do substrato resíduo+lodo.....	135
Tabela 5.11. Relações de biodegradabilidade do substrato resíduo+lodo.....	135

Tabela 5.12. Potencial máximo de geração de CH ₄ nos resíduos de diferentes idades.....	138
Tabela 5.13. Fator de conversão dos resíduos conforme tempo de decomposição	140
Tabela 5.14. Relação dos resultados de potencial de geração de metano, velocidade de degradação e geração de CH ₄ , tempo de meia vida e coeficiente de correlação dos resultados experimentais à curva	140
Tabela 6.1. Parâmetros obtidos no enchimento do reator 1 (R1)	151
Tabela 6.2. Parâmetros obtidos no enchimento do reator 2 (R2)	151
Tabela 6.3. Faixa de leitura do detector multigás <i>Drager X-am 7000</i>	152
Tabela 6.4. Plano de monitoramento dos parâmetros requisitados nos reatores piloto.....	153
Tabela 6.5. Potencial de geração de biogás e metano (experimental e estimado), constante cinética de degradação e tempo de meia vida observados nos reatores R1 e R2	165
Tabela 6.6. Taxa máxima de geração de biogás e metano e o tempo de obtenção após início do experimento nos reatores R1 e R2	165
Tabela 7.1. Características dos experimentos em análise, em diferentes escalas.....	168
Tabela 7.2. Constantes cinéticas de degradação (de primeira ordem) obtidas nos experimentos e a partir de ajustes dos resultados do aterro experimental	173
Tabela 8.1. Equações constitutivas e de equilíbrio implementadas no CODE_BRIGHT.....	180
Tabela 8.2. Valores de <i>W</i> utilizados nos casos simulados.....	200
Tabela 8.3. Dados de <i>COMP_i</i> utilizados na alimentação do modelo nos casos 1 e 2 estudados	201
Tabela 8.4. Valores de <i>k_i</i> utilizados para testar a implementação do modelo.....	203
Tabela 8.5. Valores utilizados na análise do Caso 1a.....	205
Tabela 8.6. Valores utilizados na análise do Caso 1b	205
Tabela 8.7. Valores utilizados na análise do Caso 1c.....	205
Tabela 8.8. Resumo dos parâmetros que definem as propriedades dos materiais 1 (resíduo) e 2 (dreno) adotados para simular as condições do aterro experimental.....	211

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

1.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS E MOTIVAÇÃO

O crescimento populacional e mudança nos padrões de consumo da sociedade implicam no aumento do uso de matérias-primas e bens de consumo, ocasionando também uma maior geração de resíduos sólidos urbanos (RSU). Sem a disposição final adequada, a decomposição dos resíduos pode poluir o solo, águas (subterrâneas e de superfície) e o ar ocasionando sérios problemas ambientais e diminuição da qualidade de vida da população.

O tratamento e destinação final de RSU têm sido amplamente discutidos na sociedade, abordando os aspectos tecnológicos, econômicos, sociais, políticos e ambientais. Atualmente, existem diversas alternativas tecnológicas para o tratamento e destinação final de resíduos envolvendo desde a valorização dos materiais até a valorização energética destes. Entretanto, no Brasil ainda existe a predominância do uso de práticas de destinação final de resíduos no solo, como lixões, aterros controlados e aterros sanitários.

A existência de locais inapropriados e descontrolados de disposição de resíduos (como lixões) consiste em uma grave ameaça ao meio ambiente e à saúde pública, além de representar um grande desperdício de materiais, energia e renda. Apesar disso, mais de 60% dos municípios brasileiros ainda fazem a destinação inadequada de resíduos (ABRELPE, 2012).

Com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Nº 12.305), lançada em 2010, espera-se que ocorra a eliminação dos lixões e aterros controlados até o ano de 2014 adotando novas tecnologias de tratamento e destinação final de resíduos. Entre as tecnologias existentes para o adequado tratamento e destinação final de RSU no Brasil, o aterro sanitário vem sendo mais utilizado e difundido principalmente por apresentar menor complexidade de operação, menor custo de operação e investimento quando comparada a outras tecnologias como incineração, compostagem, reciclagem e digestão anaeróbia. Adicionalmente, os aterros sanitários permitem receber resíduos em diferentes quantidades e composições além de gerar energia através do tratamento de biogás. Entretanto, uma das principais desvantagens dessa tecnologia de tratamento e disposição final de resíduos consiste na necessidade do controle e monitoramento ambiental da área (envolvendo líquidos e gases) durante e após longo tempo de fechamento do aterro.

Os principais aspectos da geotecnia ambiental aplicada aos RSU referem-se à investigação e monitoramento nas áreas experimental e numérica, seja em laboratório ou em campo. A diversidade, heterogeneidade e alteração de propriedades dos materiais existentes nos RSU com o tempo ampliam a complexidade do assunto e justificam o crescimento de pesquisas e a necessidade de estudos multidisciplinares, envolvendo física, química e microbiologia. Tal abordagem permite o desenvolvimento de técnicas mais eficientes para o tratamento dos RSU, uma melhor utilização das áreas de destinação final dos resíduos sólidos, além do melhor tratamento dos efluentes gerados e possível aproveitamento energético dos gases, tentando diminuir o impacto causado pelo empreendimento e torná-lo mais sustentável.

Nas duas últimas décadas houve quase a duplicação das emissões de alguns gases na atmosfera, causando um aumento significativo da temperatura média do planeta e mudanças climáticas inesperadas. Neste contexto, tem-se registrado uma preocupação crescente por parte das comunidades científica e ambientalista com os efeitos globais das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e a sua respectiva quantificação para possíveis ações de mitigação.

A disposição de RSU em aterros propicia a geração de biogás que é composto por vários gases, principalmente CO₂ e CH₄ que são GEE. Segundo estimativas apresentadas pelo MCT (2010a), no Brasil, as emissões de CH₄ do Setor de Tratamento de Resíduos no ano de 2000 e 2005 foram de 1,060 e 1,104 milhões de toneladas, respectivamente, apresentando um crescimento de aproximadamente 4% na emissão deste gás no setor. Tais emissões correspondem a cerca de 11% das emissões totais de CH₄ provenientes de diversos setores da economia tais como produção de energia, processos industriais, agropecuária, mudanças no uso da terra e tratamento de resíduos.

Em um aterro, o potencial de geração de biogás pode chegar a 240 m³/ton de RSU, tendo em sua composição diversos gases (O₂, CO₂, CH₄, H₂S, SO_x, NO_x, etc), que dependem das fases de decomposição dos resíduos e os inúmeros fatores intervenientes no processo de degradação como composição dos resíduos, clima, formas de operação e outros (MACIEL, 2003).

No País, projetos de aproveitamento energético do biogás de aterro foram impulsionados inicialmente pela oportunidade de obtenção da Redução Certificada de Emissões (RCE), através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) que promovia a implantação de

tecnologias limpas para o tratamento (queima) e geração de energia a partir do biogás produzido em aterros localizados nos países em desenvolvimento, tendo em troca créditos de carbono que poderiam ser negociados e vendidos internacionalmente, principalmente para a iniciativa privada localizada nos países desenvolvidos signatários do Protocolo de Kyoto. Entretanto, conforme Ávila (2012), atualmente a proposta e a lógica do MDL vem sendo comprometida devido principalmente à recessão econômica na União Europeia que reduziu a produção industrial e não desenvolveu a necessidade de compensar emissões.

Assim, os projetos de tratamento e aproveitamento energético de biogás em aterros no Brasil têm sido promovidos com base na sustentabilidade ambiental e econômica do próprio empreendimento, no atendimento às normas e políticas públicas, na necessidade de estabelecer relações positivas com a vizinhança do aterro, na necessidade de diversificação da matriz energética, na comercialização de energia elétrica e ainda na existência de diversas inovações tecnológicas envolvidas no setor.

Em termos de políticas públicas, esta prática é incentivada pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Nº 12.305 / 2010) e Política Nacional sobre Mudança do Clima (Lei Nº 12.187 / 2009), esta última regulamentada pelo Decreto nº 7.390/2010, que estabelece como um de seus objetivos a redução das emissões de GEE's oriundos de diversas atividades humanas, inclusive as referentes aos resíduos (Artigo 4º, II) e oficializa o compromisso do Brasil junto à Convenção-Quadro da ONU sobre Mudança do Clima de redução de emissões de gases de efeito estufa entre 36,1% e 38,9% das emissões projetadas até 2020. Em 2012, foi criada uma proposta de Lei Nº 3.539 que, caso seja aprovada, estabelece para as empresas de distribuição de energia elétrica a contratarem anualmente, por meio de leilão, pelo menos 250 MW de energia elétrica produzida a partir de biomassa e resíduos sólidos urbanos, o que incentivará ainda mais o aproveitamento energético de biogás em aterros.

Um dos avanços promissores na área de aproveitamento energético e geração de biogás a partir da decomposição de RSU (principalmente a fração orgânica e outros materiais biogênicos) consiste no uso de digestores anaeróbios. Estes possuem diversas vantagens sobre aterros sanitários tais como uma maior eficiência no processo de geração de metano, apesar de haver limitações quanto ao recebimento de materiais, diferentemente dos aterros.

Segundo Reichert (2005), esta tecnologia é a que mais tem evoluído nos últimos 15 anos principalmente na Europa devido aos elevados preços da energia e à restrição imposta pela Diretiva 1993/31/EC de abril de 1999 que impede a disposição de resíduos biodegradáveis em aterros na Europa. No Brasil, o processo de digestão anaeróbia tem sido efetivamente utilizado nas indústrias (com destaque na indústria de produção de álcool e outras agroindústrias) como alternativa para o tratamento dos efluentes líquidos e resíduos com alta carga orgânica, além de servir como um aporte da geração de energia. Entretanto, ainda é incipiente o uso de digestores anaeróbios para o tratamento de RSU, devido a diversos fatores incluindo a não existência de uma efetiva separação prévia dos resíduos biogênicos existentes nos resíduos, que atualmente não é observado na maioria dos municípios do país.

Segundo ABRELPE (2012), no Brasil são geradas aproximadamente 62 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia com uma taxa de coleta de resíduos (em geral indiferenciados) de 80%, capaz de produzir até 700 mil toneladas de metano por ano. Estima-se uma potência elétrica gerada, somente pelos RSU no Brasil, de aproximadamente 350 MW. Entretanto, um dos itens questionáveis desses números consiste nos métodos utilizados para a realização das estimativas da geração de metano advindos dos aterros.

A previsão da geração de gases advindos da decomposição dos resíduos vem sendo realizada no Brasil desde 1970, com a utilização de modelos simplificados (EPA, Banco Mundial, IPCC e outros), que não consideram a particularidade de cada local como morfologia, procedimentos operacionais, condições climáticas etc. Entretanto, com a atraente oportunidade de aproveitamento energético do biogás em aterros de resíduos sólidos associada à realização de análises comparativas de dados de geração de biogás obtidos com a utilização de modelos matemáticos e ensaios de campo, pode-se perceber que existem diferenças significativas entre os dados quantitativos de biogás estimados pelos modelos e os analisados em campo. Na maioria dos casos, os modelos não refletem as condições de biodegradabilidade e as particularidades dos resíduos locais, principalmente por utilizarem como principais parâmetros de entrada dos modelos dados provenientes da bibliografia europeia ou norte americana, que apresentam climas, composição, formas de acondicionamento e condições operacionais diferenciadas.

Sendo assim, torna-se necessária a determinação experimental de parâmetros de biodegradação sob condições locais e sua variação ao longo do tempo, buscando a

compreensão dos mecanismos envolvidos aliados às condições de operação e fatores externos. Isto pode minimizar as incertezas existentes na estimativa do potencial energético de aterros de RSU no país.

O conhecimento das condições iniciais, de contorno, características dos resíduos e efluentes gerados permite uma melhor utilização de modelos matemáticos e também a realização de estimativas da geração e consumo de substâncias e energia ao longo do tempo.

As principais respostas que se procurou obter neste estudo foram as dos seguintes questionamentos:

- Como os modelos matemáticos podem auxiliar os estudos de geração de biogás e potencial energético de um aterro?

- A base de dados norte-americana e europeia pode ser utilizada para representar a geração de biogás em aterros no Brasil?

- Como melhorar a realização de estimativas na geração de biogás e metano em aterros no Brasil, que não possui base de dados consolidada nesta área?

- Como as características, composição dos resíduos e tempo de decomposição interferem na biodegradação dos resíduos e na geração de biogás?

Desta forma, foram construídos reatores na escala de laboratório e piloto instrumentados, com condições iniciais e de controle definidas, que foram preenchidos com RSU de diferentes composições e distintos tempos de envelhecimento/decomposição. Nestes experimentos, foram realizados monitoramentos periódicos do volume e composição do biogás e lixiviado gerados, relacionando estes com o processo de biodegradação e as interações físico-químicas decorrentes desse processo, no qual estudos *in situ* não permitem ou são muito difíceis de serem mensurados.

A análise conjunta dos estudos experimentais (sob diferentes escalas) pode trazer como resposta uma melhor interpretação do comportamento da biodegradação dos RSU e geração

de biogás em varias situações como, por exemplo: composições específicas, sua co-disposição com resíduos de outra natureza, a simulação de condições ambientais e outros.

Os dados experimentais obtidos neste estudo foram utilizados para a obtenção de parâmetros cinéticos (constantes e coeficientes estequiométricos) de biodegradação, utilizando o modelo biocinético de Tchobanoglous *et al.* (1993) e o modelo multicomponente do IPCC (2006). Esses parâmetros foram utilizados para analisar os resultados experimentais obtidos em um aterro experimental estudado por Maciel (2009), utilizando um modelo implementado e desenvolvido *in house* (CODE_BRIGHT), analisando as diferenças entre os resultados numéricos e os obtidos ao longo do monitoramento do aterro.

1.2.OBJETIVOS

O objetivo geral desta pesquisa consiste em avaliar o potencial de geração de biogás e metano a partir da biodegradação de RSU, através do desenvolvimento de experimentos em diferentes escalas sob condições controladas, e utilizar os parâmetros obtidos experimentalmente para simular numericamente, utilizando um modelo desenvolvido *in house*, o comportamento da geração e fluxo de biogás em um aterro experimental que simula às condições de campo considerando a heterogeneidade dos resíduos.

Os principais objetivos específicos desta pesquisa são:

- a) Avaliar o erro relativo dos modelos matemáticos usualmente aplicados para estimar a geração de biogás em estudos do potencial energético de aterros através da aplicação desses modelos a um aterro experimental, comparando os resultados obtidos pelos modelos com os experimentais existentes de volume de biogás;
- b) Analisar as características físicas e químicas dos RSU em diferentes tempos de decomposição (novo até 5 anos de decomposição) e dos principais materiais que os compõem;
- c) Estudar a influência da composição e tempo de disposição dos RSU no processo de biodegradação, com relação à geração de biogás em aterros ou digestores anaeróbios;

d) Analisar o potencial de geração de biogás e parâmetros cinéticos de degradação utilizando o modelo multicomponente de geração de biogás (IPCC, 2006) em experimentos de diferentes escalas (ensaio de determinação do Potencial Bioquímico de Metano e reatores piloto);

d) Adaptar o modelo multicomponente do IPCC (2006), analisar os parâmetros recomendados como *default* (padrão) e os obtidos experimentalmente em termos de constantes cinéticas de degradação e potencial de geração de biogás;

e) Simular o comportamento da geração de biogás no aterro experimental (descrito em Maciel, 2009) utilizando o modelo do IPCC (2006), analisando a sua aplicabilidade em situações de campo sob diferentes situações: menor tempo de preenchimento do aterro experimental e impermeabilização da camada de cobertura do aterro.

Para atingir os objetivos desta pesquisa, este trabalho foi desenvolvido em 7 fases:

- **fase 1:** levantamento bibliográfico sobre o uso de modelos matemáticos utilizados para simular o processo de biodegradação e estimar geração de biogás em aterros, com ênfase nos modelos que possam ser adaptados e que possam ter aplicabilidade em aterros reais no Brasil (que apresentam carência de dados quando comparados com os aterros norte-americanos e europeus);

- **fase 2:** aplicação de modelos matemáticos usuais de geração de biogás e metano a um aterro experimental monitorado, que permitiu a comparação dos dados experimentais de biogás com os obtidos pelos modelos, analisando a aplicabilidade desses modelos, a representação do comportamento da geração de biogás e os principais parâmetros requisitados no modelo;

- **fase 3:** levantamento bibliográfico sobre o uso de experimentos controlados para determinação do potencial de geração de biogás a partir da biodegradação de diferentes tipos de resíduos, considerando a sua composição, co-disposição com resíduos de outra natureza e tempo de decomposição;

- **fase 4:** desenvolvimento, construção, instrumentação e preenchimento dos seguintes ensaios:

- ensaios de Potencial Bioquímico de Metano (chamados também de ensaios BMP) realizados em cada componente constituinte do RSU e em resíduos de diferentes tempos de decomposição;
- reatores piloto com condições de temperatura e pressão controladas contendo resíduos de diferentes idades dispostos em camadas diferenciadas, sendo um deles inoculados com lodo anaeróbio para analisar o efeito da co-disposição com tal tipo de material.

- **fase 5:** aquisição de dados e interpretação do comportamento de cada experimento em termos de constante cinética e potencial de geração de biogás, comparando as escalas estudadas;

- **fase 6:** implementação do modelo multicomponente IPCC (2006) em um código numérico em elementos finitos desenvolvido *in house* chamado CODE_BRIGTH;

- **fase 7:** análise dos dados gerados nos experimentos, discretização do aterro experimental em uma malha de elementos finitos, estudo do modelo implementado e análise dos diferentes resultados que poderiam ser obtidos em termos de geração de biogás no aterro experimental, avaliando concomitantemente outros parâmetros da literatura técnica.

1.3. ESTRUTURA DA TESE

Esta tese está estruturada nos seguintes capítulos:

- **Capítulo 1:** apresenta a introdução ao trabalho de pesquisa, abordando os aspectos motivacionais e objetivos (geral e específicos) da tese;

- **Capítulo 2:** apresenta uma síntese da revisão bibliográfica sobre os principais temas que estão relacionados à importância de realizar melhores estimativas da geração de biogás/metano em aterros de RSU no Brasil, contemplando sequencialmente os seguintes itens: (I) geração e destinação final de RSU no Brasil; (II) emissão de gases de efeito estufa e aproveitamento energético em aterros de RSU em termos de aspectos políticos, geração de energia e mercado de créditos de carbono no Brasil; (III) biodegradação, com ênfase nas

etapas e rotas metabólicas, e geração de biogás; (IV) modelagem da geração de biogás em aterros, abordando os princípios e principais modelos utilizados, com maior detalhamento no modelo biocinético de Tchobanoglous *et al.* (1993), modelo do EPA (2005) e modelo do IPCC (2006); (V) levantamento dos estudos envolvendo experimentos para determinação do potencial de geração de biogás e metano utilizando RSU, analisando os diferentes resultados obtidos;

- **Capítulo 3:** são apresentados todos os procedimentos metodológicos e resultados obtidos com o uso de modelos matemáticos de primeira ordem unicomponente e multicomponente aplicados no aterro experimental estudado por Maciel (2009);

- **Capítulo 4:** metodologia, resultados e discussões no âmbito de amostragem e caracterização físico-química de RSU de diferentes idades e seus componentes;

- **Capítulos 5 e Capítulo 6:** descrevem e apresentam as metodologias, resultados e discussões dos ensaios BMP (*Biochemical Methane Potential*) e reatores piloto, respectivamente;

- **Capítulo 7:** apresenta uma análise dos resultados obtidos com os experimentos realizados sob diferentes escalas (aterro experimental, reator piloto e ensaios BMP), analisando e comparando os resultados obtidos entre os experimentos e a influência das condições existentes;

- **Capítulo 8:** apresenta a metodologia, resultados e discussões relacionados á implementação do modelo multicomponente do IPCC (2006) no software desenvolvido *in house* (CODE_BRIGTH), aplicando aos experimentos realizados, analisando as diferenças entre os parâmetros obtidos nos experimentos e os obtidos no Capítulo 3.

As principais conclusões obtidas na pesquisa estão apresentadas no **Capítulo 9**, juntamente com a proposição de trabalhos futuros nesta temática. Por fim, são listadas as referências bibliográficas utilizadas nesta pesquisa.

CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Este capítulo apresenta inicialmente uma análise geral da disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil, as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e o aproveitamento energético dos gases gerados nos aterros, analisando as suas vertentes em termos políticos, ambientais e econômicos.

Em seguida, são abordadas as questões envolvidas no processo de biodegradação de RSU e geração de biogás, descrevendo as etapas e rotas metabólicas existentes neste processo. Posteriormente são descritos os princípios abrangidos na modelagem da geração de biogás em aterros e os principais modelos existentes e suas aplicações. Uma maior ênfase é dada aos modelos multicomponentes, como o de composição química (descrito por Tchobanoglous *et al.*, 1993) e o IPCC (2006), por serem mais utilizados nos aterros do Brasil, que apresentam carência de dados quando comparados com os aterros norte-americanos e europeus.

Também estão apresentados neste capítulo os principais estudos envolvendo experimentos para a determinação do potencial de geração de biogás e metano e os resultados obtidos por estes.

2.2. GERAÇÃO E DESTINAÇÃO FINAL DE RSU NO BRASIL

O problema da geração e destinação de RSU no Brasil vem sendo um grande desafio para governos, empresas e sociedade. Isto se deve às alterações na qualidade de vida e saúde da população, à falta de infraestrutura e de serviços na área de saneamento básico (incluindo o sistema de gestão de resíduos sólidos) e aos impactos negativos que atingem direta ou indiretamente o meio ambiente e economia. Tal fato também tem sido fortemente abordado após o lançamento da Política Nacional de Resíduos Sólidos no ano de 2010.

Dentre os principais fatores que possuem forte correlação com a quantidade de resíduos gerados em um país estão: aumento populacional, nível de urbanização e poder de compra da população. Segundo o IBGE (2010), o Brasil possuía uma população de 190.732.694

habitantes em 2010, sendo que 84,35% correspondia à população urbana. Em 2011 foi a 6ª maior economia do mundo (PIB de US\$ 2.421 trilhões no ano de 2011), porém, é a 63ª em termos per capita, tendo uma ascensão econômica desde o ano de 2000.

Conforme os dados apresentados pela ABRELPE (2011), a geração per capita média de RSU no Brasil foi de 1,097 kg/habitante-dia e a geração de RSU total no ano de 2011 no Brasil foi de 61.936.368 t/ano. Comparando com os dados de 2009 (57.011.136 t/ano) e 2010 (60.868.080 t/ano), verificou-se um crescimento de 6,8% (2009- 2010) e 1,8% (2010-2011), conflitante com a taxa de crescimento da população, que em relação a 2009 foi de 1,15%. Entretanto, conforme Jucá (2012), comparando com os dados de crescimento econômico do País (com base no PIB nacional) nos últimos anos, percebe-se que pode existir alguma correlação (Figura 2.1) pois o crescimento do PIB entre os anos de 2009-2010 foi de 7,5% e entre os anos de 2010-2011 foi de 2,7%.

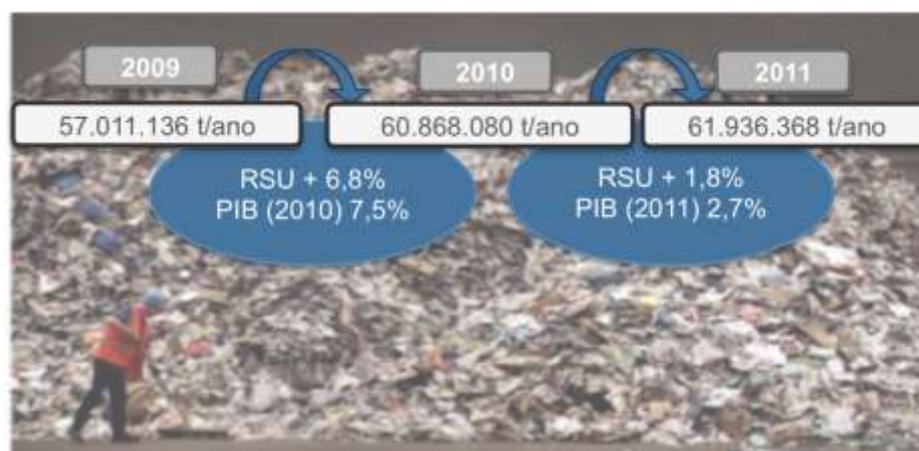


Figura 2.1. Geração de resíduos por tonelada/ano e correlação com PIB anual (JUCÁ, 2012)

Além do aumento da geração de RSU, que pode ter ocasionado maiores preocupações com a gestão e tratamento desses resíduos, o Brasil atualmente possui metas a serem atingidas conforme estabelecido na Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Nº 12.305/2010), no qual se espera que ocorra a eliminação dos lixões e aterros controlados até o ano de 2014, adotando novas formas de tratamento e destinação final de resíduos tais como aterros sanitários.

Em termos de adequabilidade da destinação final de RSU, o IBGE (2010) apresentou os principais tipos de disposição final dos RSU por município (Figura 2.2), onde se pode

observar que a maioria dos municípios utilizava formas inadequadas, como lixões e aterros controlados. Em termos de massa de RSU gerados, a ABRELPE (2011) afirma que cerca de 42% dos resíduos gerados no país (nos anos de 2010 e 2011) ainda foram destinados de forma inadequada e o restante em aterros sanitários.

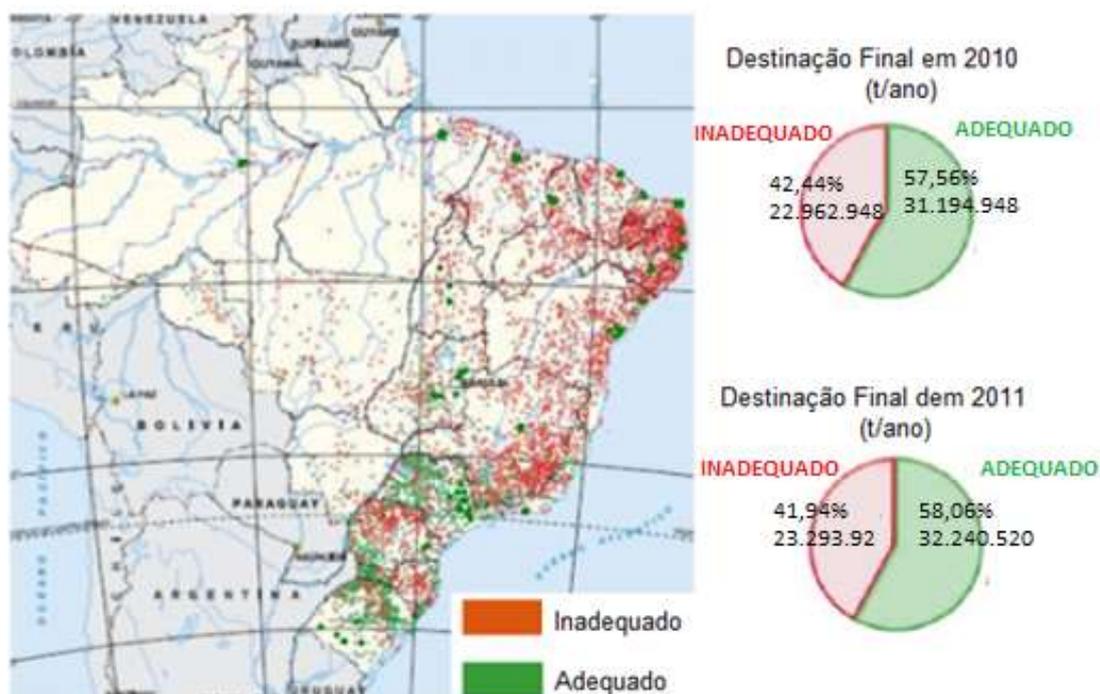


Figura 2.2. Classificação da destinação final de RSU gerados nos municípios no Brasil (adaptado de IBGE, 2010; ABRELPE, 2010; ABRELPE, 2011)

Em termos econômicos, no Brasil, as empresas de coleta, tratamento e reciclagem de RSU ainda são incipientes, apesar do potencial existente e de estar em franca expansão, diferentemente dos países desenvolvidos que movimentam um mercado e empregam milhares de pessoas. Segundo a Revista Veja (2011), nos Estados Unidos, as empresas de coleta e tratamento de RSU faturaram U\$57 bilhões por ano, U\$48 bilhões na União Europeia, U\$41 bilhões na China e U\$10 bilhões no Brasil (Figura 2.3).

Analisando os ganhos econômicos por tonelada de resíduo gerado e coletado, observa-se que o Brasil tem a menor quantidade de resíduos gerada e coletada, a menor taxa de reciclagem e também o menor ganho total. Entretanto, em termos de ganho por tonelada de resíduos gerados, o Brasil apresenta um valor superior ao da China, mesmo com a reciclagem de materiais extremamente baixa, indicando que o Brasil possui ganhos elevados no mercado de RSU, diante da baixa taxa de reciclagem e práticas atualmente adotadas. O Instituto de

Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA, 2012) estimou que cerca de R\$ 8 bilhões são desperdiçados no Brasil devido às práticas atuais adotadas para a destinação final de resíduos, que não tem observado a valorização dos materiais.

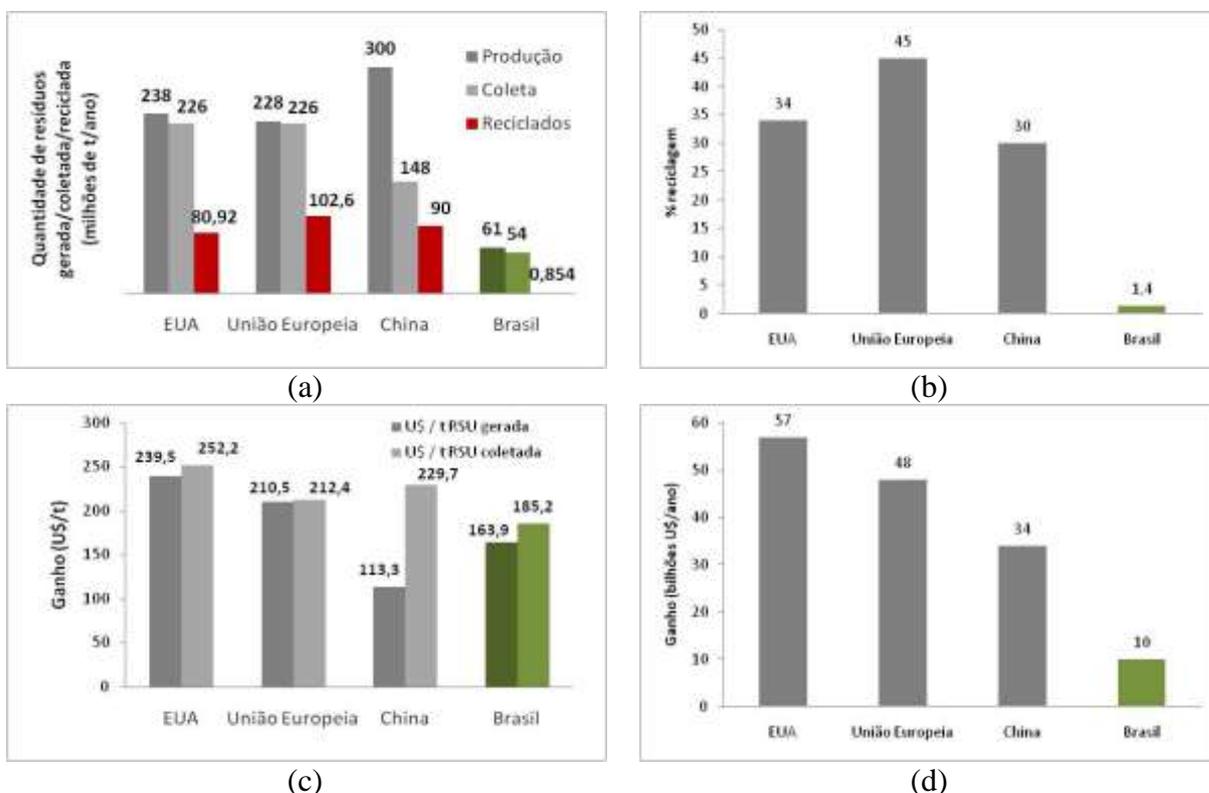


Figura 2.3. Relação (a) da geração, coleta e reciclagem de RSU, (b) taxas de reciclagem de RSU, (c) ganhos econômicos por tonelada de RSU gerada e coletada e (d) ganhos econômicos das empresas existentes no mercado nos EUA, União Europeia, China e Brasil (adaptado de Revista Veja, 2011)

2.3. EMISSÃO DE GEE E APROVEITAMENTO ENERGÉTICO

A coleta e tratamento de biogás nos aterros sanitários tem se destacado principalmente por permitir a redução da emissão de gases de efeito estufa (GEE), constituir fonte de receita adicional para os aterros através da geração de energia elétrica ou venda de combustível e ainda aumentar a segurança do local, com a minimização dos riscos de explosões decorrentes das altas concentrações de metano na atmosfera local.

O aproveitamento energético de biogás em aterros vem ganhando mercado no Brasil por diversos fatores políticos, econômicos e ambientais. Entre os fatores políticos, tem-se o lançamento de políticas públicas que incentivam a redução de GEE e a geração de energia

advindas da gestão de resíduos. Em relação aos aspectos econômicos e ambientais, a redução das emissões de GEE pode constituir em uma fonte de receita adicional aos aterros por meio da venda de créditos de carbono e energia. Entretanto, ainda não há consenso acerca do real potencial de produção de energia a partir dos RSU no Brasil, o que pode representar uma das principais incertezas deste mercado.

2.3.1. Mercado de Carbono e Mecanismos de Desenvolvimento Limpo em Aterros Sanitários no Brasil

Em dezembro de 2011, houve a aprovação da segunda fase do Protocolo de Quioto na 17ª Conferência das Partes (COP17) da Convenção de Mudanças do Clima das Nações Unidas (UNFCCC), que estabeleceu metas de redução de 24 a 40% das emissões de GEE com relação a 1990, sendo aplicadas essas metas aos países industrializados, com exceção dos EUA, Rússia, Canadá e Japão, que não assinaram o Protocolo. Esses países podem estar entre os maiores responsáveis pelas emissões de gases causadores de efeito estufa e o fato de eles não terem assinado, pode comprometer a verdadeira proposta do Protocolo.

O Protocolo introduz três mecanismos de mercado, sendo um deles o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que viabiliza o alcance de metas de redução com um melhor custo-benefício por meio da emissão de Redução Certificada de Emissão (RCE) e comercialização de créditos de carbono (MDL, 2009).

Em termos mundiais, o valor total do mercado de carbono cresceu 11% em 2011, alcançando a cifra de US\$ 176 bilhões, que corresponde à transação de 10,3 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente, sendo o Brasil responsável por 5% do total (MCT, 2012).

Com relação ao número de projetos MDL, até agosto de 2010 foram aprovados e registrados 4.329 projetos de MDL oriundos de todo o mundo, sendo o Brasil responsável por cerca de 6% deste montante (MCT, 2010b). Em junho de 2011, foram aprovados e registrados cerca de 7.742 projetos, com o Brasil ocupando o terceiro lugar em número de atividades de projeto, com 499 projetos (6%), sendo a China com 39% e a Índia com 27% representando o primeiro e o segundo lugares, respectivamente (MCT, 2011).

Deste montante, conforme MCT (2011), cerca de 7,6% dos projetos submetidos estão voltados para projetos MDL em aterros sanitários (Figura 2.4), principalmente para a queima e aproveitamento energético do biogás, que são responsáveis pela redução anual média de 23,5% das emissões, sendo o segundo setor a reduzir as emissões, como pode ser observado na Tabela 2.1.

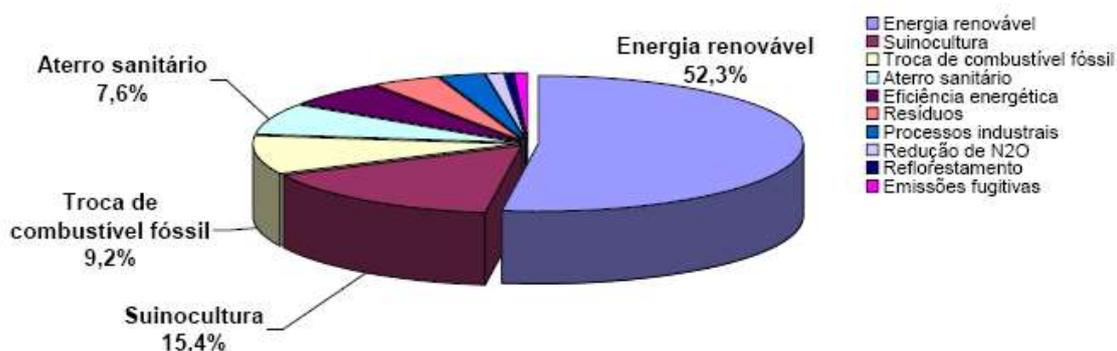


Figura 2.4. Número de projetos MDL brasileiros por escopo setorial no ano de 2011 (MCT, 2011)

Tabela 2.1. Distribuição das atividades de projeto MDL no Brasil por tipo de Projeto (MCT, 2011)

Projetos em Validação/Aprovação	Número de projetos	Redução anual de emissão (tCO ₂ eq)	Redução anual de emissões (%)
Energia renovável	261	21.125.083	40,3
Aterro Sanitário	38	12.307.823	23,5
Redução de N ₂ O	5	6.373.896	12,2
Suinocultura	77	4.244.755	8,1
Troca de combustível fóssil	46	3.329.139	6,3
Eficiência energética	30	2.180.709	4,2
Reflorestamento	3	440.275	0,8
Processos Industriais	14	1.002.940	1,9
Resíduos	21	709.921	1,4
Emissões fugitivas	4	720.068	1,4

Um dos projetos de MDL mais conhecidos na área de resíduos no Brasil é o Aterro Sanitário Bandeirantes localizado na Região Metropolitana de São Paulo, desativado desde março de 2007, com uma área total de cerca de 1.400.000 m², cerca de 36 milhões de toneladas de resíduos depositados e pode gerar cerca de 170.000 MWh de energia elétrica por ano. Em termos de redução de emissões, estima-se que com o aproveitamento energético do biogás gerado no Aterro Bandeirantes juntamente com o Aterro São João (fechado em 2009), pode-se reduzir as emissões de 11 milhões de toneladas de CO₂ (LIPINSKI, 2012).

Para isto, segundo Jornal da Bioenergia (2008), foi realizado um investimento de U\$30 milhões para o sistema de captação do biogás, geração de energia e acoplamento á rede de distribuição. Segundo MCT (2012), esta infraestrutura possibilitou a comercialização pela prefeitura de São Paulo em 2007 de 808.450 toneladas de carbono equivalente, negociada a €16,20 por tonelada na Bolsa de Valores, Mercadorias e Futuros de São Paulo (BM&F Bovespa) com o banco holandês Fortis Bank NV/AS, totalizando um valor de cerca de R\$ 34 milhões.

Segundo Globo (2012), nos aterros de São Paulo também foram leiloados cerca de 713 mil toneladas de carbono no ano de 2008, negociadas a €19,20 por tonelada, no qual foi arrecadado o equivalente a R\$ 37 milhões, com um adicional de 35,21% em relação ao preço mínimo da tonelada estipulada inicialmente em €14,20.

No ano de 2012, frente a crise econômica mundial, e principalmente na Europa, foi realizado o terceiro leilão na BM&F Bovespa equivalente a um lote de 531.642 toneladas de crédito de carbono proveniente dos aterros Bandeirantes e São João em São Paulo, no qual as negociações variaram de €7 a € 3 por tonelada e foram arrecadados R\$ 4,5 milhões da empresa suíça Mercuria Energy Trading SA, que pagou 3,30 € por tonelada (LIPINSKI, 2012).

O potencial de aproveitamento energético de RSU em aterros sanitários tem atualmente enfrentado desafios com relação ás questões financeiras, técnicas, regulatórias e institucionais, principalmente quanto á incerteza do mercado de créditos de carbono, às competências e responsabilidades nos sistemas de gerenciamento dos resíduos e também uma melhor estimativa do potencial de geração de energia advinda dos resíduos. Segundo PNMC (2008), a busca de soluções para essas questões pode ser de grande importância para viabilizar qualquer iniciativa que possa promover, coordenadamente, a valorização energética sustentável dos RSU.

2.3.2. Geração de energia

A disposição de RSU em aterros sanitários ou biodigestores tem como consequência a geração do biogás, que é composto por vários gases, principalmente dióxido de carbono e metano. O metano é considerado um gás de efeito estufa (GEE), sendo este de grande relevância ambiental e econômica, principalmente por ser combustível, permitindo seu aproveitamento energético.

Além da preocupação com a questão do aumento da quantidade de RSU gerados pela população e emissões de GEE, outro fato que tem se destacado consiste na possibilidade de aproveitamento energético do biogás gerado e participação na matriz energética do País, mesmo com pequena participação. Segundo a ANEEL (2012a), os empreendimentos atuais em operação responsáveis pela geração e abastecimento de energia elétrica no Brasil representam cerca de 127.744.296kW de capacidade instalada (Tabela 2.2), sendo que 0,06% disto (79.608 kW) são relacionados à energia advinda do aproveitamento energético do biogás gerado na decomposição de resíduos. Segundo WWF (2012), isto pode ser devido ao fato de as tecnologias de geração de energia via hidrelétrica serem mais desenvolvidas, consolidadas e terem disponibilidade para atender todo o Brasil enquanto que a geração de energia elétrica com a utilização de biogás de aterros ainda esteja em processo de desenvolvimento/consolidação de tecnologia e é bem mais recente e cara quando comparada as hidrelétricas.

Apesar de a energia nacional ser praticamente formada por energia advinda de hidrelétricas, Trevisan Escola de Negócios (2012) afirma que em 2011 o Brasil foi o 3º no ranking mundial em relação ao preço pago por kWh, com um valor médio de R\$0,508 por kWh. Devido à redução do custo da energia elétrica de aproximadamente 16% para consumidores residenciais em setembro de 2012, o Brasil tornou-se o 10º (Tabela 2.3), tendo a energia ainda mais cara que o valor cobrado nos EUA, que possuem como fonte principal de energia o uso de termoelétrica e combustíveis fósseis, com cerca de 80% da energia total gerada, como pode ser observado na Figura 2.5.

Tabela 2.2. Fontes de geração e abastecimento de energia elétrica no Brasil (ANEEL, 2012a)

Tipo	Capacidade Instalada		%	Total		%	
	N.º de Usinas	(kW)		N.º de Usinas	(kW)		
Hidro		1.019	83.420.366	65,30	1.019	83.420.366	65,30
Gás	Natural	105	11.550.013	9,04	145	13.381.696	10,48
	Processo	40	1.831.683	1,43			
Petróleo	Óleo Diesel	949	3.400.454	2,66	983	7.336.765	5,74
	Óleo Residual	34	3.936.311	3,08			
Biomassa	Bagaço de Cana	359	8.030.844	6,29	445	9.756.738	7,64
	Licor Negro	14	1.235.643	0,97			
	Madeira	44	378.035	0,30			
	Biogás	20	79.608	0,06			
	Casca de Arroz	8	32.608	0,03			
Nuclear	-	2	2.007.000	1,57	2	2.007.000	1,57
Carvão Mineral	Carvão Mineral	10	1.944.054	1,52	10	1.944.054	1,52
Eólica	-	81	1.721.832	1,35	81	1.721.832	1,35
Importação	Paraguai		5.650.000	5,46		8.170.000	6,40
	Argentina		2.250.000	2,17			
	Venezuela		200.000	0,19			
	Uruguai		70.000	0,07			
Total		2.695	127.744.296	100	2.695	127.744.296	100

Tabela 2.3. Ranking mundial do custo da energia elétrica (TREVISAN ESCOLA DE NEGÓCIOS, 2012; ANEEL, 2012b)

País	R\$/ Kwh
Alemanha	0,650
Itália	0,526
Japão	0,464
Holanda	0,442
Portugal	0,430
Inglaterra	0,398
Turquia	0,368
Suíça	0,360
Noruega	0,352
Brasil (média)	0,333
Grécia	0,316
França	0,314
Estados Unidos	0,232
México	0,178

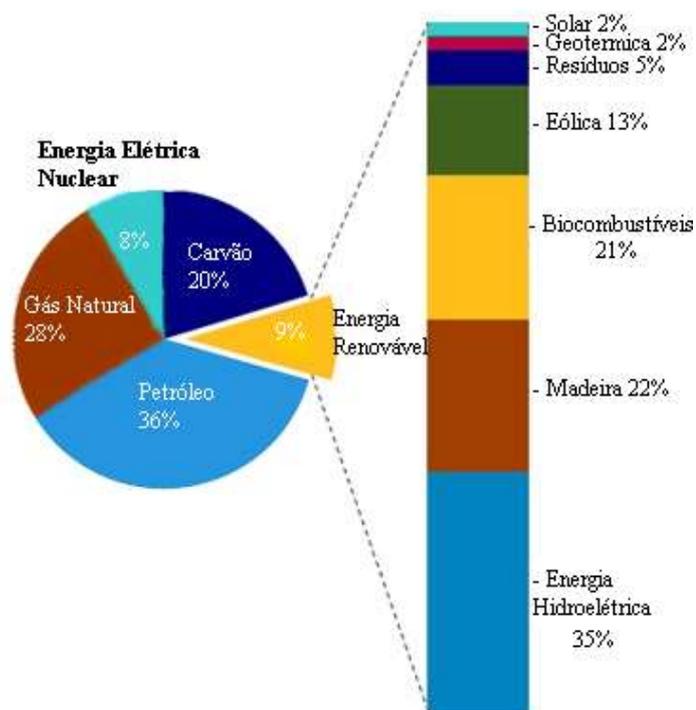


Figura 2.5. Matriz energética dos EUA no ano de 2011 (EIA, 2012)

Segundo EIA (2012), apenas 9% da energia total gerada nos EUA é proveniente de fontes de energias renováveis, sendo 0,45% proveniente da geração de metano a partir do tratamento de resíduos (RSU, agrícolas e outros). Existem mais de 1.900 aterros em operação nos EUA, sendo que os 10 maiores aterros existentes nos EUA recebem mais de 8.000 toneladas de RSU por dia (1.7 a 3.3 milhões de toneladas de RSU por ano), enquanto pequenas localidades rurais podem receber menos do que 50 toneladas por dia.

Um critério para implantação e operação dos aterros nos EUA é o grau de controle de emissões de gás metano para a atmosfera definido nas legislações federal, estadual e municipal. Com poucas exceções, os aterros nos EUA devem instalar e operar sistemas de controle de biogás com a finalidade de captar/aproveitar o gás metano e reduzir os odores locais. Como resultado, a maioria dos aterros incorporam, ao menos, sistemas de tratamento/queima do biogás operando de forma contínua. Adicionalmente, como a maioria dos aterros nos EUA são de grande porte (mais de 3 milhões de toneladas de RSU depositados), a quantidade de biogás nos aterros é grande o suficiente para viabilizar um projeto de aproveitamento energético do biogás.

Projetos chamados de *Landfill Gas-to-Energy* (LFGTE) foram iniciados desde a década de 1970 nos EUA, fornecendo uma forma de energia renovável para geração de eletricidade ou para uso direto em caldeiras como combustível alternativo. Em 2012, a EPA (2012) informou que 594 usinas de aproveitamento energético de biogás estavam em operação em 46 estados. A produção de energia a partir do biogás é voltada para adicionar à rede de energia local, com a capacidade de produção em mais de 1.813 MW. O maior projeto era de 50 MW, enquanto a maioria dos projetos tem média de 1 a 3 MW. Cerca de 100 projetos de biogás foram destinados a complementar a rede de distribuição de gás natural. Se esta situação existisse no Brasil, com a capacidade instalada de 1.813MW advindo dos RSU, isto representaria cerca de 1,4% da capacidade total instalada para a produção de energia no país, superando a energia eólica, que atualmente é de 1,35%.

A EPA (2012) estimou que um adicional de 540 projetos de LFGTE poderiam ser desenvolvidos nos EUA, com base em volumes de resíduos de aterros sanitários, tamanhos e tecnologias disponíveis. Se esses projetos fossem desenvolvidos, isso poderia resultar em um adicional de 1.212 MW para a energia renovável.

No Brasil, ANEEL (2012a) afirmou que na área de geração de energia elétrica a partir do biogás, existiam 20 empreendimentos em operação (responsáveis por 79,6MW de potência) e 6 em processo de outorga (com capacidade para 42,25MW de potência). Dos 20 listados na Tabela 2.4, apenas 4 utilizavam os RSU como fonte de geração de biogás. Os empreendimentos que possuem maior capacidade estão instalados em São Paulo (Aterro Bandeirantes e Aterro São João), com cerca de 20MW de potência instalada.

Os estudos do MMA (2005) indicaram que aterros de municípios ou consórcio abrangendo populações entre 500 mil e 1 milhão de habitantes podem apresentar um potencial médio de geração de energia de aproximadamente 2MW, enquanto que os aterros envolvendo municípios que totalizam 200 mil a 500 mil habitantes podem gerar cerca de 1MW. Esses resultados são médios e apresentam grandes variações caso a caso, a depender da composição dos resíduos, condições climáticas, condições de operação do aterro etc.

Tabela 2.4. Usinas que utilizam o biogás como combustível para a geração de energia em operação no Brasil
(FONTE: adaptado de ANEEL, 2012a)

Usina	Tipo de resíduos	Potência Fiscalizada (kW)	Destino da Energia	Proprietário	Município
Salvador	RSU	19.730	PIE	100% para Termoverde Salvador S.A.	Salvador - BA
Bandeirante	RSU	20.000	APE PIE	30% para União de Bancos Brasileiros S.A. 70% para Biogeração Energia S/A	São Paulo - SP
São João Biogás	RSU	21.560	PIE	100% para São João Energia Ambiental S/A	São Paulo - SP
Uberlândia	RSU	2.852	REG	100% para Energas Geração de Energia Ltda	Uberlândia - MG
Energ-Biog	Efluentes domésticos	30	REG	100% para Biomass Users Network do Brasil	Barueri - SP
Unidade Industrial de Aves	Resíduos agro-industriais	160	REG	100% para Cooperativa Agroindustrial Lar	Matelândia - PR
Unidade Industrial de Vegetais	Resíduos agro-industriais	40	REG	100% para Cooperativa Agroindustrial Lar	Itaipulândia - PR
ETE Ouro Verde	Efluentes domésticos	20	REG	100% para Companhia de Saneamento do Paraná – Sanepar	Foz do Iguaçu - PR
Granja Colombari	Resíduos agro-industriais	32	NI	não identificado	não identificado
Star Milk	Resíduos agro-industriais	110	REG	100% para Ibrahim Faiad	Céu Azul - PR
Asja BH	Resíduos agro-industriais	5.000	REG	100% para Consorcio Horizonte Asja	Belo Horizonte - MG
Arrudas	efluentes domésticos	2.400	REG	100% para Companhia de Saneamento de Minas Gerais	Belo Horizonte - MG
Granja São Pedro/Colombari	Resíduos agro-industriais	80	REG	100% para José Carlos Colombari	São Miguel do Iguaçu - PR
Ambient	Resíduos agro-industriais	1.500	REG	100% para Ambient Serviços Ambientais de Ribeirão Preto S.A	Ribeirão Preto - SP
Granja Makena	Resíduos agro-industriais	80	REG	100% para Altair Olimpio de Oliveira	Patrocínio - MG
Ajuricaba	Resíduos agro-industriais	80	REG	100% para Prefeitura Municipal de Marechal Cândido Rondon	Marechal Cândido Rondon - PR
Fazenda Nossa Senhora do Carmo	Resíduos agro-industriais	80	REG	100% para Sérgio Elias Saraiva	Ituiutaba - MG
Geo Elétrica Tamboara	Resíduos agro-industriais	3.980	REG	100% para Geo Elétrica Tamboara Bioenergia SPE Ltda	Tamboara - PR
Granja São Roque	Resíduos agro- industriais	1.000	REG	100% para Nelso Pasqual e Maria Salete Pasqual	Videira - SC
Cetrel Bioenergia JB	Resíduos agro- industriais	874	REG	100% para UTE Cetrel Bioenergia JB	Cachoeirinha - PE

PIE – Produção independente de energia; APE – autoprodução de energia; REG – registro; NI – não identificado

Segundo MACIEL (2009), apesar da possibilidade de implantação e operação de outros projetos no Brasil, as perspectivas de exploração do aproveitamento energético do biogás no País ainda são irrisórias quando se compara com o seu potencial a ser explorado no País. Entretanto, o MMA (2005) afirmou que existe uma tendência crescente da geração de biogás e conseqüentemente no potencial energético dos aterros no Brasil. Para o ano de 2015, em um cenário conservador havia uma estimativa de 356,2 MW enquanto que em um cenário otimista foi de 440MW, cerca de 5 vezes maior ao encontrado em 2012 pela ANEEL (2012a). O Plano Nacional de Energia 2030 - PEN 2030, citado em PNMC (2008), afirma que o potencial previsto para 2030 pode variar de 1.230 MW, caso da utilização da tecnologia de digestão anaeróbia, até 8.440 MW, no caso de se utilizar a geração com ciclo combinado otimizado.

2.3.3.Aspectos políticos

Nos últimos anos, as políticas de mudanças climáticas e as subsequentes mobilizações de capital criaram um ambiente propício para investimentos e iniciativas no mercado de carbono no Brasil, apesar de atualmente ter uma crise econômica deste mercado. Investimentos adicionais também foram previstos no Brasil, em função da Copa do Mundo em 2014 e dos Jogos Olímpicos em 2016. Neste contexto, o governo federal, governos estaduais e o setor privado têm buscado oportunidades de ampliação e construção infraestruturas na área de meio ambiente em geral. Algumas dessas oportunidades foram apresentadas na Conferência Rio+20, que ocorreu em junho de 2012, na qual um dos focos consistiu em apresentar propostas de desenvolvimento da economia verde e um quadro institucional para a promoção do desenvolvimento sustentável (KOSSOY & GUIGON, 2012).

Na área de melhoria na gestão e tratamento de RSU no Brasil, as bases para implementação de novas tecnologias e diretrizes decisivas estão apresentadas no Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC, 2008) instituído pela Política Nacional de Mudanças Climáticas (Lei Nº 12.187 / 2009) que estabelece metas de redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE) entre 36,1 e 38,9% até 2020, juntamente com o Fundo Nacional sobre Mudança do Clima (Lei Nº 12.014 / 2009), a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Nº 12.305/2010) e a Lei Federal de Saneamento Básico (Lei Nº 11.445 / 2007).

A Política Nacional sobre Mudança do Clima (Lei Nº 12.187 / 2009) estabelece como um de seus objetivos a redução das emissões de GEE oriundos de diversas atividades humanas, inclusive às referentes aos resíduos (Artigo 4º, II) e oficializa o compromisso do Brasil junto à Convenção-Quadro da ONU sobre Mudança do Clima de redução de emissões de gases de efeito estufa entre 36,1% e 38,9% das emissões projetadas até 2020. O Plano Nacional sobre Mudança do Clima também definiu metas para recuperação do CH₄ nas instalações de tratamento de resíduos urbanos e para a ampliação da reciclagem de resíduos sólidos para 20% até o ano de 2015.

Esse é um dos instrumentos que pode incentivar o tratamento e o aproveitamento energético do biogás nos aterros, trazendo benefícios para o setor energético, econômico, à comunidade local e à própria gestão do empreendimento.

2.4. BIODEGRADAÇÃO DE RSU

O aterro de resíduos sólidos urbanos (RSU) é um sistema dinâmico que envolve reações metabólicas formando um sistema complexo, sob a influência de agentes naturais (clima e microrganismos) e mecanismos químicos, físicos e microbiológicos, como pode ser observado na Figura 2.6. O conjunto desses fenômenos conduz à geração de metabólitos líquidos e gasosos além do carreamento pela água de moléculas orgânicas e inorgânicas diversas através de mecanismos físicos como a advecção, difusão e dispersão mecânica, originando assim o biogás e o lixiviado.

Segundo Tchobanoglous *et al.*, (1993), os principais processos que ocorrem dentro do aterro incluem (1) a decomposição de compostos orgânicos; (2) a dissolução e arraste de materiais e de produtos de conversão biológica por líquidos que se infiltram e percolam pelos resíduos; (3) a evaporação de compostos químicos e de água no gás do aterro; (4) a absorção de compostos orgânicos voláteis e semi-voláteis no material aterrado e ainda (5) reações de oxidação-redução que afetam metais e a complexação desses. Todos os processos citados influenciam diretamente na geração de biogás e de lixiviado em aterros, porém estes dependem de diversos fatores como composição dos resíduos, condições climáticas, tipo de operação do aterro e outros descritos a seguir.

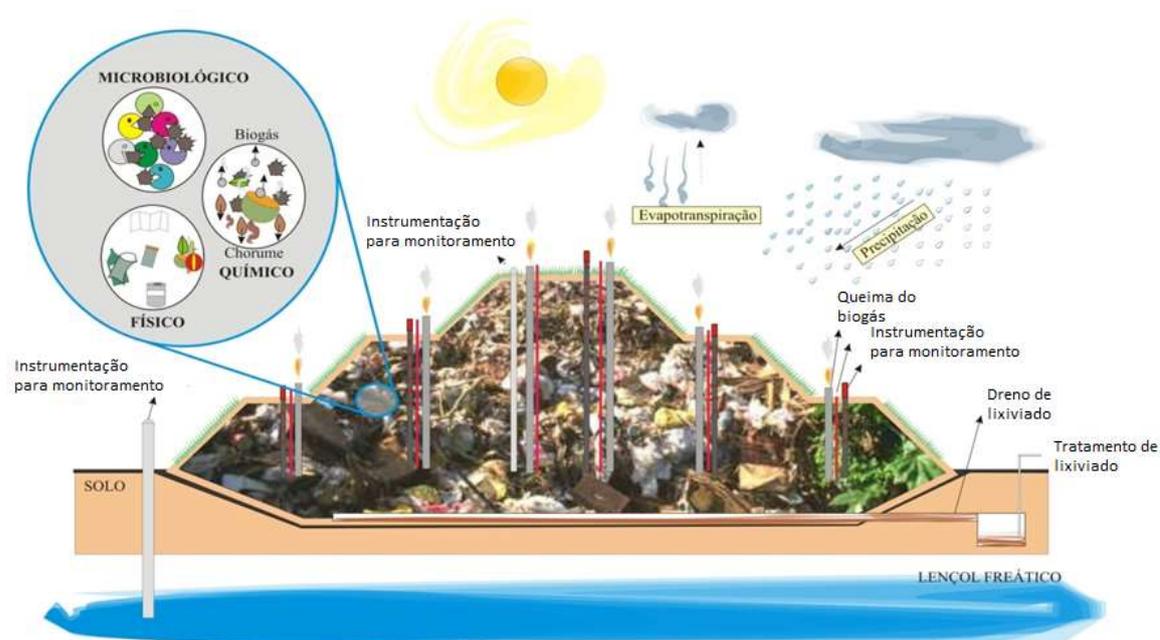


Figura 2.6. Interações físicas, químicas e biológicas em um aterro de RSU (FIRMO, 2006)

Também é importante enfatizar que esses processos citados também podem coexistir em digestores anaeróbios, visto que também ocorre a biodegradação de forma anaeróbia. Entretanto, em digestores anaeróbios, esses processos podem ser controlados de melhor forma que no aterro, visto que esta alternativa tecnológica demanda um maior controle na composição dos resíduos e normalmente apresenta sistemas de controle de temperatura, de umidade interna e de extração do biogás, diferentemente dos aterros.

2.4.1. Geração de Biogás

O potencial de geração de biogás a partir da degradação de resíduos em aterros pode chegar a 300-400 m³/ton de lixo (ALVES, 2008), enquanto que em um biodigestor esse potencial pode ser ainda maior, a depender das condições de digestão anaeróbia e qualidade do resíduo. O biogás possui diversos gases em sua composição (O₂, CO₂, CH₄, H₂S, SO_x, NO_x etc) que dependem das fases de decomposição dos resíduos e dos inúmeros fatores intervenientes no processo de degradação como composição dos resíduos, clima, formas de operação e outros.

A geração de biogás é decorrente da decomposição microbiológica dos materiais biodegradáveis, reações químicas e vaporização de compostos voláteis existentes nos

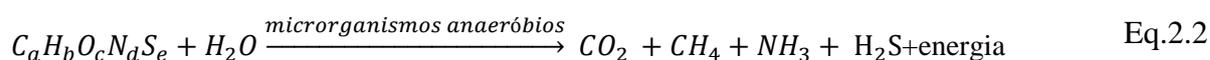
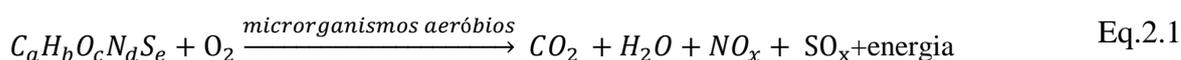
resíduos, que depende da concentração destes, pressão parcial e temperatura na massa de resíduos e no ambiente externo (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; FISCHER *et al.*, 1999; LOBO, 2003c; MACIEL, 2009).

A decomposição microbiológica da matéria degradável complexa é considerada o processo mais relevante em termos de geração de biogás. É descrita como um processo longo e seqüencial envolvendo microrganismos aeróbios e anaeróbios em razão dos metabolismos distintos que se sucedem ou se superpõem (CASTILHOS JR, 2003; RUSSO, 2005; ALCANTARA, 2007; ACHOUR, 2008; BARLAZ, 2009).

Logo após a disposição dos resíduos, predomina uma condição aeróbia pela presença do oxigênio nos espaços vazios dos resíduos onde pela decomposição e ação dos microrganismos aeróbios (em geral bactérias, leveduras e fungos), são produzidos dióxido de carbono, água, calor e outros subprodutos como biomassa e moléculas complexas para a fase anaeróbia.

Após o consumo de oxigênio, é iniciada a fase anaeróbia, pela ação de bactérias anaeróbias facultativas ou estritas, e esta fase predomina por um longo período, principalmente em aterros. É a fase mais significativa em termos de formação do gás metano, tornando-se foco de diversos estudos laboratoriais e na modelagem de processos anaeróbios.

Conforme Barlaz *et al.* (1989), Tchobanoglous *et al.* (1993) e Haith (1998), os materiais existentes nos RSU podem ser representados pela composição química elementar (em termos de C, H, O, N e S). As reações químicas gerais não balanceadas que representam o processo aeróbio e anaeróbio de degradação desses materiais estão apresentadas nas Equações 2.1 e 2.2, onde os índices *a*, *b*, *c*, *d* e *e* representam o número de mols desses componentes no material.



Existem diversas teorias que definem as etapas de decomposição anaeróbia das frações degradáveis existentes nos resíduos. De uma forma geral, a Figura 2.7 apresenta o processo de

decomposição de matéria carbonácea, distinguindo-se quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (acetoclástica e hidrogenoflica)



Figura 2.7. Esquema das reações na digestão anaeróbia de materiais poliméricos formados por cadeias de carbono (adaptado de Lobo *et al.*, 2003b)

Na primeira fase, tem-se a hidrólise da matéria orgânica degradável complexa particulada transformando-se em polímeros mais simples como proteínas, carboidratos e lipídeos. Estes são hidrolisados formando biomonômeros como açúcares, aminoácidos e ácidos graxos voláteis de cadeia longa. Nessa fase, o nitrato e o sulfato são convertidos biologicamente a nitrogênio e gás sulfídrico. O pH do lixiviado começa a diminuir devido a presença de ácidos orgânicos e ao efeito das elevadas concentrações de CO_2 dentro do aterro, que são facilmente solubilizadas no líquido.

A fase ácida é caracterizada pela conversão de aminoácidos, açúcares e ácidos graxos voláteis de cadeia longa em produtos intermediários (ácidos fórmico, lático, propiônico, butírico e

outros orgânicos) e hidrogênio, ou a fermentação direta de aminoácidos e açúcares em ácido acético (fase acetogênica). Esta fase é caracterizada pelo baixo pH do lixiviado devido a presença de ácidos orgânicos e elevadas concentrações de CO₂ e gases ácidos dissolvidos. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO) e a condutividade elétrica do lixiviado aumentam significativamente nessa fase devido à dissolução de ácidos orgânicos e material inorgânico no lixiviado.

Chegando na metanogênese, têm-se dois grupos de bactérias distintas. O primeiro grupo, as hidrogenotróficas ou redutoras de CO₂, formam metano a partir do consumo de hidrogênio e de dióxido de carbono, entretanto esse grupo é menos significativo na produção de metano, sendo apenas 28% desse gás gerado por essa via. A maior parte do metano, cerca de 72%, é produzida por um segundo grupo de espécies seletivas, as acetoclásticas, que formam o metano a partir do ácido acético.

Como os ácidos e o gás hidrogênio são convertidos nessa fase em metano e dióxido de carbono, o pH na fase metanogênica, dentro do aterro encontra-se em valores próximo à neutralidade, na faixa de 6,8 a 8,0, ocasionando uma diminuição nas concentrações de DBO, DQO e de condutividade elétrica do lixiviado. Com valores mais altos do pH, uma menor quantidade de constituintes inorgânicos são dissolvidos, e como resultado, a concentração de metais pesados presentes no lixiviado pode reduzir.

Na Figura 2.8 pode-se observar a geração de gases ao longo de cada fase de decomposição anaeróbia, em termos de concentração volumétrica de N₂, O₂, H₂, CO₂ e CH₄ em função do tempo de disposição dos resíduos. Maciel (2009) explica a figura, dizendo que na fase aeróbia (fase I) existe a predominância do ar atmosférico (composição média de 80% de N₂ e 20% de O₂). Já na fase de hidrólise (fase II), tem-se a transição para a condição anaeróbia onde o O₂ é consumido pelos microrganismos aeróbios juntamente com a decomposição de materiais, formando CO₂ e diminuindo a composição dos outros gases. Na fase acidogênica (fase III), tem-se a predominância da geração de CO₂, embora existam outros gases como o H₂. A fase metanogênica (fase IV), o número de microrganismos aeróbios é bem elevado, juntamente com a redução/estabilização do teor de CO₂ e aumento/estabilização do teor de CH₄. Na fase final da decomposição (fase V), a concentração de CH₄ e CO₂ tende a diminuir, pela escassez de matéria carbonácea, e as condições atmosféricas tendem a se estabelecer.

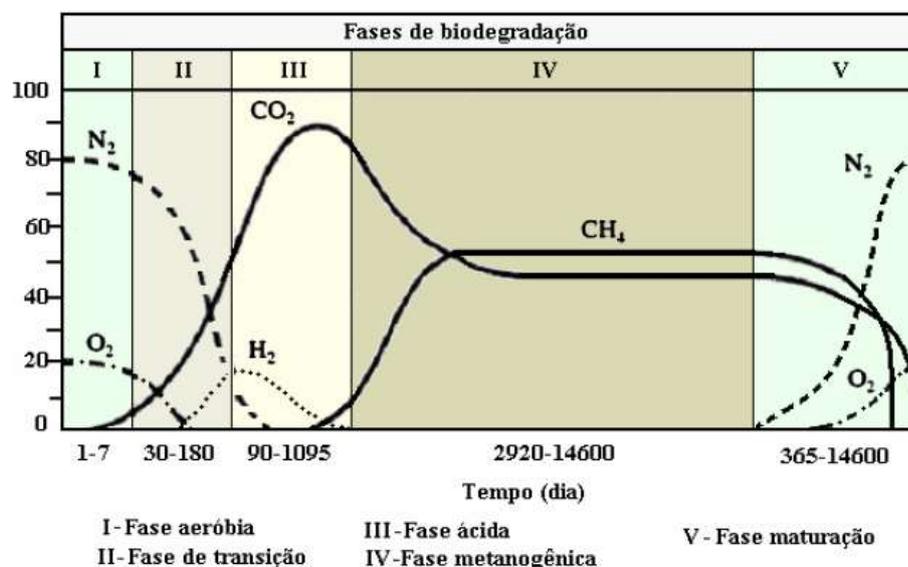
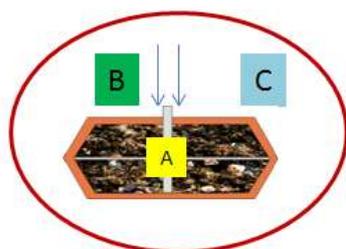


Figura 2.8. Fases de degradação anaeróbia e comportamento da concentração volumétrica dos gases em função do tempo de disposição dos resíduos (adaptado por ALCÂNTARA, 2007)

Em um aterro, as fases de degradação, a velocidade de decomposição e a conseqüente geração de biogás dependem de diversos fatores tais como a composição do resíduo, do teor de umidade dos resíduos, idade do resíduo, pH, temperatura, tamanho das partículas, densidade dos resíduos, flora microbiana, além das condições ambientais (FARQUHAR & ROVERS, 1973 citado por MUDAU, 2012; IPCC, 1996; JUNQUEIRA, 2000; CASTILHOS JR, 2003; RUSSO, 2005) A Figura 2.9 apresenta os principais fatores, divididos nos grupos A, B e C, que afetam a geração de biogás em aterros de resíduos sólidos urbanos, no qual o grupo A está relacionado com os fatores que interferem nos microrganismos decompositores como temperatura, grau de aeração, teor de umidade, potencial redox (Eh), alcalinidade, teor de nutrientes e compostos tóxicos. O fator B está relacionado com a infiltração de água e ar na massa de resíduos e o fator C inclui as condições externas à massa de resíduos como pressão atmosférica, precipitação etc (MUDAU, 2012).



A: interfere nos microrganismos
 B: fluxo de líquido e ar nos RSU
 C: condições externas – temperatura, pressão atmosférica

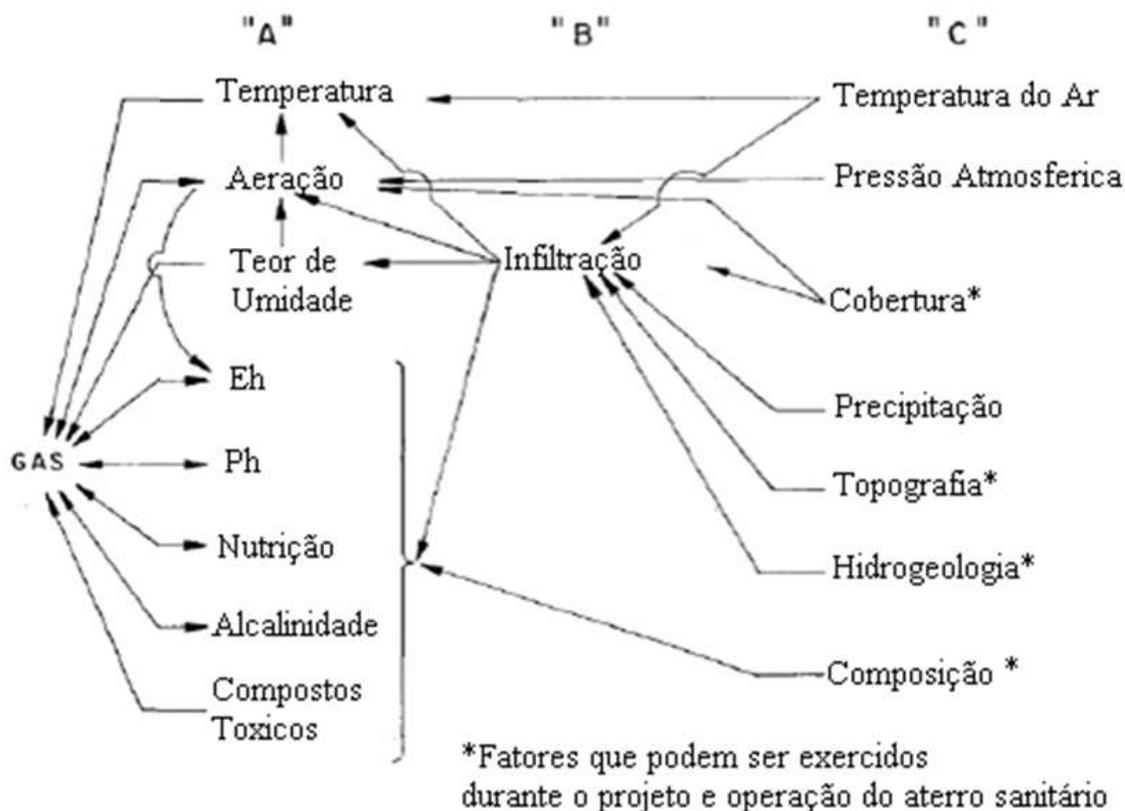


Figura 2.9. Principais fatores intervenientes no processo de geração de gases em aterros (adaptado de Farquhar & Rovers, 1973 citado por Mudau, 2012)

2.5. MODELAGEM DA GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ATERROS

Os modelos matemáticos podem ser ferramentas importantes no planejamento e análise de sistemas e situações reais, consistindo da representação de um determinado processo por meio de equações matemáticas. Além disso, o uso de modelos matemáticos pode auxiliar na sistematização das informações, identificação dos fenômenos que podem estar envolvidos e ainda podem alertar sobre detalhes não considerados previamente, realizar análises de causa e efeito e ainda fazer previsões sobre o comportamento de um sistema real específico bem definido.

Obter o modelo matemático de um sistema físico dinâmico significa obter a equação ou o conjunto de equações que regem sua dinâmica. Algumas etapas importantes que podem ser tomadas como prioritárias nos estudos envolvendo o uso e aplicação de um modelo matemático a um sistema definido são apresentadas na Figura 2.10. De uma forma geral, alguns autores (CABRAL & DEMÉTRIO, 1997; PEGOLLO, 2005; LEMOS, 2008) definem as seguintes etapas: (1) definir o objetivo e compreender o sistema físico e modelo conceitual que se deseja modelar; (2) formular o modelo matemático e equações diferenciais envolvidas, normalmente aplicando às leis de conservação; (3) solucionar as equações envolvidas em função das variáveis de saída desejáveis, em geral utilizando de ferramentas numéricas tais como o método dos elementos finitos, método das diferenças finitas e outros, além da linguagem computacional/plataforma a ser adotada; (4) definir a geometria do problema, as condições iniciais, de contorno e listar as hipóteses e aproximações que podem ser realizadas para simplificar o problema; (5) examinar e validar a solução e as hipóteses consideradas, comparando com os resultados experimentais ou situações reais; (6) aceitar ou não o modelo obtido e se necessário reanalisar ou reprojeter o sistema. Cada etapa descrita aqui pode, de acordo com a complexidade do sistema, demandar um extenso estudo.

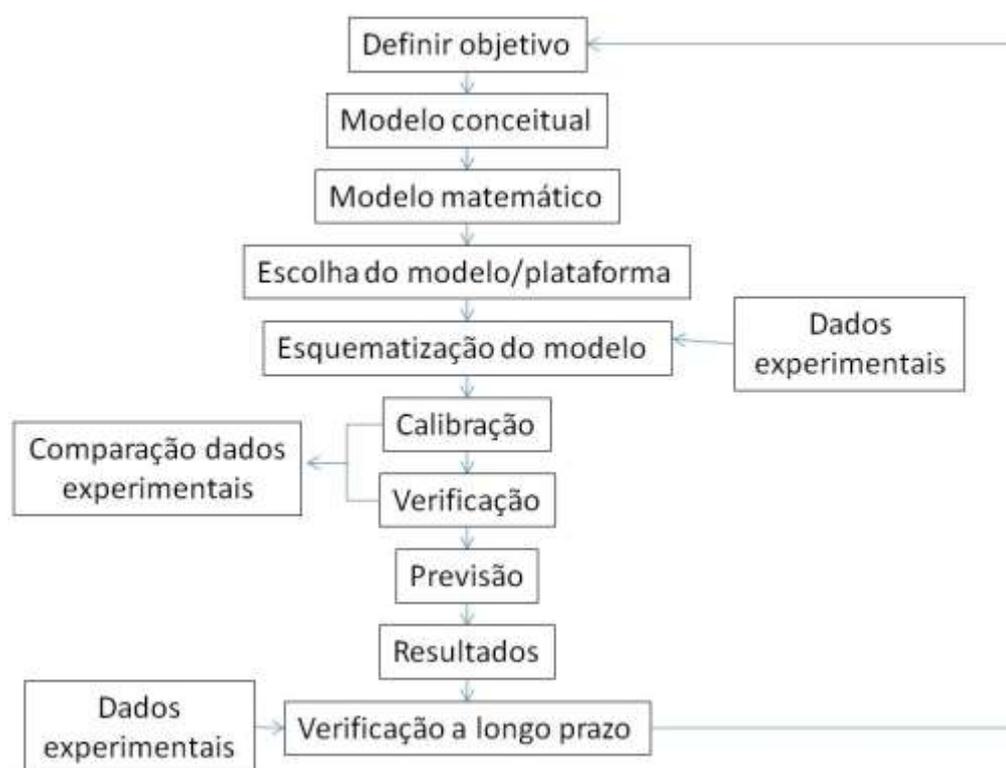


Figura 2.10. Etapas envolvidas no uso e aplicação de modelos matemáticos em sistemas reais

Na etapa referente à definição das equações diferenciais que descrevem o modelo, em geral são utilizadas leis de conservação de massa e energia. Um balanço de massa geralmente pode ser aplicado a um sistema que se refira às entradas, saídas, geração, consumo e acúmulo de massa total ou de componentes químicos.

Uma ferramenta útil para estudar as emissões em um aterro ou biodigestor consiste em determinar o balanço de massa geral do sistema. Este balanço considera as diversas substâncias que podem entrar e sair do sistema sob várias formas. Em um aterro simplificado, as principais “entradas” são os resíduos em si (compostos por diversos tipos de componentes, água, microrganismos, ar, etc) e outros aportes de água e ar advindos de fenômenos climáticos. As principais “saídas” do sistema aterro simplificado normalmente são feitas através do biogás e do lixiviado. A Equação 2.3 descreve o balanço de massa sugerido por Cossu *et al.* (2005) para aterros simplificados, onde x_{Si} é a fração dos diversos componentes i existentes nos RSU (mg/kg de resíduo), Q_i é a massa de resíduos por ano (t/ano), x_L e x_G consistem na concentração de contaminantes perdida no lixiviado e biogás (mg/m³), q_{Lr} e q_{Gr} correspondem ao fluxo de massa perdida através de lixiviado e biogás drenados (m³/ano), q_{Ld} e q_{Gd} correspondem a massa perdida de forma não controlada (m³/ano) e o termo rV está relacionado com a transformação (reação) da massa em outras substâncias, que neste caso está representado por uma equação de ordem zero, onde r é uma constante (mg/m³/ano) e V é o volume de resíduos (m³). A Figura 2.11 representa o balanço total para o sistema aterro.

$$\frac{\Delta m}{\Delta t} = \sum x_{Si} \cdot Q_i - x_L \cdot q_{Ld} - x_L \cdot q_{Lr} - x_G \cdot q_{Gd} - x_G \cdot q_{Gr} - rV \quad \text{Eq.2.3}$$

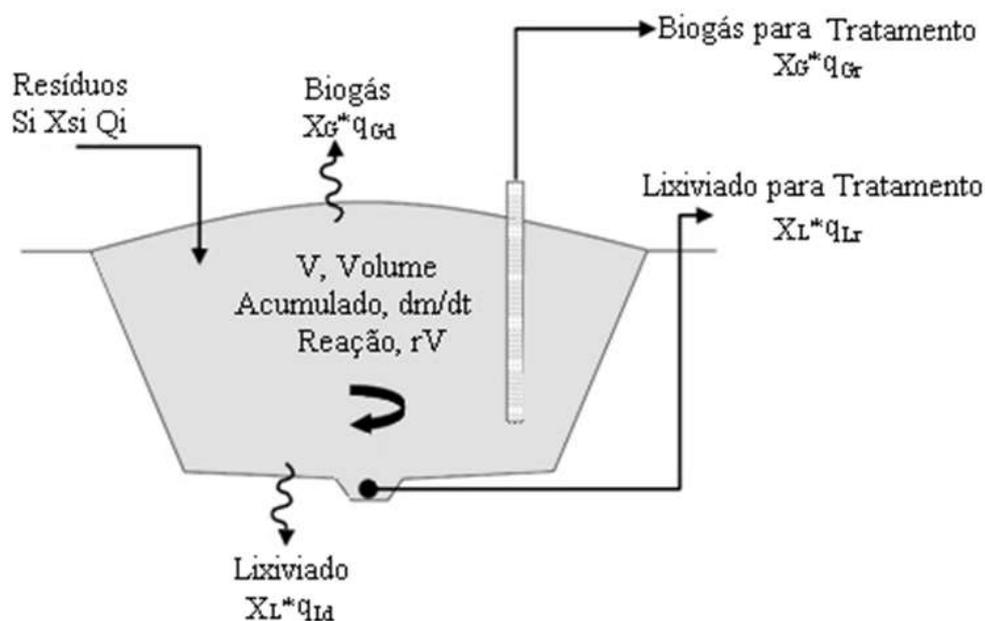


Figura 2.11. Representação esquemática de um balanço de massa para aterros (COSSU *et al.*, 2005)

Entretanto, desenvolver o modelo de balanço de massa para um aterro em escala real é um grande desafio perante o número de componentes e variáveis envolvidas no sistema. Além disso, a maioria das variáveis está relacionada com as propriedades dos resíduos, e estas dependem da composição do material, que varia espacialmente e temporalmente em um aterro, e do período de análise, visto que essas propriedades variam ao longo do tempo, conforme o resíduo se decompõe.

Freed *et al.* (2007), apresenta um balanço de massa que pode ser aplicado em aterros e inventários de emissões, com base no elemento carbono (Figura 2.12), considerando a matéria carbonácea que entra no aterro, o carbono perdido no sistema sob a forma de metano, dióxido de carbono e outros compostos orgânicos voláteis (COV's) além do carbono presente no lixiviado.

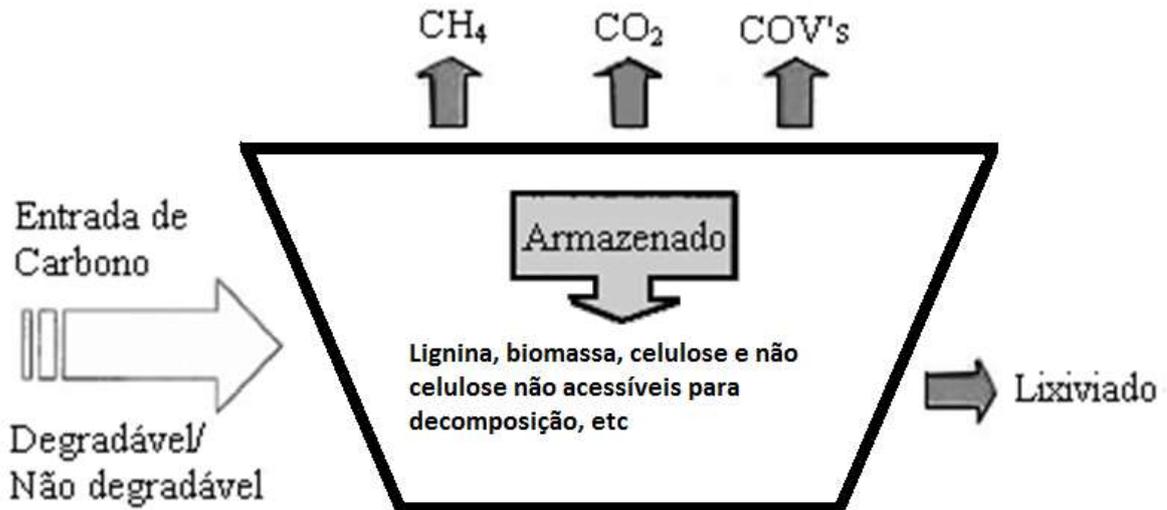


Figura 2.12. Balanço de massa de carbono aplicado em aterros (adaptado de Freed *et al.*, 2007)

O metano (CH_4) tem sido um dos componentes que tem despertado maior interesse para a realização do balanço de massa. De forma mais específica, o balanço de CH_4 , apresentado por diversos autores (FISCHER *et al.*, 1999; MORCET *et al.*, 2003; SCHARFF & AFVALZORG, 2005; SPOKAS *et al.*, 2006; ALCÂNTARA, 2007; SCHEUTZ *et al.*, 2009), considera que este componente pode ser: (1) recuperado pelo sistema de captação para posterior destinação; (2) emitido para a atmosfera pela camada de cobertura; (3) oxidados pela ação de microrganismos metanotróficos existente na camada de cobertura ou internamente na massa de lixo; (4) migrado lateralmente por caminhos preferenciais e por meio da difusão molecular; (5) e se acumular internamente no aterro formando bolsões, principalmente quando não se tem um sistema de drenagem e/ou extração de gases eficiente, como representado pela Figura 2.13 e Equação 2.4. Cada componente dessa equação vem sendo estudado individualmente, sendo raro encontrar um modelo que inclua todos esses componentes, como é o caso do modelo de Young (1992).

$$\text{CH}_4^{\text{gerado}} = \text{CH}_4^{\text{emitido}} + \text{CH}_4^{\text{oxidado}} + \text{CH}_4^{\text{coletado}} + \text{CH}_4^{\text{migrado}} + \Delta\text{CH}_4^{\text{acumulado}} \quad \text{Eq.2.4}$$

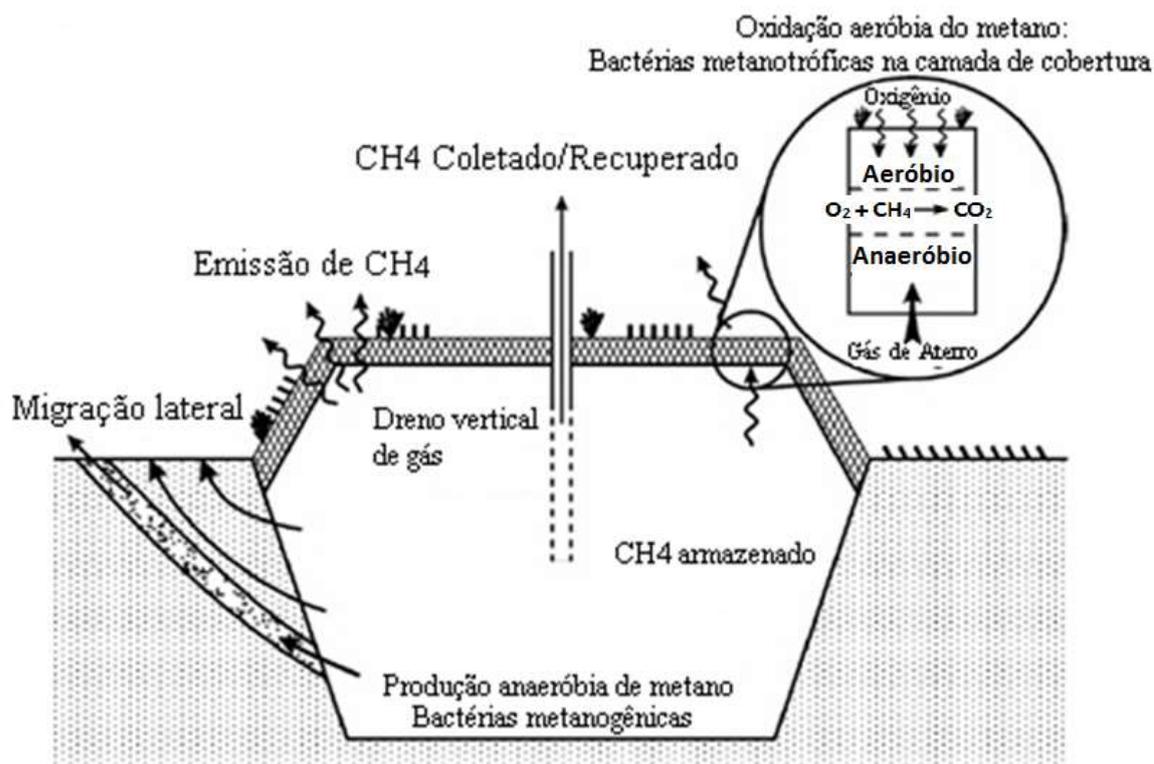


Figura 2.13. Balanço de metano em aterros (SCHEUTZ *et al.*, 2009)

Um dos fatos que tem despertado o interesse em modelar o sistema aterro de RSU está em estimar adequadamente seus efluentes e ainda de avaliar a viabilidade de instalação de algumas plantas de tratamento (de lixiviados e gases). A estimativa da geração de biogás tem sido impulsionada por este ser considerado fonte de energia renovável que, se aproveitado e/ou tratado adequadamente, pode oferecer diversos incentivos econômicos, ambientais e tecnológicos. Entretanto, o Jornal da Bioenergia (2008) afirma que ainda não existe consenso acerca dos modelos utilizados e do potencial de geração de biogás e produção de energia a partir dos RSU no Brasil e no Mundo.

2.5.1. Modelos de Geração de Biogás

A determinação do potencial de geração de gases em aterros, em geral, pode ser realizada com o uso de modelos matemáticos ou de formulações obtidas experimentalmente. As formulações experimentais consideram as medições dos gases gerados em experimentos de diferentes escalas (pequenos reatores, reatores piloto, digestores ou células experimentais) onde, a partir

da análise do comportamento dos dados é possível obter equações que se aproximem e representem os dados. Como exemplo de métodos experimentais para se estimar a geração de gases a partir da degradação de RSU tem-se o ensaio BMP (*Biochemical Methane Potential* ou Potencial Bioquímico de Metano), que consiste em avaliar a biodegradabilidade dos resíduos com base na produção total de biogás (composto por CH₄, CO₂ e outros) em condições ótimas, conhecendo a composição inicial dos resíduos e as condições de biodegradação a que estão submetidos (ALVES, 2008). Com esses resultados, pode-se obter uma curva experimental da estimativa da geração de gás a partir de um determinado resíduo, geralmente representada por uma equação exponencial de primeira ordem.

Desde os anos setenta, vários modelos matemáticos vêm sendo desenvolvidos para avaliar o potencial de geração de gás a partir de RSU, como o trabalho desenvolvido por El-Fadel *et al.*, 1997b). Entre as expressões que quantificam a biodegradabilidade dos resíduos e a conseqüente geração de gás se permite diferenciar dois tipos: globais e biocinéticos/mecanísticos (LOBO *et al.*, 2003a).

As denominadas globais são modelos que agrupam os fenômenos de degradação em equações geralmente exponenciais, fornecendo a geração de gás em função do tempo e algum parâmetro de calibração experimental, geralmente o potencial de geração de biogás e uma constante cinética de degradação. Muitas vezes, os parâmetros de entrada do modelo são obtidos por meio de ajustes dos dados de captação de gás em aterros específicos com instalações típicas, sendo que a utilização desses dados deve ser feita com cautela em casos de aplicação em aterros de outras circunstâncias. Nesses modelos estão incluídos o modelo de *School Canyon* (adotados pelo EPA, Banco Mundial, IPCC), o Modelo de *Oonk & Boom* e outros. Esses modelos são os mais utilizados para realizar estimativas aproximadas da geração de biogás em aterros de RSU, por possuírem uma menor quantidade de parâmetros de entrada e existir alguns aterros no mundo que possuem a calibração desses parâmetros. Ainda assim, grande parte dos aterros reais não possuem os parâmetros de entrada, sendo necessário o levantamento de informações utilizando outros trabalhos para a obtenção desses parâmetros.

Já os modelos biocinéticos são provenientes do avanço e aprofundamento dos estudos na área de biodegradação de resíduos sólidos em aterros, considerando normalmente o aterro como um biorreator. Assim, os modelos biocinéticos apresentam formulações mais complexas envolvendo as rotas metabólicas de degradação, características bioquímicas do substrato e

microrganismos envolvidos. Muitas vezes, estes modelos biocinéticos são acoplados a outros mecanismos existentes em um aterro como fluxo de gases, de líquidos e calor, dando origem aos modelos acoplados ou mecanísticos. Esses modelos requisitam como dados de entrada do modelo, outros tipos de características dos resíduos como permeabilidade, porosidade, poder calorífico, condições climáticas e outras.

El-Fadel *et al.* (1997a) afirmam que as ferramentas numéricas aplicadas e desenvolvidas para representar a degradação de resíduos em aterros ou biorreatores podem ser classificadas em 4 tipos de modelos (a) de estimativa da geração de biogás, (b) de fluxo de gases na massa de resíduos, (c) acoplados - geração e fluxo de gases, (d) acoplados - geração e fluxo de gases, líquidos e calor na massa de resíduos.

A Tabela 2.5 sumariza os diversos modelos abordados por vários autores em termos de geração de biogás em aterros ou experimentos envolvendo a biodegradação de resíduos sólidos urbanos.

Tabela 2.5. Principais modelos de geração de biogás existentes (adaptado de Maciel, 2009)

Modelo	Equação / lógica do modelo
Oonk, <i>et al.</i> (1994) – Ordem zero	$Q_{CH_4} = \xi \cdot 1,87 \cdot k_0 \cdot A$ <p>Q_{CH_4} - volume de CH₄ gerado por ano (m³/ano); ξ - fator de geração que indica a fração do resíduo que é convertida em biogás; k_0 - constante de degradação dos resíduos (ano⁻¹); A - quantidade de resíduo depositada no local (kg); 1,87- volume de biogás gerado (m³) por kg de resíduo;</p>
SCS ENGINEERS (1997) – Ordem zero	$Q_{CH_4} = \frac{M \cdot L_o}{(t_f - t_1)}$ <p>Q_{CH_4} - volume de CH₄ gerado por ano (m³/ano); M - massa de resíduo depositada (t) L_o - potencial de geração de CH₄ (m³/t_{resíduo}) t_1 - intervalo de início da decomposição (ano) t_f - tempo para finalização da geração de gás (ano)</p>
IPCC (1996)- Método Tier1– Ordem zero	$Q_{CH_4} = M \cdot L_o$ $L_o = MCF \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot F \cdot \frac{16}{12}$ <p>Q_{CH_4} - volume de CH₄ gerado por ano (m³/ano) M - massa de resíduo depositada por ano no aterro (t/ano) L_o - potencial de geração de CH₄ por massa de resíduo (t_{CH₄}/t_{resíduos}) MCF - fator de correção de CH₄; DOC - fração de carbono orgânico degradável no resíduo; DOC_f - fração do DOC convertido em biogás; F - concentração de CH₄ no biogás;</p>

Tabela 2.5. Principais modelos de geração de biogás existentes (continuação)

Modelo	Equação / lógica do modelo
Tabasaran (1976) – Primeira ordem unicomponente	$G = G_0 \cdot (1 - e^{-kt})$ $G_0 = 1,868 \cdot C_0 \cdot (0,014 \cdot T + 0,28)$ <p>G = geração acumulada de biogás até ano “t” (m³/t_{resíduo}) K= constante de degradação (1/ano) Co= quantidade carbono orgânico no resíduo (kg_C/t_{resíduo}) Go=potencial de geração de LFG (m³/t_{resíduo}) t= idade do resíduo (ano) T= temperatura (°C)</p>
Oonk, <i>et al.</i> (1994); Coops <i>et al.</i> , (1995) - Primeira ordem unicomponente	<p>Modelo de primeira ordem, que tem como principais variáveis a constante cinética de degradação e o potencial de geração de biogás.</p> $Q_{CH_4} = \xi \cdot 1,87 \cdot A \cdot C_0 \cdot k_1 \cdot e^{-k_1 \cdot t}$ <p>Q_{CH_4} = formação do gás (m³/ano); ξ = fator de geração que indica a fração do resíduo que é convertida em biogás; k₁ = constante de degradação dos resíduos (ano⁻¹); A = quantidade de resíduo depositada no local (kg); C₀ = quantidade de carbono orgânico degradável no resíduo (kg de C/ kg de resíduo); 1,87= volume de biogás gerado por kg de resíduo em m³; t= tempo desde a disposição do resíduo (ano);</p>
IPCC (1996) – método Tier2 - Primeira ordem unicomponente	$Q_{CH_4} = \sum_x N \cdot M \cdot k \cdot L_o \cdot e^{-k(t-x)}$ $N = \frac{1 - e^{-k}}{k}$ $L_o = MCF \cdot DOC \cdot DOCf \cdot F \cdot \frac{16}{12}$ <p>Q_{CH_4} = geração anual de CH₄ (m³/ano) N = fator de normalização (adimensional) M = quantidade anual de resíduo (t/ano) k = constante de degradação (ano⁻¹) Lo= potencial de geração de CH₄ (t_{CH₄}/t_{resíduos}) MCF = fator de correção de CH₄ (adimensional) DOC = carbono orgânico degradável (t_C/t_{resíduo}) DOCf= fração do DOC convertido em biogás (%) F = concentração de CH₄ no biogás (%)</p>
SCS Engineers (1997) – Primeira ordem unicomponente	$G = W \cdot L_o \cdot k \cdot e^{-k(t-tl)}$ <p>G= geração de metano (m³/ano) W= massa de resíduo (tonelada) Lo= potencial de geração de metano (m³/t de resíduo) t= tempo após disposição de resíduo (ano) tl= tempo de atraso (entre a disposição e o início da geração) k= contante de decaimento de primeira ordem.</p>

Tabela 2.5. Principais modelos de geração de biogás existentes (continuação)

Modelo	Equação / lógica do modelo
LandGEM - Primeira ordem unicomponente	Os parâmetros recomendados pelo modelo são baseados em dados empíricos de aterros dos Estados Unidos, utilizando a equação abaixo:
EPA (1996)- LandGEM 2.01 EPA (2005)- LandGEM, 3.02	$\sum_{i=1}^n Q_{CH_4} = \sum k \cdot L_0 \cdot M_i \cdot (e^{-k \cdot t_i})$ <p>Q_{CH_4} é a taxa de geração de metano no ano de cálculo; i é o incremento de tempo (ano); k é a taxa de geração de metano (ano⁻¹) L_0 é o potencial de geração de metano (m³/t) M_i é a massa de resíduos recebida no ano i (t)</p>
Oonk <i>et. al.</i> (1994) – Primeira ordem multicomponente	<p>Modelo de Primeira ordem multicomponente que considera que o resíduo é composto por diversos componentes com potencial de geração de biogás e cinética de degradação diferenciados.</p> $Q_{CH_4} = \xi \cdot \sum_{j=1}^3 1,87 \cdot A \cdot C_{0,i} \cdot k_{1,i} \cdot e^{-k_{1,i} \cdot t}$ <p>Q_{CH_4} - formação do gás (m³/ano); ξ - fator de geração que indica a fração do resíduo que é convertida em biogás; $k_{1,i}$ – constante de degradação do material i (ano⁻¹); A_i - quantidade de resíduo do tipo i depositada no local (kg); $C_{0,i}$ = quantidade de carbono orgânico degradável no resíduo do tipo i (kg de C/ kg de resíduo); 1,87 = volume de biogás gerado por kg de resíduo em m³; t = tempo desde a disposição do resíduo (ano);</p>
SCS ENGINEERS (1997) Primeira ordem multicomponente	$G = W \cdot L_0 \cdot [F_l \cdot (k_l \cdot e^{-k_l(t-t_l)}) + F_s \cdot (k_s \cdot e^{-k_s(t-t_l)})]$ <p>G = geração de metano (m³/ano) W = massa de resíduo (tonelada) L_0 = potencial de geração de metano (m³/ton de resíduo) t = tempo após disposição de resíduo (ano) t_l = tempo de atraso (entre a disposição e o início da geração) k_l = contante de decaimento de primeira ordem para resíduos rapidamente degradáveis; k_s = contante de decaimento de primeira ordem para resíduos lentamente degradáveis; F_l = fração de materiais rapidamente degradáveis no resíduo; F_s = fração de materiais lentamente degradáveis no resíduo;</p>
ADEME - Scharff <i>et al.</i> , (2005)- Primeira ordem multicomponente	$Q_{CH_4} = \sum_x L_0 \cdot \left(\sum_{1,2,3} N_i \cdot A_i \cdot k_i \cdot e^{-k_i t} \right)$ <p>Q_{CH_4} = geração anual de CH₄ (m³ CH₄/ano); L_0 = potencial de geração de CH₄ (tCH₄/t resíduo); N_i = fator de normalização (adimensional); A_i = quantidade da fração i do resíduo (kg i/kg resíduo); k_i = constante de degradação da fração i do resíduo (1/ano); t = idade do resíduo (ano)</p>

Tabela 2.5. Principais modelos de geração de biogás existentes (continuação)

Modelo	Equação / lógica do modelo
IPCC (2006) Primeira ordem multicomponente	Considera a equação de decaimento de primeira ordem para a fração carbonácea existente em cada tipo de resíduos, considerando cada um com cinética diferenciada de degradação. Este modelo será mais detalhado a seguir.
Zacharof & Butler (2004)– Biocinético	Relaciona a geração de biogás com os componentes (carboidratos, gorduras e proteínas) existentes nos resíduos, através da cinética global de decomposição anaeróbia (Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1993). Porém, considera 3 etapas para a degradação dos resíduos: hidrólise, acidogênese e metanogênese.
Swarbrick & Lethlean (2001) –Biocinético	A geração de biogás é dada através do balanço de massa de glicose nos resíduos, considerando 14 rotas de degradação.
Young (1992 e 1995) - Biocinético	Baseado no metabolismo de decomposição dos substratos primários (carboidratos, gorduras e proteínas - classificados como lenta, moderada e rapidamente degradáveis) em metano e o dióxido de carbono. Neste modelo estão incluídas oito reações de degradação que correspondem a quatro etapas de decomposição. As equações de decomposição em cada etapa são descritas como equações de 1ª ordem, exceto nas de metanogênese, que são representadas pela equação de Monod. Este modelo também analisa a influência da umidade, pH e temperatura na biodegradação.
El-fadel <i>et al.</i> , (1996a) - Biocinético	O modelo é constituído basicamente por 3 subsistemas: de geração de gás, de transporte de gases e o de geração e transporte de calor na massa de resíduos. A hidrólise é representada no modelo como uma equação de primeira ordem, enquanto que as equações referentes às fases de acidogênese e metanogênese são baseadas também na cinética do tipo Monod, que consiste em relacionar a taxa específica de crescimento microbiano com a concentração de substrato limitante e constantes biocinéticas.
HBM model – McDougall & Philip (2001) , McDougall (2007) - Biocinético	Desenvolvido para analisar o comportamento hidráulico-mecânico-bioquímico de aterros sanitários. O modelo de biodegradação descreve a digestão anaeróbia em dois estágios: hidrólise (equação de primeira ordem) e metanogênese (cinética de Monod).
Haarstrick <i>et al.</i> (2001) - Biocinético	Geração de gás, calor e lixiviado, analisando a influência de temperatura e pH
GasSIM (2006) – Biocinético	Este modelo apresenta uma estrutura modular no qual, a emissão e geração de biogás podem ser determinadas com o uso dos seguintes módulos: (1) fonte de geração de biogás (modelo de primeira ordem multicomponente), (2) emissão de gás, (3) transporte ambiental através da dispersão atmosférica, (4) transporte ambiental através de migração lateral e (5) impactos ambientais e de exposição.
MODUELO (Lobo, 2003c) – Biocinético	Software comercial desenvolvido na Universidade de Cantabria que incorpora modelos hidrológicos, de biodegradação e de recalques para estimar a degradação dos resíduos e seus efeitos (geração de lixiviado, emissão de gases e recalque).
LDAT (White & Nayagum, 2011; Beaven, 2009) - Biocinético	O LDAT (<i>Landfill Degradation and Transport Model</i>) é um modelo desenvolvido na Universidade de Southampton que acopla o processo de degradação dos resíduos, recalques, reações químicas do lixiviado, produção de biogás e transporte de líquido e gás em aterros simplificados.

Estudos realizados por Lamborn (2005) afirmam que, diante dos vários modelos existentes um dos principais desafios dos pesquisadores da área de estimativa de geração de biogás consiste em desenvolver um banco de dados contendo informações confiáveis provenientes de diferentes aterros e células experimentais de dimensões semelhantes para poder aplicar, calibrar e validar os modelos matemáticos existentes.

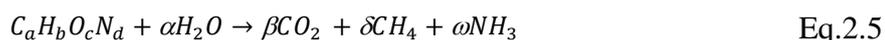
Assim, ao simular o processo de biodegradação, seja de forma mais ou menos simplificada, acoplada ou não acoplada, espera-se que sua aplicação seja válida para casos reais ou experimentais, não restringindo o modelo apenas às células hipotéticas criadas para o desenvolvimento das equações. Entretanto, os modelos mecanísticos e acoplados normalmente requerem um grande número de parâmetros de entrada que em muitos aterros são inexistentes e isto dificulta sua validação frente aos resultados obtidos em aterros ou experimentos, tornando muitas vezes os modelos mecanísticos mais imprecisos e questionáveis quanto a sua aplicação, segundo Meima *et al.* (2008). Esse é um dos motivos de os modelos mecanísticos serem pouco utilizados nos aterros reais existentes no Brasil, pois a grande maioria apresentam carência de dados quando comparados aos aterros norte-americanos e europeus.

É importante enfatizar ainda que, o êxito de quaisquer modelos apresentados depende diretamente do grau de certeza requisitado, da confiabilidade dos parâmetros de entrada dos modelos e de comparação, na experiência do indivíduo que analisa os dados e no grau de semelhança entre o local em questão e outros locais que possam ter sido simulados com sucesso (VAN ELK, 2007).

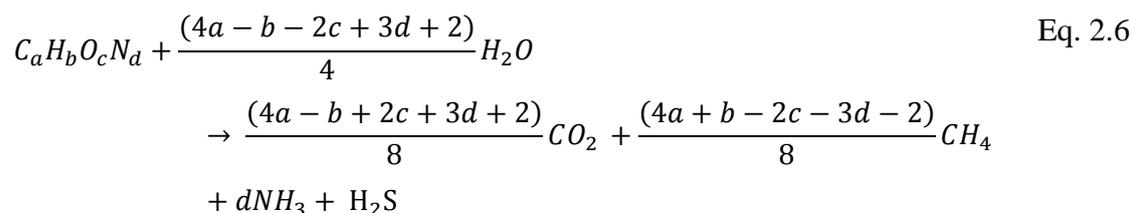
Este estudo está direcionado para o modelo biocinético de composição química, para a determinação do fator de biodegradação nos experimentos e nos modelos de estimativa da geração de biogás de primeira ordem, unicomponente e multicomponente, pelo fato deste apresentar um menor erro nos casos aplicados ao aterro experimental, apresentados no Capítulo 3 desta Tese. Os modelos utilizados neste trabalho estão detalhados a seguir.

2.5.1.1. *Modelo de composição química (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993)*

Este modelo apresenta uma metodologia de avaliação da quantidade de biogás gerado em aterros de RSU com base na reação estequiométrica de decomposição anaeróbia de material degradável proposta por Barlaz *et al.* (1989) e a composição elementar dos resíduos, como mostra a Equação 2.5.



Os coeficientes estequiométricos que representam o número de mols de H₂O, CO₂, CH₄ e NH₃ são obtidos com o balanceamento da equação, ou seja, verificando o número de mols de componentes existentes nos reagentes e produtos. Assim, a reação balanceada com os coeficientes estequiométricos definidos é a apresentada na Equação 2.6.



Os índices “a”, “b”, “c” e “d” são estimados pela composição elementar dos diversos materiais que compõem o RSU apresentados na Tabela 2.6.

Tabela 2.6. Dados de composição elementar dos materiais que formam os RSU (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993)

Componentes	Composição (%)				
	C	H	O	N	Cinzas
Rapidamente degradáveis					
Resíduos de Comida	48,15	6,30	37,78	2,59	5,19
Papel	43,50	6,00	44,00	0,31	6,00
Papelão	44,04	5,96	44,56	0,35	5,09
Resíduo de Jardim	47,73	5,91	37,95	3,41	4,55
Total	44,26	6,00	43,10	0,76	5,69
Lentamente degradáveis					
Têxteis	55,00	6,67	31,11	4,44	2,78
Borracha	78,00	10,00	0,00	2,00	10,00
Couro	60,00	7,50	12,50	10,00	10,00
Resíduos de Jardim	47,67	6,00	38,00	3,33	4,33
Madeira	49,38	6,25	43,13	0,00	1,25
Total	52,60	6,58	33,42	3,15	3,97

Conhecendo a densidade e a massa dos gases metano e de dióxido de carbono, pode-se calcular a quantidade volumétrica de um desses gases gerados em aterros considerando a equação estequiométrica de decomposição dos resíduos, sejam eles lentamente ou rapidamente degradáveis.

Tchobanoglous *et al.* (1993) assumem que os resíduos rapidamente degradáveis (duração de três meses a cinco anos) atingem seu pico de produção de biogás ao final do segundo ano após sua deposição, diminuindo a geração a partir deste instante até o 6º ano, quando não há geração. O primeiro ano é considerado uma fase de preparação onde a produção é praticamente nula. Tratando-se de resíduos lentamente degradáveis (até cinquenta anos ou mais de duração), o mesmo autor afirma que o pico de produção ocorre no sexto ano havendo o declínio até o final do 16º ano após o aterramento. Além disso, sugestiona-se que apenas 75% e 50% dos resíduos rapidamente degradáveis e lentamente degradáveis, respectivamente, são decompostos, pois nem toda a massa de resíduos está exposta à fatores que favorecem a decomposição microbiológica como umidade, temperatura e outros.

Assim, a taxa total de produção de gás em um aterro de resíduos sólidos urbanos pode ser obtida pela soma dos gases produzidos pela decomposição dos resíduos rapidamente e lentamente degradáveis, como pode ser observado na Figura 2.14. no qual Brito Filho (2005) considerou um tempo de degradação para os resíduos degradáveis de 5 anos e para os lentamente degradáveis de 20 anos.

Braz & Silva (2001) utilizaram este modelo para estimar a quantidade de metano que poderia ser recuperado no município de Rio Claro – SP, a partir das quantidades e composição dos resíduos gerados pela população. Russo & Vieira (2006) utilizaram este modelo no Aterro de Matosinhos, acoplado a um modelo de balanço hídrico programado no Microsoft Excel com interface gráfica VBA. Este modelo apresentou um erro relativo variando de 30 a 15%, o que, pelos autores, é satisfatório perante as considerações feitas para aplicação do modelo.

Estudos feitos por Reinhart *et al.* (2005) afirmam que este modelo tem-se adaptado melhor aos dados de geração de gás em aterros europeus, apresentado um erro relativo de 18%, seguido pelos modelos de primeira e segunda ordem, com um erro relativo de 22%, enquanto que os modelos de ordem zero apresentaram um erro relativo de 44%.

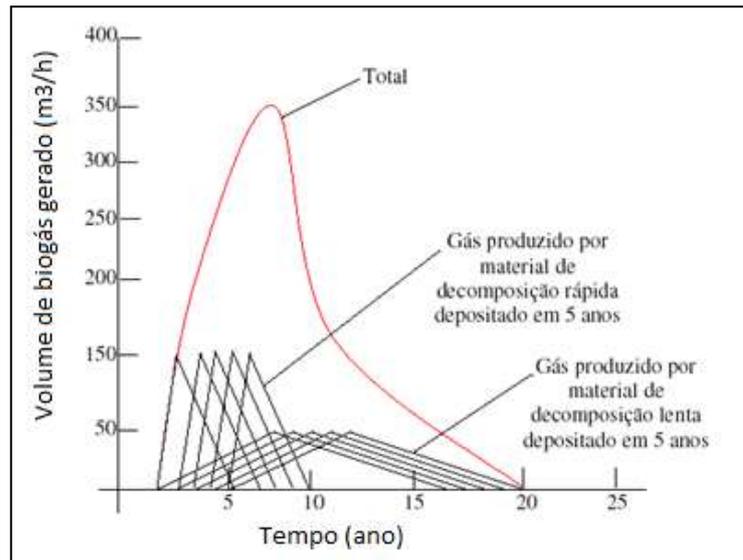


Figura 2.14. Produção de gás durante um período de cinco anos a partir de materiais orgânicos rapidamente e lentamente decompostos num aterro (BRITO FILHO, 2005; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993)

2.5.1.2. Modelo de primeira ordem unicomponente (EPA, 2005)

As equações definidas por este modelo podem ser descritas com conceitos de cinética química respeitando a lei da velocidade de primeira ordem, indicada para reações nas quais a velocidade da reação química é proporcional à concentração de um reagente. Para uma reação geral, a lei de velocidade de decaimento de primeira ordem é descrita pela Equação 2.7, no que pode ser resolvida pela integração da Equação 2.8, onde C é a quantidade de reagente (material degradável), t é o tempo de reação (degradação) e k é constante de velocidade de reação (degradação).

$$\frac{d[C]}{dt} = -k \cdot [C] \quad \text{Eq. 2.7}$$

$$\int_{C^0}^C \frac{d[C]}{[C]} = \int_{t_0}^t -k \cdot dt \quad \text{Eq. 2.8}$$

Considerando que a concentração inicial existente no início da reação ($t=0$) é constante e igual a C_0 , equação da reação de primeira ordem pode ser representada pela Equação 2.9.

$$\ln \frac{[C]}{[C_0]} = -k(t - t_0) \rightarrow C = C_0 \cdot e^{-k(t-t_0)} \quad \text{Eq. 2.9}$$

Para a determinação da constante de velocidade de reação é comum a utilização do conceito do tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) de um reagente, que consiste no tempo necessário para que a metade da quantidade original presente na reação seja consumida. Desta forma, a constante de velocidade de reação pode ser obtida pela Equação 2.10.

$$\ln\left(\frac{[Co]}{\frac{[Co]}{2}}\right) = -k \cdot t_{1/2} \rightarrow k = \frac{\ln(2)}{t_{1/2}} \quad \text{Eq. 2.10}$$

Considerando um sistema em batelada, a Figura 2.15 representa uma curva que caracteriza a aplicação do modelo de primeira ordem, apresentando a disponibilidade de carbono ao longo do tempo como reagente e a quantidade acumulada do produto formado, que pode representar a quantidade total de componentes do biogás que contenha o carbono (CH_4 , CO_2 , CO etc.).

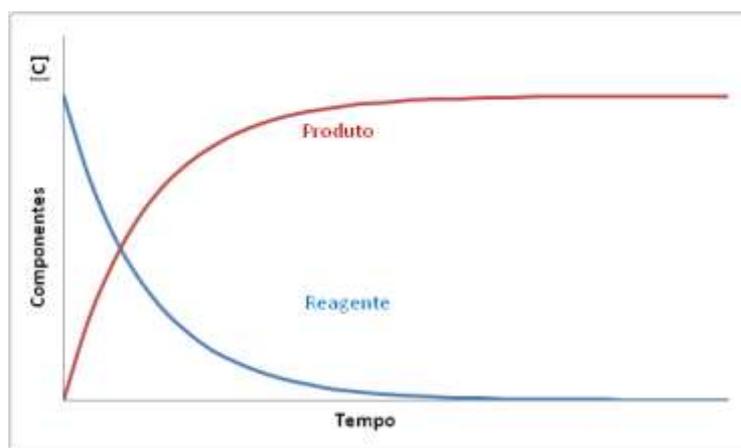


Figura 2.15. Esquema de consumo de reagentes e formação de produtos através da aplicação da lei de velocidade de reação de primeira ordem

O método de previsão da geração de biogás que vem sendo utilizado em aterros sanitários norte-americanos, inclusive pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (EPA), é o modelo de decaimento de primeira ordem, também chamado de modelo de *School Canyon* ou Landgem, pela EPA, por ser relativamente simples e objetivo. Esse modelo pode ser usado quando se tem, pelo menos, dados relacionados à disposição dos RSU no local de destinação e composição média anual dos resíduos que chegaram ao aterro. A Equação 2.11 representa a equação global de geração de metano.

$$\sum_{i=1}^n Q_{CH_4} = \sum k \cdot L_0 \cdot M_i \cdot (e^{-k \cdot t_i}) \quad \text{Eq. 2.11}$$

Em que $\sum_{i=1}^n Q_{CH_4}$ corresponde ao somatório da estimativa da geração de metano (m^3 /ano) desde o ano de início da operação ($i=1$) até o ano de projeção n ; k é a constante de geração de metano (1 /ano); L_0 é o potencial de geração de metano dos resíduos (m^3 /ton RSU); M_i é a massa de resíduo depositada no ano i (ton) e t_i é a idade dos resíduos depositados no ano i .

A constante de geração de metano (k) representa a taxa de geração de metano conforme decomposição de uma massa de resíduos no aterro. Elevados valores de k indicam uma produção mais acelerada do gás ao longo do tempo. Em sistemas controlados, essa constante é função da umidade, disponibilidade de nutrientes para bactérias metanogênicas, pH e temperatura da massa de resíduos. Entretanto, aplicado em situações reais, esta constante varia conforme precipitação, composição dos resíduos e condições de operação do aterro. A Tabela 2.7 apresenta os valores de k recomendados na literatura para uso em modelos matemáticos.

Tabela 2.7. Valores sugeridos para a constante de degradação k utilizando resíduos sólidos urbanos

Autores	k (ano⁻¹)	Condições de uso
Banco Mundial (2003)	0,01 – 0,09	Relação com precipitação e classificação dos resíduos conforme composição.
EPA (2005)	0,05 – 0,7	Relação com precipitação, classificação dos resíduos conforme composição e funcionamento do aterro. Os valores aqui apresentados são para aterros localizados em regiões com precipitação superior a 1000mm, sendo o menor valor recomendado para aterros convencionais e o valor máximo para aterros que funcionem como biorreatores situados em regiões de elevada precipitação e baixa evaporação.
IPCC (2006)	0,065 – 0,2	Relação com temperatura e precipitação. Esta faixa de valores é indicada para RSU, sem separação por componentes. Este modelo diferencia os valores de k para cada tipo de material também, conforme apresentado no subitem 2.5.1.3.
GUZZONE <i>et al.</i> (2003)	0,04 – 0,08	Relação com precipitação

A constante de degradação k requisitada neste modelo também pode ser encontrada através do ajuste de dados de geração de biogás medidos experimentalmente, aproximando os resultados experimentais obtidos à equação de decaimento exponencial de primeira ordem.

O potencial de geração de metano (L_0) depende da composição do resíduo, e em particular, da fração de matéria degradável existente (IPCC, 1996). Na prática, o valor teórico de L_0 pode não ser alcançado em climas secos onde a falta de umidade e outros fatores envolvidos no processo de decomposição dos resíduos em aterros podem inibir a ação das bactérias metanogênicas. A faixa de variação deste parâmetro encontra-se entre 6,2 a 270 m³CH₄/tonelada de RSU. Segundo Brito Filho (2005), os valores de L_0 sugeridos, de acordo com a precipitação anual e a composição do RSU, podem variar de 5 a 300 m³/ton. Este parâmetro também pode ser obtido utilizando experimentos controlados de laboratório ou de campo (detalhado posteriormente) ou também a partir da calibração utilizando os dados históricos de um aterro confrontando com os dados obtidos pelo modelo, conforme realizado por Faour *et al.* (2007).

Uma das formas de obter o potencial de geração de metano (L_{oCH_4}) é encontrada em IPCC (1996) e IPCC (2001), utilizando a Equação 2.12. Para tal é considerada a quantidade carbono orgânico degradável, acessível aos microrganismos na massa de resíduos e que pode gerar biogás (COD em kg C/ kg de resíduo) que é calculada com a Equação 2.13, baseando-se na composição do resíduo depositado no aterro. A variável MCF consiste no fator de correção conforme gerenciamento dos resíduos (adimensional), enquanto que COD_f é a relação de volume de biogás gerado a partir de uma massa de carbono (m³ biogás/ kg C). A concentração volumétrica de metano no biogás é dada por F (m³ CH₄ / m³ biogás) e $16/12$ é o fator de conversão de carbono em metano (t CH₄/t C). Na equação de determinação de COD , A é a fração de papel, papelão e tecidos no RSU; B a de resíduos orgânicos não alimentares putrescíveis; C a de resíduos orgânicos alimentares; D é de madeira ou podas.

$$L_{oCH_4} = MCF.COD.COD_f.F.(16/12) \quad \text{Eq. 2.12}$$

$$COD = (0,4.A) + (0,17.B) + (0,15.C) + (0,3.D) \quad \text{Eq. 2.13}$$

O fator de conversão da fração carbono (COD_f) é utilizado para estimar o potencial de geração de biogás devido a existência de carbono orgânico refratário, ou seja de difícil degradação que não contribui para a conversão do carbono á biogás, como a lignina. Quando não se considera a presença da lignina, o valor adotado para COD_f é de 0,77, caso contrário, sugere-se um valor entre 0,5 e 0,6 (IPCC, 1996).

Tabazaran (1986) afirma que é possível estimar a fração de carbono disponível para a decomposição bioquímica de forma anaeróbia, relacionando com a temperatura (T) na zona anaeróbia de um aterro, seguindo a Equação 2.14.

$$COD_f = 0,014.T + 0,28 \quad \text{Eq. 2.14}$$

O fator de correção do carbono (*MCF*) avalia as condições de operação do aterro em análise, considerando que, quando os RSU são aterrados de forma inadequada ocorre uma geração menor de metano se comparados aos destinados em locais adequados e que proporcionem condições mais anaeróbias. Os valores recomendados pelo IPCC (1996) e IPCC (2001) variam entre 0,4 e 1.

A concentração de metano no biogás (*F*) é considerada geralmente como 0,5, porém pode variar entre 0,4 a 0,6 dependendo de vários fatores citados anteriormente (IPCC, 2001).

2.5.1.3. Modelo de primeira ordem multicomponente (IPCC, 2006)

O Modelo do IPCC (2006) é um dos modelos globais mais recentes e baseia-se na cinética de 1ª ordem para decomposição dos resíduos degradáveis considerando os diferentes componentes dos resíduos sólidos urbanos e diferentes velocidades de degradação para cada componente, e devido a isto também é chamado de modelo multicomponente. O fato de considerar a velocidade de reação específica para cada material diferencia o modelo do IPCC (2006) dos outros modelos propostos pelo próprio IPCC e EPA.

Os componentes dos RSU que podem ser degradados e gerar gás são classificados por resíduos de comida, podas, resíduos de jardim, papel, madeira, têxtil, fraldas, lodo, resíduo da construção civil e industrial. Em cada um desses componentes tem-se uma quantidade determinada de carbono orgânico degradável ($MCOD_i$) que será degradada, cada qual com uma velocidade de reação específica (k_i) e um tempo de meia-vida diferenciado. Assim, para cada componente *i*, tem-se a aplicação da Equação 2.15, no qual t_0 é o tempo inicial da degradação dos resíduos.

$$\ln \frac{MCOD_i}{MCOD_i^0} = -k_i \cdot (t - t_0) \rightarrow MCOD_i = MCOD_i^0 \cdot e^{-k_i(t-t_0)} \quad \text{Eq. 2.15}$$

A quantidade total inicial de carbono orgânico degradável de cada componente i ($MCOD_i$) depositada inicialmente (no tempo $t=0$) é calculada considerando a massa total bruta dos resíduos depositada no tempo $t=0$ (W), a forma de operação do aterro (MCF), o fator de acessibilidade e de decomposição anaeróbia dos resíduos (COD_f), como pode ser observado na Equação 2.16.

$$MCOD_i^0 = W \cdot COD_i \cdot COD_f \cdot MCF \quad \text{Eq. 2.16}$$

Em que:

- $MCOD_i^0$ é a quantidade de carbono orgânico depositada inicialmente no tempo $t=0$ do material i (em kg);
- W é a massa de resíduos que foi depositada no tempo ($t=0$) (em kg);
- COD_i é o teor de carbono orgânico degradável no componente i ;
- COD_f é a fração de carbono orgânico degradável sob condições anaeróbias (igual em todos os elementos e em geral pode variar de 0,5 a 0,7 conforme manejo do aterro ou experimento);
- MCF é o fator de correção do metano, que depende da forma de operação do aterro (que pode variar de 0,4 a 1).

O IPCC (2006) sugere os valores referente ao teor de carbono orgânico degradável inicial existente em cada componente dos resíduos sólidos urbanos (COD_i) e as respectivas constantes de degradação (k_i), como pode ser observado na Tabela 2.8 e Tabela 2.9.

Assim, a quantidade de carbono orgânico de um material que foi decomposta ao longo de um determinado período t de tempo (MC_{bio} , que gerou o biogás) é equivalente a diferença entre a quantidade de carbono depositado inicialmente ($MCOD_i^0$) e a quantidade ainda existente que não foi degradada ($MCOD_i$), conforme apresentado no esquema da Figura 2.16.

Tabela 2.8. Fração de carbono orgânico degradável nos diversos componentes dos resíduos sólidos urbanos (IPCC, 2006)

Tipos de resíduos <i>i</i>	COD_i (faixa recomendada)	COD_i “default”
Resíduos de comida	0,08-0,20	0,15
Resíduos de jardim	0,18-0,22	0,20
Papel	0,36-0,45	0,40
Madeira e poda	0,39-0,46	0,43
Têxtil	0,20-0,40	0,24
Fraldas	0,18-0,32	0,24
Lodo de estações de tratamento	0,04-0,05	0,05
Resíduo industrial	0,00-0,54	0,15

Tabela 2.9. Valores sugeridos pelo IPCC (2006) de constantes de degradação (k^i) para cada tipo de material *i*

Tipos de resíduos <i>i</i>	k_i (faixa recomendada)	k_i “default”
Resíduos de comida	0,170–0,700	0,400
Resíduos de jardim	0,150–0,200	0,170
Papel	0,060–0,085	0,070
Madeira e poda	0,030–0,050	0,035
Têxtil	0,060–0,085	0,070
Fraldas	0,150–0,200	0,170
Lodo de estações de tratamento	0,170–0,700	0,400
Resíduo industrial	0,150–0,200	0,170

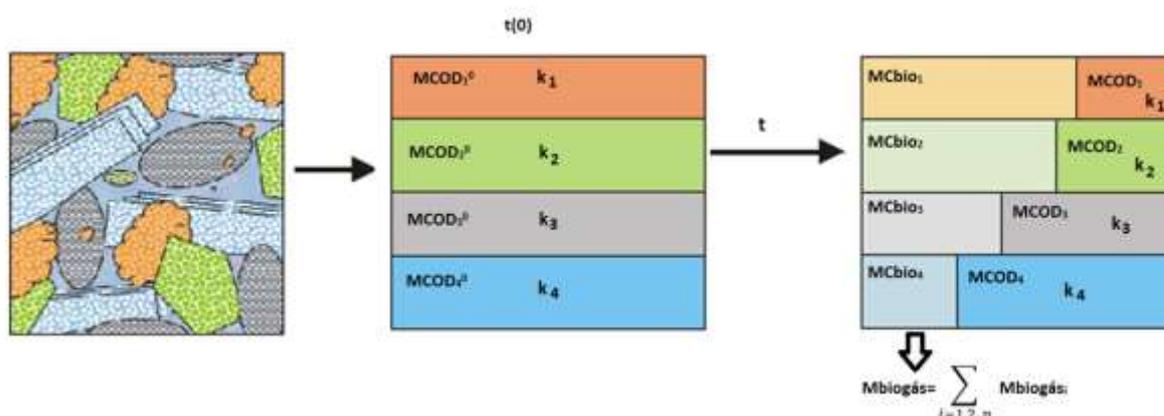


Figura 2.16. Representação dos RSU pelo modelo multicomponente do IPCC (2006), destacando a condição inicial em $t=0$ e após um determinado tempo t de degradação

Para estabelecer a relação da geração de metano com a conversão de carbono orgânico degradável (MCbio), é necessário considerar a relação estequiométrica entre carbono e metano (CH_4). O peso molecular do carbono é 12 g/mol e o do metano é 16g/mol. Numa condição ideal, se todo a $MCOD_i$ fosse convertido em metano, a relação existente na Equação 2.17 seria válida. Entretanto, no processo de decomposição de material degradável, nem todo

o carbono degradável é convertido em metano, pois há a formação de outros gases como o dióxido de carbono (CO_2), o monóxido de carbono (CO) e outros gases voláteis. Desta forma, a Equação 2.18 é a utilizada para estimar a massa de metano obtida no processo de decomposição de materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos, em que $MCH4_i$ é a massa de metano produzida em um tempo infinito a partir da decomposição da massa de carbono orgânico disponível para degradação ($MCOD_i$), $16/12$ é a relação estequiométrica entre o metano e o carbono, e F é a fração mássica de metano existente no biogás.

$$MCH4_i = MCOD_i \cdot \frac{16}{12} \quad \text{Eq. 2.17}$$

$$MCH4_i = MCOD_i \cdot \frac{16}{12} \cdot F \quad \text{Eq. 2.18}$$

Nos experimentos de biodegradação e nos aterros de resíduos sólidos urbanos, os gases gerados são medidos através de vazão volumétrica. Assim, conhecendo a densidade do gás metano ($\rho_{CH4} = \frac{0,717\text{kg}}{\text{m}^3}$) nas CNTP, pode-se estimar a vazão volumétrica de metano ($QCH4^i(t)$).

O total de volume de metano gerado a partir de resíduos sólidos em um experimento em batelada é obtido pelo somatório dos volumes de metano gerado a partir de cada componente utilizado, conforme pode ser observado na Equação 2.19. Os resultados provenientes do uso deste modelo são similares aos apresentados na Figura 2.17.

$$QCH4(t) = \sum_{i=1,2..n} QCH4^i(t) \quad \text{Eq.2.19}$$

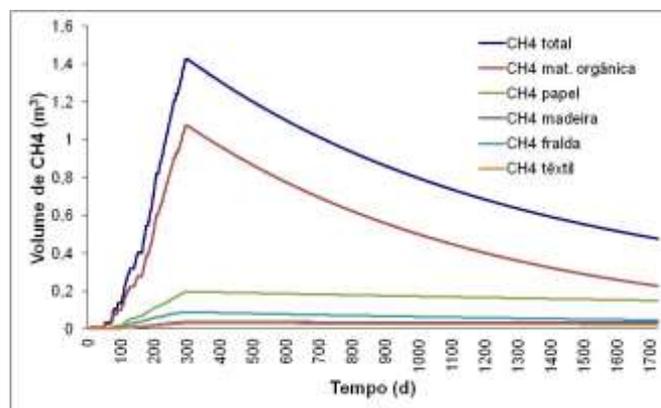


Figura 2.17. Geração total de CH_4 utilizando o modelo do IPCC (2006), considerando as frações de CH_4 gerado por cada tipo de material degradável

2.6. ESTUDOS COM EXPERIMENTOS PARA DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS

Existem estudos em diversas escalas de laboratório e de campo direcionadas para o estudo da geração de biogás e detalhamento de rotas metabólicas da degradação anaeróbia. Entretanto, nos estudos de biodegradação de RSU com o objetivo de modelagem da geração de biogás é necessário partir de uma representação ideal, tais como reatores de laboratório, visto que em um aterro existem diversas variáveis envolvidas, desde a composição dos resíduos, operação do aterro e ainda as condições climáticas variáveis existentes.

A Tabela 2.10 sumariza alguns dos estudos em termos de condições experimentais aos quais o experimento esteve submetido, o tempo de duração, o tipo de material utilizado e o potencial de geração de biogás e/ou metano resultante dos experimentos. As diferenças do potencial de geração de biogás dos diferentes experimentos são relacionados à variação da composição dos resíduos, teor de umidade, uso de nutrientes e inóculo, condições de pressão, pluviometria, temperatura, tempo de monitoramento.

Tabela 2.10. Estudos para determinação do potencial de geração de biogás e/ou metano a partir da degradação de RSU e seus componentes

Autor	Condições experimentais	Tipo de Material	Geração de biogás (m³/kg MS¹)	geração de CH₄ (m³/kg MS¹)
Barlaz <i>et. al.</i> (1989)	56 reatores com 2 litros, utilizando recirculação no processo.	RSU	-	0,077 – 0,152
Eleazer <i>et al.</i> (1997)	Reatores com volume de 2L preenchidos com resíduos triturados, com temperatura de 40°C, recirculação de lixiviado e adição de nutrientes. A duração do estudo foi até a não geração de biogás no qual variou conforme material de 80 a 660 dias	Gramma	-	0,1444
		Folhas	-	0,0306
		Podas	-	0,0626
		Comida	-	0,3007
		Papel revestido	-	0,0844
		Papel velho	-	0,0743
		Papelão velho	-	0,1623
Wang <i>et. al.</i> (1997)	Reatores de 2,2 litros, utilizou-se resíduo de comida, aprox. 500 g.	Papel branco	-	0,2173
		Resíduo de comida	-	0,301
Iglesias <i>et al.</i> (1999)	Reator de PVC com diâmetro de 0,5m e altura de 3,6m, com temperatura de 36°C, recirculação de lixiviado. Duração de cerca de 780 dias.	RSU	-	0,093
Bonori <i>et al.</i> (2001)	Reatores com volume de 1L, resíduos com granulometria reduzida, temperatura de 40°C	Papel	-	0,184
		Cartão	-	0,161
		Res.de comida	-	0,281
		Res. de jardim	-	0,207
		Madeira	-	0,294
		Têxtil	-	0,222
		Borracha/couro	-	0

Tabela 2.10. Estudos para determinação do potencial de geração de biogás e/ou metano a partir da degradação de RSU e seus componentes (continuação)

Autor	Condições experimentais	Tipo de Material	Geração de biogás (m ³ /kg MS ¹)	geração de CH ₄ (m ³ /kg MS ¹)
Harries <i>et al.</i> (2001a)	Reatores com volume de 2L preenchidos com resíduos processados e incubados a uma temperatura de 37°C.	Papel	-	0,93 – 0,249
		Cartão	-	0,183
		Res. de comida+jardim	-	0,016 – 0,094
		Resíduos de jardim	-	0,091 – 0,235
		Madeira	-	0,014 – 0,158
		Têxtil	-	0,094 – 0,142
Vignerón <i>et al.</i> (2005)	Reatores de 1,1 Litro, inoculados com lixiviado tratado anaerobiamente, temperatura de 35°C.	RSU	-	0,126 – 0,178
Radnidge <i>et al.</i> (2005)	Reatores com volume de 200 litros e aprox. 65 kg de resíduo	RSU	-	0,0025 – 0,068
Olivier <i>et al.</i> (2005)	Ensaio BMP usando recipiente de 2L, 30g de resíduos e inoculado com 1400 mL de lodo anaeróbio e nutrientes, temperatura de 35°C. Não foi informado o tempo de duração do ensaio.	Resíduos orgânicos	-	0,107 – 0,181
Erses <i>et al.</i> (2008)	Reator de 96L, temperatura de 32°C, injeção de água, Duração de 640 dias	RSU	-	0,158
Alves (2008), Maciel (2009)	Reator com 250 mL, temperatura de 37,5°C, inoculados com lodo anaeróbio	RSU 7 anos	0,0115	-
		RSU	0,1724 - 0,1127	-
		RSU	-	-
Achour (2008)	Reatores de 1L com resíduos triturados, inoculados com lodo e nutrientes, temperatura de 35°C, recirculação de líquidos. Duração de 90 dias.	RSU pré-tratado via TMB	0,169 – 0,324	-
Dumas <i>et al.</i> (2009)	Ensaio BMP de 5L, inoculados com lodo anaeróbio, temperatura controlada de 55°C, recirculação de líquidos, amostras previamente hidrolisadas para facilitar a degradação dos resíduos. Duração de 200 horas	Resíduos orgânicos	-	0,113
Yuan <i>et al.</i> (2012)	Reatores de polipropileno contendo cerca de 800 g de resíduos triturados e inoculados com lodo anaeróbio, recirculação de lixiviado, temperatura de 37°C. Duração do experimento de 630 dias.	Resíduos bovinos	-	0,05 a 0,33

¹ MS- massa seca

Em aterros, a produção de biogás é mais difícil de controlar pela existência de pontos de fuga e pela variabilidade espacial e temporal dos resíduos. Além disso, tem-se a interferência de fluxos de gás, no qual o gás gerado pode ficar acumulado no interior da massa de resíduos, que pode ser identificado pelo aumento de pressão interna, sendo este também difícil de

mensurar. Além disso, existem pontos de fuga (emissões superficiais), principalmente através da camada de cobertura ou pela camada de base que tornam mais difícil a detecção desses gases nos aterros. Isto destaca a importância de estudos em escala experimental com maior controle das variáveis existentes, simulando as condições de aterros como biodigestores.

CAPÍTULO 3 – APLICAÇÃO DE MODELOS USUAIS PARA ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE BIOGÁS EM UM ATERRO EXPERIMENTAL

3.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

Neste capítulo estão apresentadas as etapas e análises realizadas no estudo de modelos matemáticos de primeira ordem, utilizados na estimativa de geração de biogás em aterros, que tem maior reconhecimento e uso em projetos de dimensionamento de instalações relacionadas ao aproveitamento energético de biogás. Os modelos indicados foram o EPA (2005) e o IPCC (2006) para o uso em uma célula experimental estudada por Maciel (2009), no qual os resultados estimados pelos modelos foram comparados com os dados experimentais, permitindo analisar as diferenças de resultados e nos parâmetros utilizados.

Também foram realizados estudos prévios utilizando modelos biocinéticos, como os estudos de Firmo (2008), que analisou e calibrou o uso do MODUELO (versão 3) - modelo biocinético acoplado indicado para estudos de biodegradação, geração de biogás, geração e fluxo de calor e lixiviado e ainda comportamento mecânico em termos de deformação vertical no aterro experimental aqui analisado. Com os dados apresentados nos estudos de Firmo (2008), o menor erro relativo encontrado em termos de geração de biogás foi de 155%, comparando os dados experimentais existentes com os obtidos pelo modelo. Este valor foi superior aos menores erros encontrados utilizando os modelos globais de primeira ordem unicomponente (EPA, 2005) e multicomponente (IPCC, 2006).

Assim, apesar de o MODUELO envolver rotas metabólicas para cada componente e ser acoplado a outros mecanismos, observa-se que o erro foi superior ao encontrado utilizando o modelo global multicomponente do IPCC (2006). Segundo Oonk *et al.* (1994) e Amini *et al.* (2012), isto se deve às incertezas associadas aos diversos dados de entrada requisitados nos modelos biocinéticos acoplados que, normalmente são definidos e baseados em estudos específicos ou em aterros de condições totalmente adversas, que podem não representar o comportamento dos resíduos do aterro em análise. Isto reforça ainda mais o direcionamento desta pesquisa para o uso dos modelos globais de primeira ordem.

Além disso, os resultados apresentados neste capítulo também motivaram o desenvolvimento desta pesquisa em termos de experimentos de laboratório, visto que os parâmetros de entrada dos modelos podem exercer forte influência nos resultados modelados. Assim, recomenda-se que sejam desenvolvidos experimentos com condições mais controladas para a obtenção de uma base de dados para os parâmetros de entrada dos modelos.

3.2. METODOLOGIA

3.2.1. Descrição do aterro experimental

O aterro experimental foi implantado em uma área existente no Aterro Controlado da Muribeca-PE (Figura 3.1), projetado por Juca *et al.* (2006) e monitorado por Maciel (2009). Esta célula tem uma capacidade de 36.636,57 toneladas e um volume estimado de 35.208,90 m³ de resíduos.



Figura 3.1. Célula experimental construída no aterro controlado da Muribeca/PE (Maciel, 2009)

O preenchimento da célula foi iniciado em 12/04/2007 e finalizado em 31/01/2008, sendo dividido em duas etapas. Na Figura 3.2 pode-se observar a quantidade mensal de resíduos depositados no período de enchimento da célula. Não foram utilizadas camadas de cobertura intermediária na célula experimental, apenas camada de cobertura final, ou seja, o volume útil da célula não foi preenchido com grande teor de materiais inertes advindos da camada intermediária.

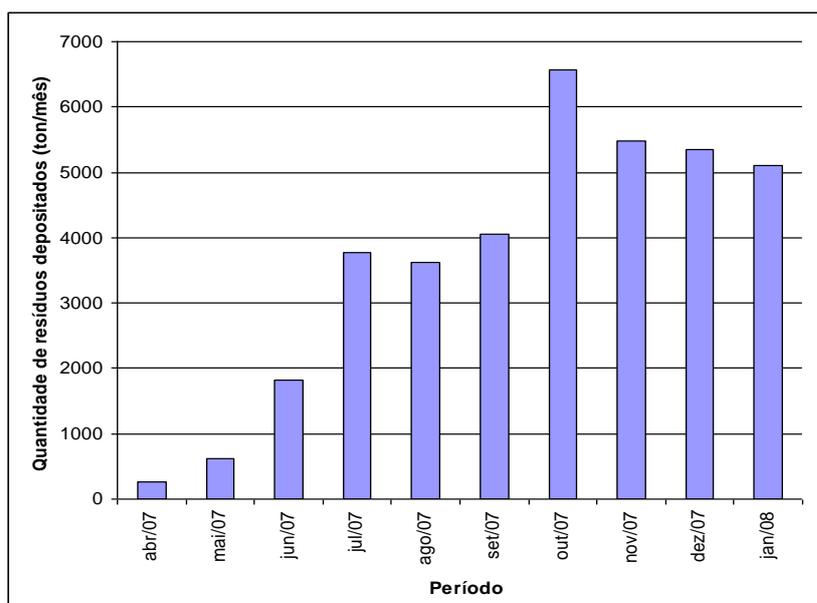


Figura 3.2. Quantidade de resíduos depositada entre os meses de abril de 2007 a janeiro de 2008 (adaptado de Maciel, 2009)

Durante o período de enchimento da célula foram realizadas diversas caracterizações gravimétricas envolvendo a classificação dos materiais dispostos: matéria orgânica putrescível; papel/papelão; plásticos; madeira; materiais têxteis; borracha e couro; metais; vidros; fraldas descartáveis; outros (lixo eletrônico, poeira, solo, cinzas etc.), como pode ser observado na Tabela 3.1. Além disso, foram realizados diversos ensaios para a obtenção do teor de umidade em peso úmido e densidade dos resíduos, onde os valores médios encontrados foram de, 55,84% e $1,01 \text{ t/m}^3$, respectivamente.

Esta célula foi instrumentada para analisar a quantidade de biogás e metano captado pelos drenos, via extração forçada ou não, analisando as emissões fugitivas. A Figura 3.3 apresenta os resultados de captação de metano na célula experimental obtidos em Maciel & Jucá (2011). A eficiência do sistema de coleta do metano gerado foi de 41,4%, considerando a relação entre o volume de metano captado no sistema de drenagem livre (sem extração forçada) e o volume total gerado.

Tabela 3.1. Valores médios da composição gravimétrica dos resíduos e a umidade de cada componente. (adaptado de Maciel, 2009)

Composição Gravimétrica	Composição em peso úmido (%)	Umidade por componente (%)
Papel e Cartão	14,24	52,28
Matéria Orgânica Putrescível	41,95	46,15
Côco	3,52	64,11
Madeira	2,48	37,38
Fralda descartável	4,3	60,30
Têxtil	4,22	46,22
Borracha e couro	1,24	8,73
Plástico (isopor, plásticos gerais)	21,41	29,69
Vidro	0,71	3,04
Metal	1,82	17,11
Outros	4,11	11,88

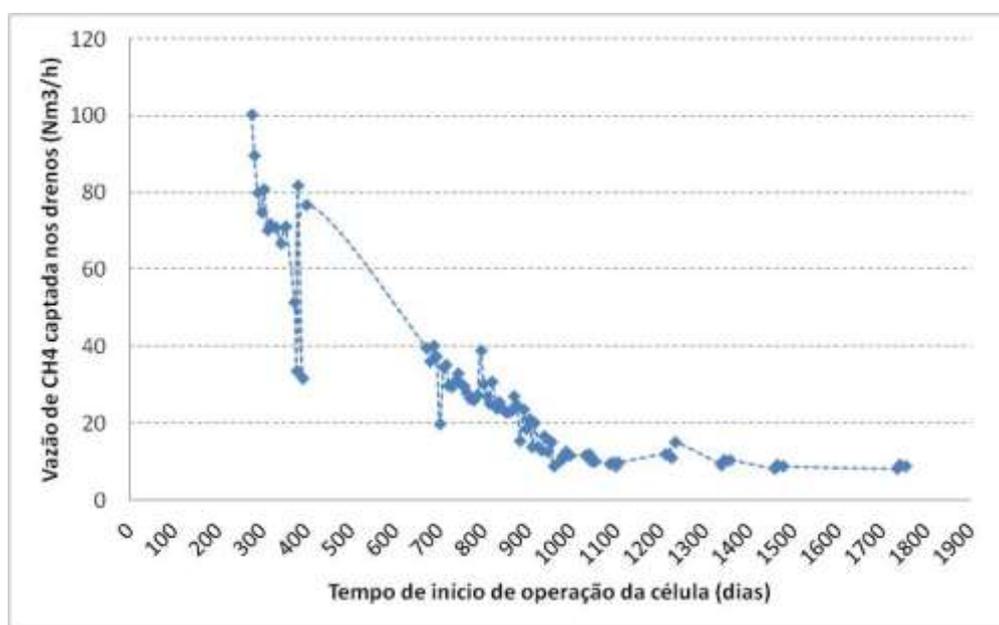


Figura 3.3. Vazão de CH₄ captado nos drenos até o dia 1750, equivalente ao dia 28/01/12 (adaptado de Maciel & Jucá, 2011)

3.2.2. Estudos dos modelos de geração de biogás aplicados em uma célula experimental

No Brasil, a previsão da geração de gases vem sendo realizada principalmente utilizando os modelos desenvolvidos e recomendados pela EPA, Banco Mundial, IPCC e outros. Entretanto, dependendo dos parâmetros utilizados e das condições aplicadas, os resultados provenientes destes modelos podem não representar a geração de biogás medida em um aterro ou experimento. Neste estudo, foram analisados dois modelos matemáticos: (1) o modelo da

EPA (2005) - recomendado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos para a elaboração de projetos e inventários de emissão de biogás e metano em aterros e locais de disposição final; e (2) o modelo do IPCC (2006), normalmente adotado para projetos de redução de emissões de carbono em aterros sanitários no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Ambos os modelos são baseados na equação cinética de primeira ordem. Entretanto, a diferença existente entre eles consiste de o modelo do IPCC (2006) considerar a constante cinética de degradação (k) e o potencial de geração de biogás (L_0) diferentes para cada tipo de material existente nos RSU, enquanto que o modelo do EPA (2005) considera valores médios para todo o resíduo em geral.

Ambos os modelos foram estudados, utilizando planilhas do Microsoft Excel, inicialmente para analisar o comportamento da geração de metano na célula experimental, comparando os dados experimentais com os gerados pelos modelos. Assim, foi possível analisar qual modelo pode-se melhor adequar ao comportamento da geração de biogás, com base nas particularidades da célula experimental como preenchimento, composição e condições climáticas aos quais estão submetidos os resíduos.

3.2.2.1. *Modelo da EPA (2005)*

Este modelo é normalmente apresentado para aplicação em aterros de escala real, considerando a quantidade e composição dos resíduos e biogás anualmente. Todavia, para a aplicação deste modelo na célula experimental, se fez necessário rever as particularidades deste “aterro”, principalmente o tempo de enchimento da célula (10 meses), os diversos ensaios de composição dos resíduos ao longo do processo de enchimento e a geração e composição semanal de biogás e metano.

Utilizando este modelo foram feitas várias simulações da geração de biogás, destacando-se dois principais casos:

- (a) Caso 1: utilização dos dados de entrada “*default*” recomendados;
- (b) Caso 2: otimização dos dados de entrada do modelo dentro da faixa recomendada pelo EPA (2005) a partir da comparação entre os resultados estimados pelo modelo com os obtidos experimentalmente em campo.

Os dados experimentais de geração de metano foram considerados com uma composição volumétrica de 50% do volume do biogás, desconsiderando a variação desta composição ao longo do tempo. A constante de geração de gás no aterro utilizada para análise no Caso 1 foi a recomendado pela EPA (2005) e IPCC (2006), variando entre $0,05 \text{ ano}^{-1}$ ($1,37 \cdot 10^{-4} \text{ dia}^{-1}$) a $0,2 \text{ ano}^{-1}$ ($5,48 \cdot 10^{-4} \text{ dia}^{-1}$), ou seja, tempo de meia vida variando de 13,8 anos (5037 dias) a 3,46 anos (1263 dias), considerando a célula experimental analisada como um aterro convencional localizado em região de clima tropical úmido,

Adotando os valores sugeridos pelo modelo, o fator de correção do carbono (MCF) foi considerado como 0,9; o fator de correção da fração carbono (COD_f) foi de 0,798, considerando uma temperatura média de 37°C . O valor do carbono orgânico degradável (COD) foi obtido de acordo com os dados provenientes dos ensaios de composição gravimétrica dos resíduos realizados em campo ao longo do período de enchimento. Nos resultados da geração total de CH_4 analisada pelo modelo, foi considerada para efeito de comparação com os dados experimentais, uma eficiência de 41,4% na coleta do metano, conforme encontrado nos estudos experimentais realizados por Maciel (2009).

3.2.2.2. *Modelo do IPCC (2006)*

Assim como para a aplicação do modelo EPA (2005), o IPCC (2006) também necessita considerar as particularidades do aterro experimental, realizando a entrada de dados diária dos resíduos, como quantidade, composição e parâmetros cinéticos.

Para a utilização do modelo IPCC (2006) no aterro experimental, com os ajustes na escala de tempo em dias, foram construídas rotinas no Microsoft Office Excel. Para cada componente dos resíduos foi construída uma sub-rotina semelhante considerando o cálculo da geração de biogás e metano a partir da decomposição deste componente utilizando os respectivos teor de carbono orgânico degradável (COD) e constante de degradação (k). A Figura 3.4 apresenta o modelo de uma das planilhas utilizadas para o cálculo da geração de CH_4 a partir da decomposição de um componente do RSU (matéria orgânica).

Com a geração de biogás proveniente da degradação de cada material, foi construída outra planilha para realizar a soma da geração de gás de cada componente, totalizando assim o

biogás gerado a partir dos RSU como um todo. A Figura 3.5 apresenta o cálculo da geração total de CH_4 considerando a geração deste gás proveniente da decomposição de todos os componentes/elementos existentes no RSU, utilizando os dados máximos recomendados para k e CODdeg^i .

Também foram realizadas diversas simulações onde se destacam duas principais:

- (a) Caso 1: utilização dos parâmetros “default” recomendados para regiões de clima tropical quente e úmido.
- (b) Caso 2: otimização dos parâmetros de entrada do modelo dentro dos limites recomendados para a região, porém, baseando-se nos dados obtidos experimentalmente de geração de biogás.

Os valores dos parâmetros de MCF e CODf foram os mesmos utilizados na simulação utilizando o modelo EPA (2005), ou seja, 0,9 e 0,798, respectivamente. Os dados de entrada recomendados pelo modelo para cada tipo de material com relação à fração de Carbono Orgânico Degradável (COD_i) e constante cinética de degradação (k_i) para cada material i foram apresentados nas Tabela 2.8 e Tabela 2.9 anteriormente. A eficiência do sistema de coleta de metano também foi considerada, utilizando o valor de 41,4%, conforme citado no uso do modelo EPA (2005) anteriormente.

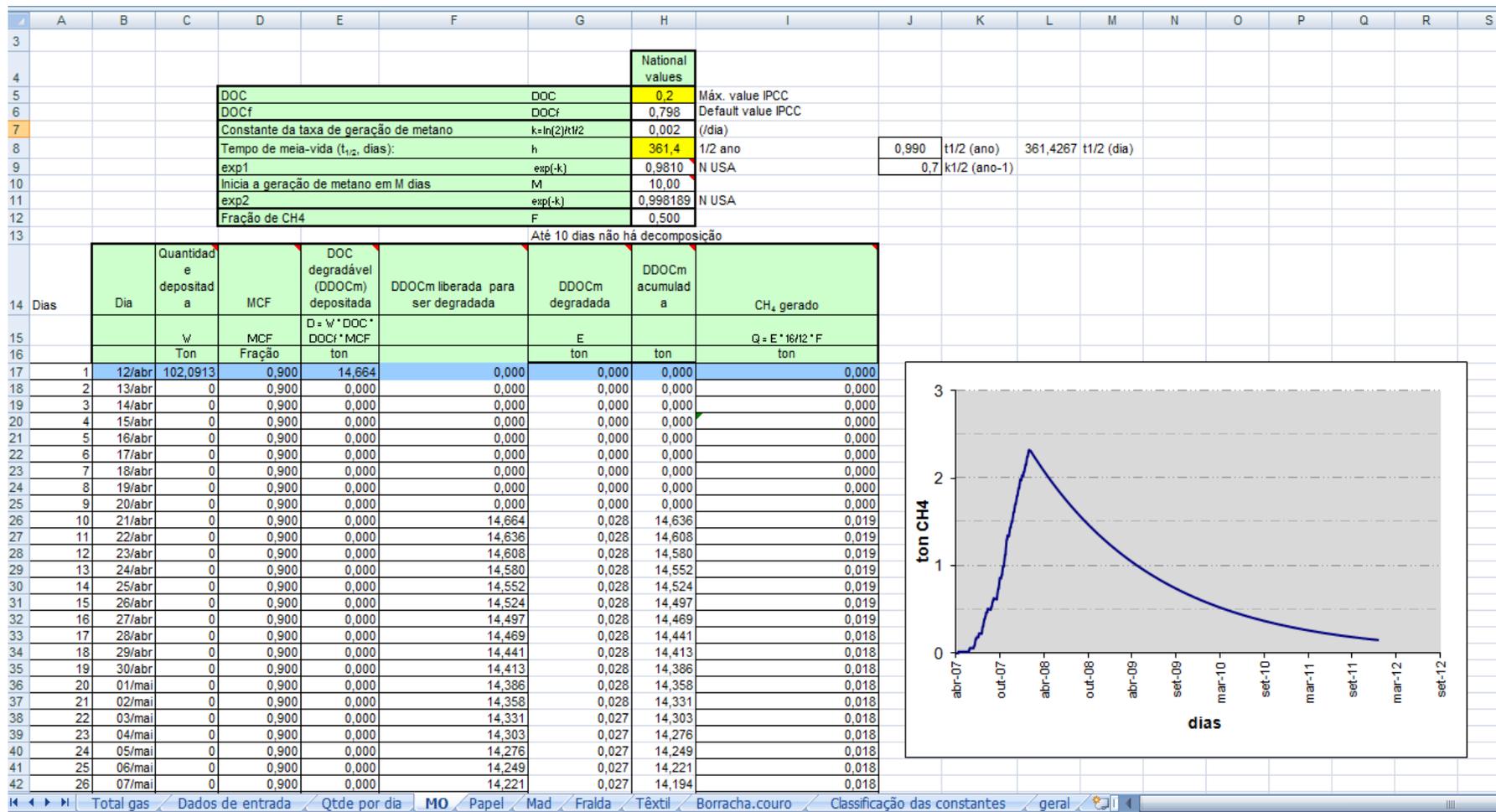


Figura 3.4. Planilha modelo utilizada para o cálculo de emissão de metano a partir da decomposição da matéria orgânica

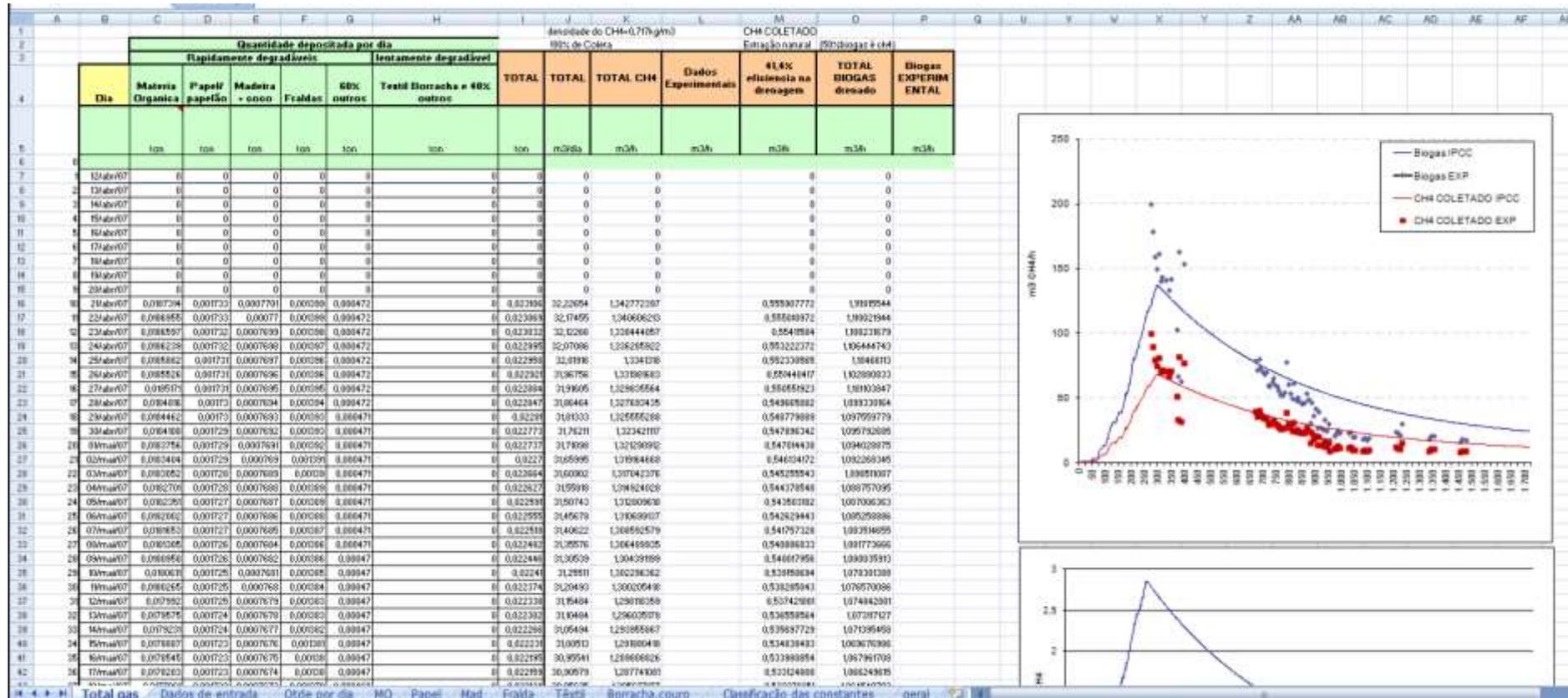


Figura 3.5. Planilha modelo desenvolvida para o cálculo de geração de metano a partir da decomposição de todos os componentes considerados biodegradáveis existentes na massa de resíduos

3.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Comparando a quantidade de metano captada pelo sistema de drenagem, com as obtidas pelos modelos do EPA (2005) e IPCC (2006), foi possível observar a representação do comportamento e erros relativos de cada modelo. Neste caso, o erro relativo do modelo foi obtido através da relação entre a diferença dos valores obtidos experimentalmente pelo modelo pelo valor estimado pelo modelo.

A Tabela 3.2 apresenta os dados utilizados nas simulações do caso 1 e 2. A Figura 3.6 ilustra os resultados obtidos utilizando os parâmetros *default* recomendados (caso 1) do modelo EPA (2005), utilizando o k igual a $0,05 \text{ anos}^{-1}$ ($1,37 \cdot 10^{-4} \text{ dia}^{-1}$ equivalente a um $t_{1/2}$ de 13,86 anos) e o valor máximo recomendado pelo IPCC (2006) para aterros em regiões de clima tropical, quente e úmido, igual a $0,2 \text{ anos}^{-1}$ ($5,48 \cdot 10^{-4} \text{ dia}^{-1}$ equivalente a um $t_{1/2}$ de 3,4 anos).

Tabela 3.2. Parâmetros de entrada do modelo EPA (2005) nos casos 1 e 2 simulados

Parâmetros EPA (2005)	Valor k utilizado (ano^{-1})	$t_{1/2}$ (ano)
Caso 1a: <i>default</i>	0,05	13,86
Caso 1b: <i>default</i> máximo	0,2	3,4
Caso 2: otimizado	0,7	1

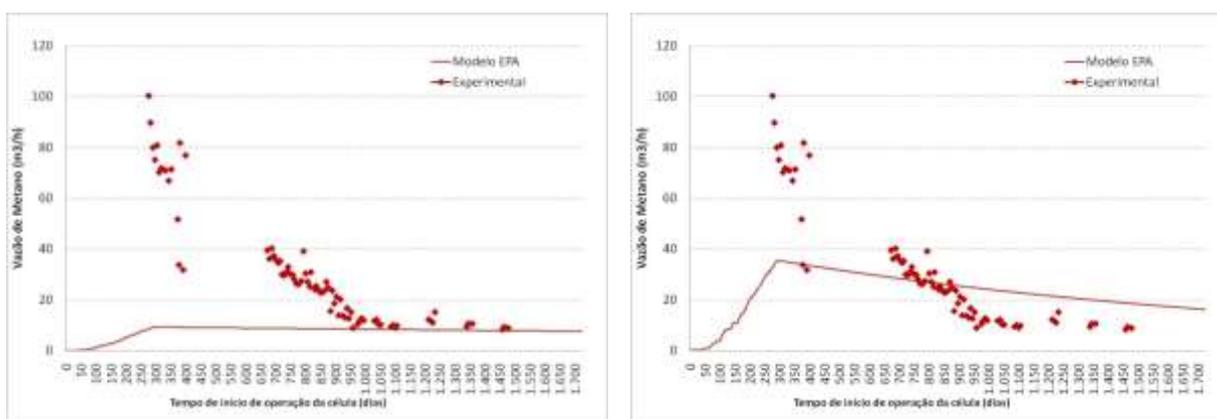


Figura 3.6. Estimativa da geração de metano no aterro experimental utilizando o modelo EPA (2005) com os parâmetros recomendados, sendo (a) k igual a $0,05 \text{ anos}^{-1}$ e (b) k igual ao valor máximo recomendado de $0,2 \text{ ano}^{-1}$

Visualmente pode-se afirmar que, utilizando os valores *default* recomendados para a célula experimental, mesmo o valor máximo, o modelo subestimou a geração de biogás,

apresentando um erro relativo utilizando o $k=0,05 \text{ anos}^{-1}$ de 404,87% e para $k=0,2 \text{ anos}^{-1}$ de 89,87%.

Perante a não representação do modelo frente aos dados experimentais, foram realizadas simulações para verificar a possibilidade de reduzir o erro do modelo, alterando o tempo de meia vida ($t_{1/2}$) e constante de degradação (k). A Figura 3.7 apresenta os resultados obtidos pelo modelo utilizando como *input* o k igual a $0,7 \text{ ano}^{-1}$ (equivalente a um $t_{1/2}$ de 361,4 dias, cerca de 3,5 vezes acima do valor máximo recomendado). É importante enfatizar que o EPA (2005) indica o valor de $k=0,7 \text{ ano}^{-1}$ para análise e simulação de biorreatores, em regiões de elevada umidade e temperatura.

Observa-se que os parâmetros obtidos pelo modelo conseguem estimar a quantidade máxima de CH_4 medida da célula experimental, porém, ainda com um erro relativo de 37,45%. Assim, fez-se necessário estudar o modelo do IPCC (2006), do tipo multicomponente, que possa representar um decaimento mais acelerado da geração de metano a partir da degradação de resíduos.

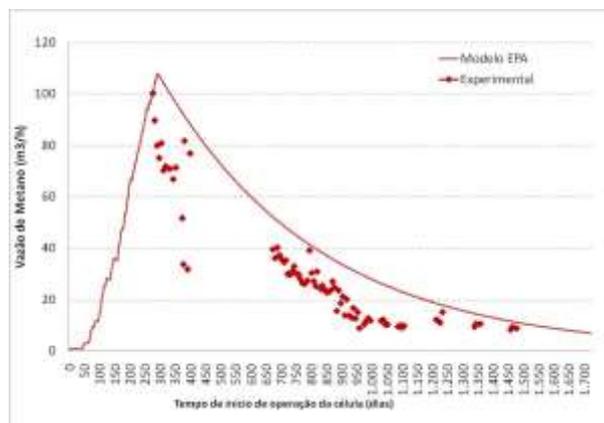


Figura 3.7. Geração de metano no aterro experimental utilizando o modelo EPA (2005) e k de $0,70 \text{ ano}^{-1}$

Utilizando os parâmetros *default* do modelo do IPCC (2006), apresentados na Tabela 3.3, obteve-se a curva de geração de biogás apresentada na Figura 3.8a, no qual percebe-se um comportamento semelhante ao modelo USEPA (2005), ou seja, abaixo dos valores encontrados experimentalmente, com um erro relativo de 67,24%. Em contrapartida, utilizando os dados máximos de COD e máximos de k ($t_{1/2}$ mínimo), foi possível obter um

erro relativo mais baixo (35%), equivalente ao erro relativo obtido utilizando o modelo do EPA (2005).

Uma vez constatado que os modelos de previsão com parâmetros *default* recomendados ainda apresentaram elevado erro relativo e não apresentaram bem os dados experimentais de CH₄ captado no aterro experimental, foi procedido o ajuste do modelo, considerando os valores máximos de COD e variando o $t_{1/2}$ e k do modelo, conforme apresentado na Tabela 3.3. A Figura 3.9 apresenta o resultado da otimização dos parâmetros do modelo (caso 2).

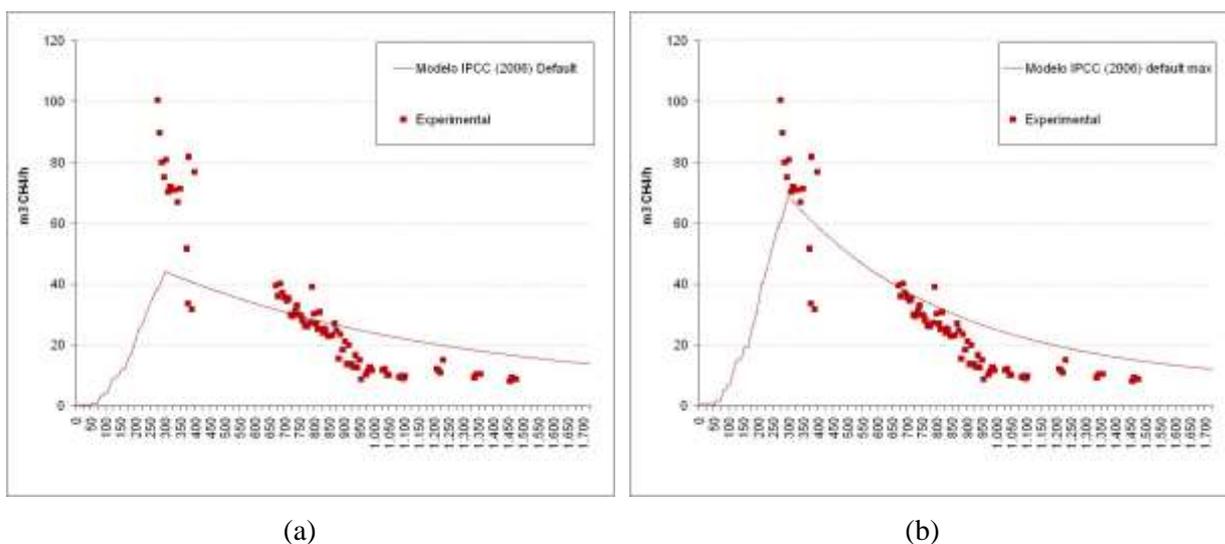


Figura 3.8. Estimativa da geração de metano no aterro experimental utilizando o modelo IPCC (2006) no (a) caso 1 utilizando os parâmetros *default* e (b) utilizando os valores máximos recomendados

Tabela 3.3. Parâmetros de entrada do modelo IPCC (2006) nos casos 1 e 2 simulados

Componentes		FAIXA RECOMENDADA				DEFAULT (caso 1)		OTIMIZADO (caso 2)	
		COD		k (ano-1)		COD	k (ano-1)	COD	k (ano-1)
		mínimo	máximo	mínimo	máximo				
Rapidamente	resíduos de comida	0,08	0,20	0,17	0,70	0,15	0,40	0,20	1,40
Medianamente	fralda *	0,18	0,32	0,15	0,20	0,24	0,17	0,32	0,20
Lentamente	papel/papelão	0,36	0,45	0,06	0,085	0,40	0,07	0,45	0,10
	madeira + coco	0,39	0,46	0,03	0,05	0,43	0,035	0,46	0,05
	têxtil	0,20	0,40	0,06	0,085	0,21	0,07	0,40	0,085

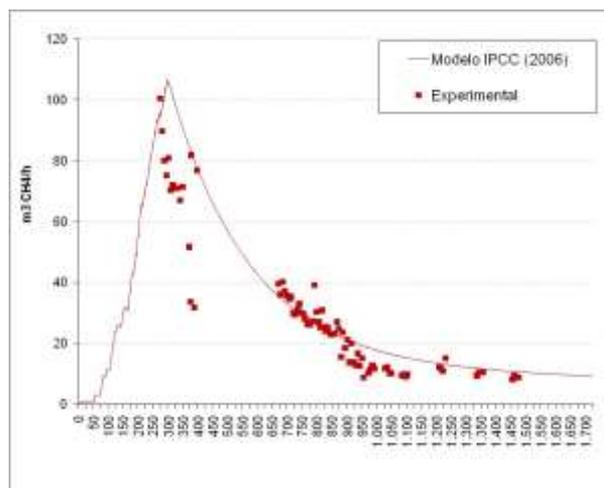


Figura 3.9. Estimativa da geração de metano no aterro experimental utilizando o modelo IPCC (2006) no caso 2, com os parâmetros de entrada otimizados

Na otimização dos parâmetros, os resíduos considerados como rapidamente degradáveis, tais como os resíduos de comida, apresentaram uma velocidade de degradação cerca de duas vezes maior que a máxima recomendada pelo modelo, ocasionando conseqüentemente um decaimento mais acelerado da geração de metano, como observado experimentalmente. Essa maior velocidade de degradação no aterro simulado pode ser justificada pelas condições climáticas existentes na região, onde condições muito quentes e úmidas podem ter favorecido o processo de degradação dos materiais.

O erro relativo obtido na otimização do modelo do IPCC (2006) foi de 12,6%. Um erro de 18% foi obtido por Oonk *et al.* (1994), utilizando o modelo de primeira ordem multicomponente em 8 aterros de RSU na Holanda. Ogor & Guerbois (2005), aplicando o modelo multicomponente em 5 aterros sanitários da França, afirmam que não foi possível obter estimativas com erros relativos inferiores a 10%, mesmo com a otimização dos parâmetros.

O uso de modelos matemáticos para geração de metano é uma importante ferramenta para dar suporte no dimensionamento do sistema de drenagem, equipamentos envolvidos no tratamento do biogás e analisar a viabilidade econômica de instalações de aproveitamento energético do biogás. Existem vários modelos matemáticos que estimam a geração de biogás em aterros, entretanto, estes devem ser estudados e analisados conforme características dos resíduos, das condições de operação do aterro, clima e outros, para poder utilizar dados de entrada que possam melhor se adequar ao aterro em questão. Diversos autores recomendam

que, para realizar uma otimização mais confiável dos modelos analisados, sejam desenvolvidos experimentos com condições mais controladas para a obtenção de uma base para os parâmetros de entrada dos modelos, principalmente as constantes cinéticas e fator de biodegradação dos resíduos.

A Tabela 3.4 apresenta um quadro-resumo dos erros relativos encontrados utilizando o modelo EPA (2005) e IPCC (2005), facilitando a comparação dos erros entre os modelos. Sendo assim, o uso do modelo global do IPCC (2006), que apresentou o menor erro relativo, motivou o desenvolvimento de experimentos de laboratório, com condições mais controladas em diferentes escalas, para verificar a influências das constantes cinéticas e potencial de geração de metano, conforme composição dos resíduos e tempo de decomposição. Estes estudos estão apresentados nos capítulos a seguir

Tabela 3.4. Quadro-resumo dos erros relativos obtidos utilizando os modelos do EPA (2005) e IPCC (2006)

	Erro relativo utilizando o modelo EPA (2005)	Erro relativo utilizando o modelo IPCC (2006)
Caso 1a: <i>default</i>	404,87%	67,24%
Caso 1b: <i>default</i> máximo	89,87%	35,00%
Caso 2: otimizado	37,45%	12,60%

CAPÍTULO 4 – AMOSTRAGEM E CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS

4.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

No uso de modelos matemáticos para analisar a biodegradação e geração de biogás, os principais parâmetros de entrada estão relacionados às características dos resíduos, sejam elas físicas, químicas ou microbiológicas. Para isto, faz-se necessária a realização de coletas, amostragens e caracterização dos resíduos estudados.

Este capítulo apresenta as etapas envolvidas na coleta e amostragem dos RSU utilizados neste estudo, com ênfase na localização dos pontos de coleta e nas técnicas utilizadas. Em seguida são abordadas, em subtópicos, as metodologias utilizadas na caracterização gravimétrica, volumétrica e físico-química (umidade, sólidos voláteis e fixos, pH, potencial redox, DBO, DQO, COT, C, H, N, S, celulose, hemicelulose, lignina) dos resíduos. Para uma maior fluência da leitura e compreensão, neste capítulo também estão apresentados os resultados obtidos na caracterização inicial dos resíduos coletados, sejam novos ou em diferentes estágios de decomposição.

4.2. METODOLOGIA

4.2.1. Amostragem e coleta dos resíduos

Os resíduos utilizados nos experimentos foram provenientes de vários aterros e experimentos em andamento. O intuito foi trabalhar com resíduos em diferentes estágios de decomposição provenientes da Cidade do Recife, onde já haviam estudos iniciados na área de caracterização dos resíduos.

O período de desenvolvimento deste trabalho (2008 a 2012), foi um período de transição na gestão de resíduos sólidos urbanos na Cidade do Recife. Até julho de 2009, os resíduos sólidos urbanos coletados na Cidade do Recife eram dispostos no Aterro Controlado da Muribeca. Posteriormente, parte dos resíduos foi destinada a CTR-Igarassu. Assim, os

resíduos novos foram coletados no Aterro Controlado da Muribeca em Jaboatão dos Guararapes-PE (em maio de 2009) e na Central de Tratamento de Resíduos de Igarassu – PE (em agosto de 2010 e 2011), como mostra a Figura 4.1.



Figura 4.1. Localização do Aterro CTR Igarassu e do Aterro da Muribeca, principais pontos de coleta dos resíduos (MOTTA, 2011)

No entanto, para estudar resíduos de diferentes idades, também foram coletados os resíduos depositados no ano de 2005 em um experimento de campo (lisímetro) estudado por Alcantara (2007) e em 2008 em uma célula experimental estudada por Maciel (2009), ambos existentes no Aterro da Muribeca-PE.

i. Coleta de resíduos novos

Os resíduos novos foram coletados diretamente após o descarrego de um caminhão compactador de resíduos domésticos e comerciais seguindo a metodologia de quarteamento adotada por Alcantara (2007), Mariano *et al.* (2007) e NBR 10.007 (2004).

O caminhão fez o descarrego dos resíduos em um pátio pavimentado (Figura 4.2a), onde houve a abertura das sacolas plásticas (Figura 4.2b) e, com a ajuda de um trator com pá carregadeira, a pilha de resíduos formada foi homogeneizada (Figura 4.2c), separada em 4 partes (Figura 4.2d) e posteriormente foram selecionadas duas partes para compor a amostra

de resíduos. Nesta amostra foi determinada a composição gravimétrica e coleta de material para realização dos ensaios em laboratório.



Figura 4.2. Etapas para obtenção de amostras envolvendo (a) descarrego do caminhão coletor de RSU; (b) pré-homogeneização dos RSU e (c) processo de quartejamento e (d) separação da amostra para caracterização

ii. *Coleta de resíduos envelhecidos – 2 a 3 anos*

A Célula Experimental fica localizada no Aterro Controlado da Muribeca (fechado desde junho de 2009), no município de Jaboatão dos Guararapes, localizada em uma área de 1,0 ha, possuindo 65 m x 85 m com 9 m de altura e volume de resíduos aterrados de cerca de 38.000 m³. É a única célula de resíduos no Estado que possui o aproveitamento energético de biogás, mesmo com caráter experimental, com uma potência instalada de 20 KVa.

A coleta dos resíduos foi realizada duas vezes (16/08/2010 e 19/07/2011) e em pontos da camada de cobertura convencional mais próxima à usina de aproveitamento energético de biogás (Figura 4.3a), para que não houvessem danos aos instrumentos instalados e sistemas de drenagem superficial e interno de gases e líquidos. Com a ajuda de uma escavadeira, foram

retirados o solo da camada de cobertura e os resíduos existentes na transição entre solo e resíduo para não haver contaminação dos resíduos com solo (Figura 4.3b). Logo após foram separados (Figura 4.3d) e coletados cerca de 500L de resíduos compactados manualmente em baldes de 100L (Figura 4.3e) e encaminhados ao laboratório para amostragem, caracterização, preparação de amostras e preenchimento dos experimentos.



Figura 4.3. Etapas envolvidas na coleta dos resíduos advindos da Célula Experimental preenchida em 2007

i. Coleta de resíduos envelhecidos – 5 anos

Os lisímetros estão localizados no Aterro da Muribeca–PE (Figura 4.4) e possuem 2 metros de diâmetro interno e um volume total de 11 m³. Foram construídos em alvenaria de tijolos maciços, com 25 cm de espessura. Sua instrumentação é composta por sistema de drenagem de lixiviado e de gás, medição de nível dos líquidos, medidores de recalque, medidores de concentração de gases além de termopares.



Figura 4.4. Lisímetros em operação construídos no aterro da Muribeca (ALCÂNTARA, 2007)

Nesta pesquisa, os resíduos com 5 anos de decomposição foram retirados manualmente no dia 16/08/10 do lisímetro preenchido em agosto de 2005, chamado de L2 por ALCANTARA (2007) pois apresentavam inicialmente um menor teor de plástico, e foi feita a seleção manual dos materiais com diâmetros menores que 20cm. Inicialmente, foi retirada a vegetação existente sobre a camada de cobertura (Figura 4.5b), solo e os resíduos existente na interface com o solo (Figura 4.5d) para posteriormente retirar cerca de 300L de resíduos e encaminhá-los ao laboratório para amostragem, caracterização, preparação de amostras e preenchimento dos experimentos.



Figura 4.5. Coleta dos resíduos advindos do lisímetro

4.2.2. Caracterização gravimétrica e volumétrica dos resíduos

A composição gravimétrica dos resíduos coletados foi realizada através da separação manual e pesagem do material existente na amostra de resíduos (Figura 4.6). Os resíduos foram classificados em onze classes: (1) *resíduos orgânicos* (resíduos alimentares em geral); (2)

resíduos de jardim - folhas, galhos, etc.; (3) *papel e papelão*- embalagens de papel, jornais, revistas, folhetos, papel branco, papelão, cartão, etc.; (4) *madeira e coco*; (5) *borracha e couro*- sapatos, bolas de festas, etc.; (6) *plásticos*- PET, polipropileno, polietileno, PVC, outras embalagens plásticas, etc.; (7) *têxteis*; (8) *materiais sanitários*- papel higiênico, fraldas, absorventes, etc.; (9) *metais* – embalagens ferrosas, de alumínio e outros resíduos metálicos, (10) *vidro* – embalagens de vidro e (11) *outros* – elementos não reconhecidos, eletrônicos, finos, etc.

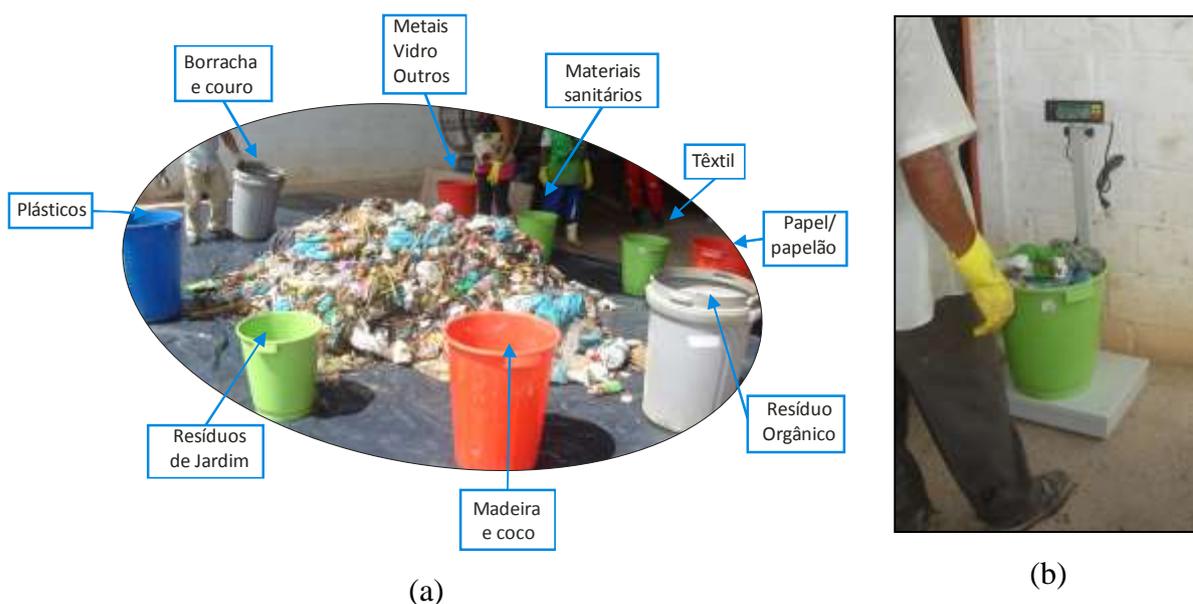


Figura 4.6. Separação manual dos componentes em campo e posterior pesagem para a determinação da composição gravimétrica dos RSU coletadas

A composição volumétrica dos resíduos foi obtida pelo percentual de volume dos seus componentes, sem sofrer compactação e na umidade natural, fazendo uso de recipiente com volume conhecido.

Devido à dificuldade operacional em realizar a composição gravimétrica dos resíduos em campo em alguns aterros e também por trabalhar com algumas amostras em estágios de decomposição avançados (o que dificultava a identificação de alguns materiais), houve a necessidade de realizar a caracterização gravimétrica de algumas amostras no laboratório, como pode ser observado na Figura 4.7.



Figura 4.7. Ensaio de caracterização gravimétrica dos (a) resíduos em avançado estado de decomposição no laboratório sobre bancada

4.2.3. Caracterização físico-química e preparação de amostras

Das amostras destinadas para caracterização físico-química, cerca de 5kg dos resíduos foram colocados em sacos hermeticamente fechados, acondicionados em caixas de isopor contendo baterias de resfriamento e foram encaminhados ao laboratório. No laboratório, cerca de 1kg de material foi utilizado para determinação do teor de umidade inicial das amostras e os outros 4 kg foram submetidos a corte e processamento para redução do tamanho das partículas e aumento da superfície específica para posterior utilização nos ensaios de determinação de sólidos voláteis, composição elementar e bioquímica e ainda para uso nos ensaios BMP.

4.2.3.1. Teor de Umidade

O teor de umidade é um dos mais importantes parâmetros dos resíduos uma vez que afeta diretamente os parâmetros mecânicos, químicos e hidrológicos dos resíduos (NOUSHEEN ARIF, 2010). O teor de umidade pode ser definido em função da massa úmida (massa total de sólidos e líquidos) ou em função da massa seca (massa seca de sólidos). Neste estudo, a umidade foi expressa em peso úmido ($\%W_w$), baseada na NBR 6457 (1986) no qual se mantém uma amostra de resíduo, com massa conhecida $M_{úmida}$, em estufa a temperatura constante de 65°C até atingir uma massa final (M_{final}) constante. Assim, o cálculo do teor de umidade é realizado utilizando-se a Equação 4.1.

$$\%W_w = \frac{(M_{úmida} - M_{final})}{(M_{úmida})} \times 100 \quad \text{Eq. 4.1}$$

4.2.3.2. Preparação de amostras com menor granulometria

Alguns ensaios físico-químicos e de degradação requisitam a utilização de materiais com menor granulometria, ou seja, maior superfície de contato. Assim, uma parte dos resíduos foi processada em liquidificador profissional, processador industrial Cutter –Siemens CR-4L ou (em caso de resíduos com baixo teor de umidade como os plásticos) em um moinho de facas tipo *willye*. Especificamente para as amostras de resíduos de elevada maleabilidade como borracha/couro, alguns plásticos e resíduos têxteis, foram utilizadas tesouras especiais com três lâminas para diminuir o tamanho das partículas. Na Figura 4.8 é possível visualizar os aspectos dos resíduos pesados e processados após esta etapa. Estes resíduos foram utilizados para a determinação do teor de sólidos voláteis, composição elementar, composição bioquímica, DBO, DQO e ensaios BMP.

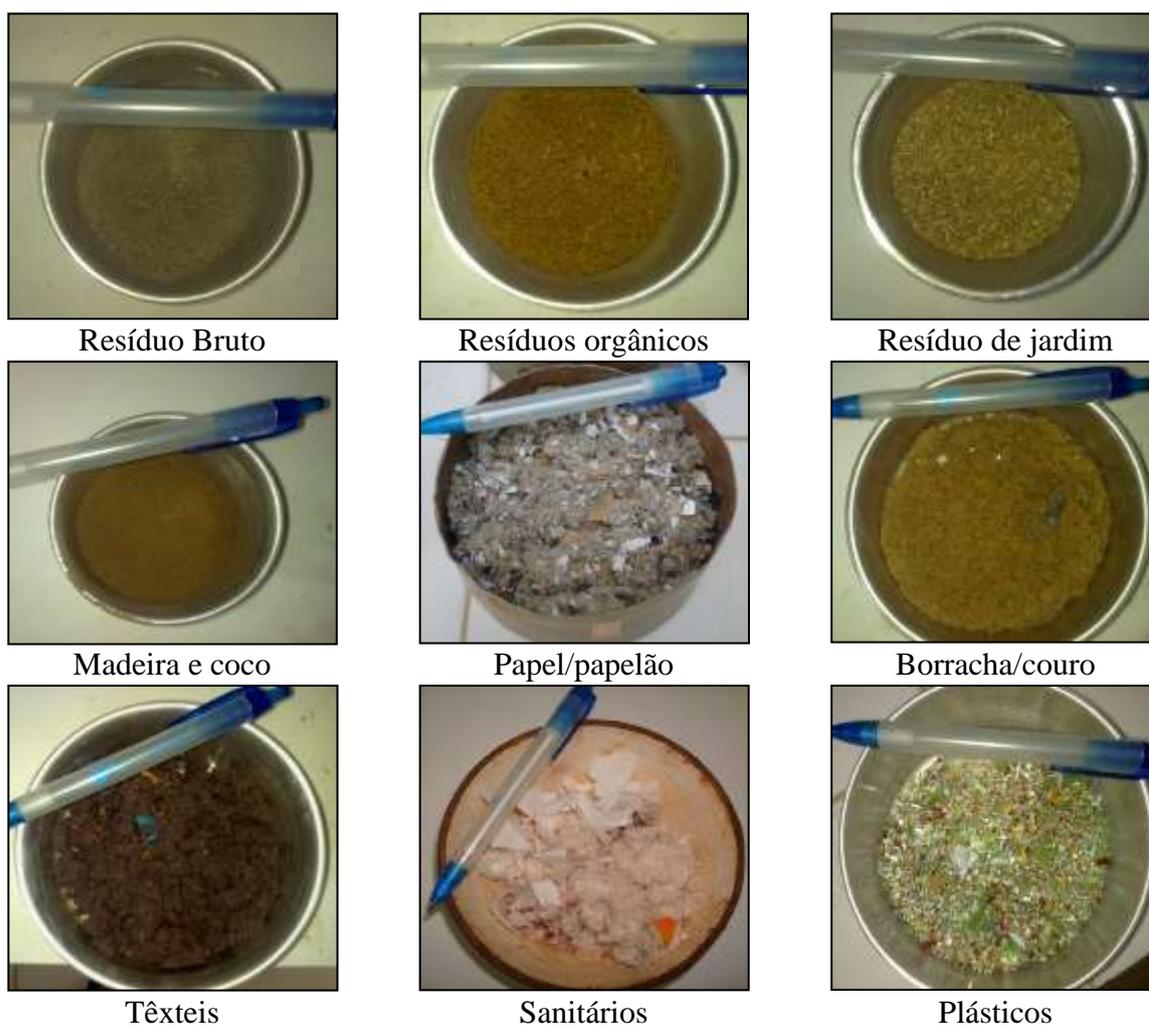


Figura 4.8. Aspecto dos resíduos (massa de 5g) após a redução do tamanho das partículas

4.2.3.3. *Teor de Sólidos Voláteis*

A determinação de teor de sólidos voláteis (SV) permite a determinação do percentual de cinzas e indiretamente a quantidade de matéria carbonácea existente na amostra. A determinação do SV é de suma importância para o acompanhamento das alterações de propriedades físicas, químicas e biológicas da massa de lixo depositada no aterro (KNOCHENMUS *et al.*, 1998).

Ao submeter uma amostra a uma temperatura de calcinação de 650°C, a fração orgânica é oxidada a CO₂ ocorrendo perda de massa. O material que permanece após a calcinação é a fração inorgânica ou inerte.

A determinação do teor de sólidos voláteis foi realizada seguindo a metodologia de WHO (1979), NBR 13999 (ABNT, 2003) e SWEWW-2540B (2010). Este ensaio consiste em submeter cerca de 5g de uma amostra seca (sem umidade) a uma temperatura de calcinação de 600-650°C por um período de 2 horas em mufla. Posteriormente, aguardou-se o resfriamento da amostra calcinada na própria mufla e em dessecador a vácuo e por fim, foi realizada a pesagem. Sendo assim, o teor de sólidos voláteis (%SV) é dado pela Equação 4.2, na qual M_o é a massa inicial (pré-calcinação) e M_f é a massa final (pós-calcinação).

$$\%SV = \frac{M_o - M_f}{M_o} \cdot 100 \quad \text{Eq. 4.2}$$

4.2.3.4. *pH, condutividade elétrica e potencial Redox*

As análises de pH e potencial redox foram realizadas com sensores específicos para a medição desses parâmetros, como pode ser observado na Figura 4.9. O pHmetro utilizado foi o *Digimed DM23* com eletrodos específicos de pH. O equipamento de medição do potencial redox foi o potenciômetro modelo 3110 WTW com eletrodo específico *SenTix ORP WTW* e o condutímetro utilizado foi o *Digimed DM32*.

Para medição desses parâmetros em resíduos, foi elaborado um extrato solubilizado conforme Castilhos Jr *et al.* (2003) e WHO (1979). O método consistiu em se manter uma amostra fresca de lixo em contato com um solvente, no caso a água deionizada isenta de CO₂, por

alguns minutos sob agitação intensa a fim de proporcionar melhor contato entre as fases e também realizar a homogeneização do extrato. Foi adicionado 250 ml de água deionizada em aproximadamente 100 g de amostra do material sólido.



Figura 4.9. (a) Medição do pH e (b) potencial redox no início e no final do ensaio BMP

4.2.3.5. Demanda química e bioquímica de oxigênio - DQO e DBO

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) consiste numa indicação indireta do teor de carbono orgânico através do consumo de oxigênio no processo de oxidação da matéria orgânica existente em uma amostra líquida. O método padronizado da DQO consiste em oxidar a amostra contendo matéria orgânica com excesso de $K_2Cr_2O_7$, H_2SO_4 , Ag_2SO_4 e calor por 2 horas. Neste estudo, foi utilizado o método descrito por Graner *et al.* (1998) que consiste em submeter a amostra oxidada em uma cubeta para leitura em um espectrofotômetro UV-visível, previamente calibrado com solução padrão para concentrações de 0 a 1.500mg/L em um comprimento de onda de $\lambda=620$ nm, determinando diretamente a DQO da amostra (diluída) em mg O_2/L .

A determinação da DBO foi baseada na NBR 12614 (1992) que consiste no método da incubação da amostra a 20°C por 5 dias utilizando o método manométrico com o equipamento DBO Sensor System Velp.

4.2.3.6. *Composição elementar*

As análises elementares tradicionais dos resíduos implicam na determinação do percentual de C, H, N, O, S e cinzas. É utilizada também para definir a mistura dos materiais para aprimorar algumas correlações (como a relação C/N e C/H) e assim aperfeiçoar o processo de conversão biológica (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993). A determinação desses parâmetros também permite calcular a biodegradabilidade estequiométrica dos materiais degradáveis, em condições aeróbias e anaeróbias (ACHOUR, 2008).

Neste trabalho, as análises químicas elementares (C, H, N e S) foram realizadas em base seca por combustão utilizando o equipamento Carlo-Erba – *Instruments* modelo EA 1110 existente na Central Analítica do Departamento de Química Fundamental da UFPE. Esse equipamento dispõe de uma câmara de combustão que recebe o resíduo através da aplicação de um fluxo de gás de arraste e em seguida do oxigênio necessário a combustão. A temperatura pode chegar a 900°C conduzindo a formação de dióxido de carbono, de vapor de água e de outros gases que são separados em outra câmara passando em seguida por detector, determinando assim o teor de cada um dos elementos do material. O percentual de oxigênio contido na amostra foi determinado por diferença dos valores dos demais elementos descontando o material inorgânico existente.

O carbono orgânico total (COT) está relacionado com a determinação dos átomos de carbono que estão ligados (via ligação covalente) com moléculas orgânicas, o que excetua os compostos inorgânicos que tem o C em sua composição, como os carbonatos, bicarbonatos e dióxido de carbono dissolvido. Neste estudo, o teor de COT foi determinado em algumas amostras, seguindo a metodologia da EMBRAPA (1999) utilizando o processo de oxidação térmica e química (com solução de dicromato de potássio) e técnicas colorimétricas.

4.2.3.7. *Composição bioquímica*

Segundo Bayard *et al.* (2005), as holoceluloses (celulose e hemicelulose) representam as principais frações biodegradáveis existentes nos resíduos, diferentemente da lignina. A lignina apresenta ligações de difícil degradação, que também podem impedir fisicamente o acesso dos microrganismos às holoceluloses. A metodologia para determinação da celulose, hemicelulose e lignina foi baseada na NBR 14853 (ABNT, 2010) e NBR 7989 (ABNT, 2010). A Figura 4.10 apresenta as etapas resumidas utilizadas para a determinação desses compostos.

Foram realizadas três extrações sucessivas utilizando o soxhlet e os seguintes solventes: (1) ciclohexano que consiste em um solvente apolar, para solubilização de ceras, graxas e polifenóis; (2) álcool etílico que consiste em um solvente polar para a remoção de outros compostos orgânicos como resinas, óleos, ceras, graxas, esteróides e terpenos; (3) água quente que solubiliza açúcares, polissacarídeos e algumas substâncias fenólicas (MELO, 2008).

Após esta extração, a amostra resultante é basicamente formada por inorgânicos, celulose, hemicelulose e lignina. Assim, foi realizada a hidrólise ácida para extração da celulose e hemicelulose, seguida de um processo de secagem e calcinação, para determinação dos compostos inorgânicos e lignina.

As determinações de proteínas, lipídeos e carboidratos foram realizadas seguindo a metodologia do Instituto Adolfo Lutz (1986), utilizando técnicas volumétricas (resultante do teor de nitrogênio total determinado pelo método *Kjeldahl*) e gravimétricas, respectivamente.

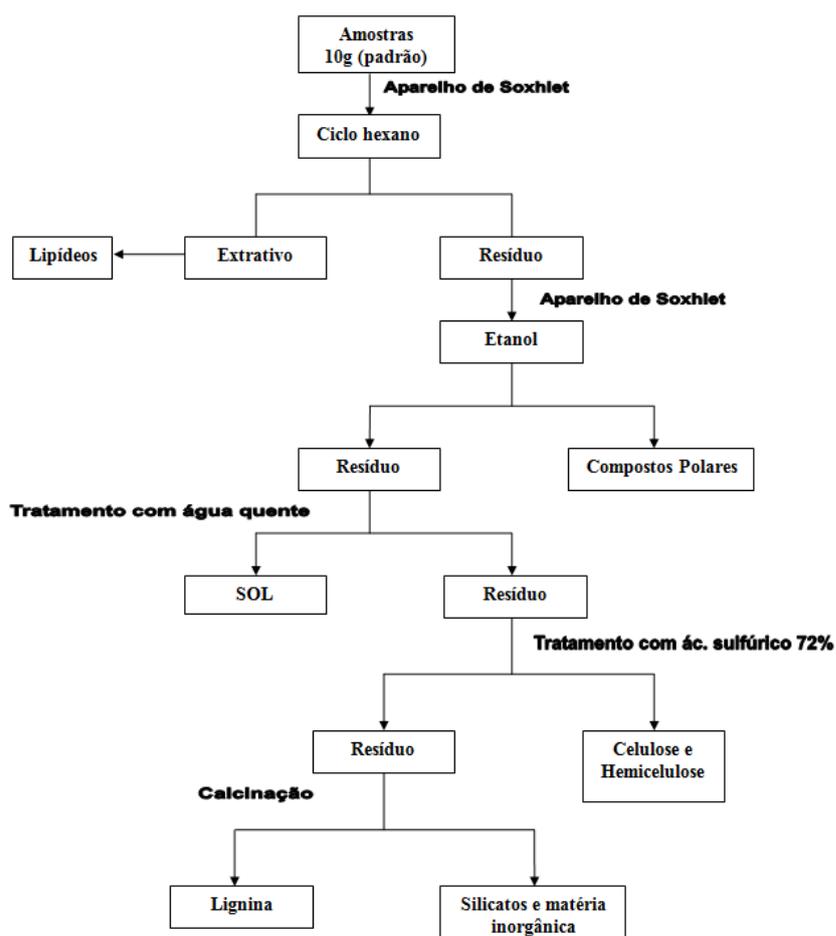


Figura 4.10. Fluxograma do processo de caracterização bioquímica dos resíduos sólidos (adaptado de Alves, 2008)

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.3.1. Composição Gravimétrica

A geração de efluentes líquidos e gasosos provenientes de RSU dispostos em aterros, tanto no aspecto quantitativo quanto qualitativo, depende fundamentalmente da composição gravimétrica dos resíduos. Na composição gravimétrica, é possível analisar as frações dos diferentes tipos de componentes (putrescíveis, madeira, têxtil, plásticos, etc.) existentes nos RSU.

Para estudar a velocidade de degradação dos resíduos e a consequente geração de biogás, foi realizada a composição gravimétrica nos RSU de idades variadas de decomposição, entre 5anos e resíduos novo (recém chegado ao aterro). Na Figura 4.11, é possível verificar os resultados da caracterização gravimétrica dos resíduos para as três faixas de idades estudadas.

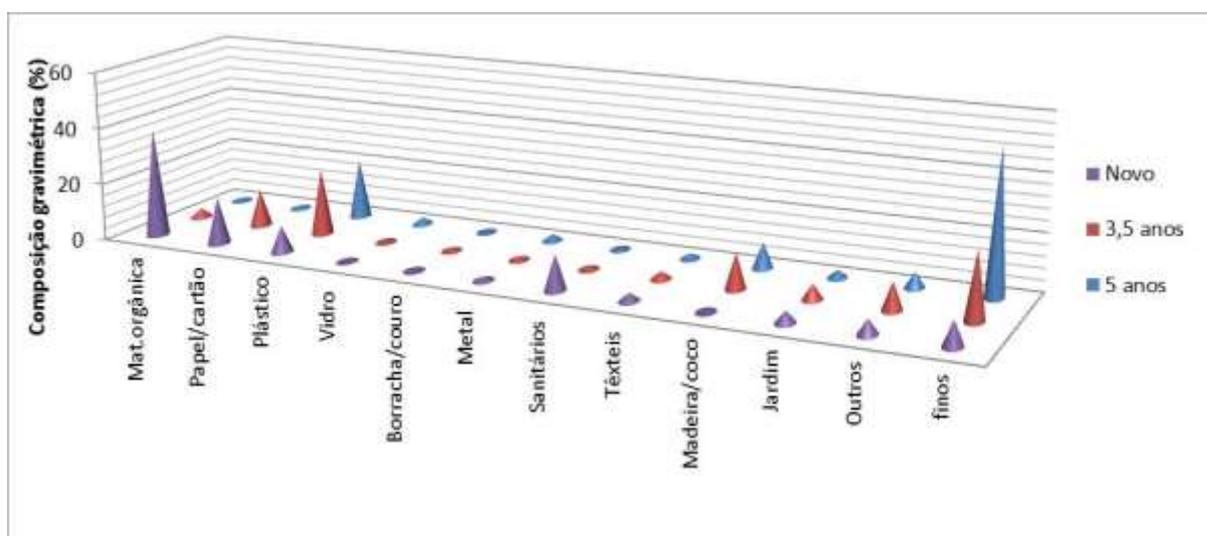


Figura 4.11. Caracterização gravimétrica dos resíduos coletados com diferentes períodos de decomposição

A composição gravimétrica dos resíduos novos foi compatível com a encontrada por Alcântara (2007) e Maciel (2009), estudando a mesma rota de RSU. Através da caracterização dos resíduos foi possível verificar a mudança existente na composição dos resíduos sólidos de acordo com o tempo de decomposição destes. Para os resíduos de 5 anos (coletados no lisímetro), foi encontrado uma maior porcentagem de resíduos finos (50,1%) e uma porcentagem de matéria orgânica de 0,83%, identificando o resíduo em avançado estágio de

mineralização. Porém, é importante analisar ainda o teor de matéria degradável existente nos sólidos finos, pois é possível que os resíduos degradáveis tenham reduzido de tamanho e não foi tenha sido possível a identificação visual, como matéria orgânica ou papel ou outro material.

Os resíduos do aterro experimental, com cerca de 3,5 anos de decomposição, apresentaram um teor de finos de aproximadamente 25% e a de matéria orgânica foi de aproximadamente 3%. Já para os resíduos mais novos, o percentual de finos foi de 8% e de matéria orgânica de 38%.

Os valores encontrados de composição gravimétrica estão coerentes com os analisados por Hull *et al.* (2005), apresentado na Tabela 4.1, que estudaram a composição gravimétrica de resíduos de diferentes períodos de decomposição no Aterro de New Jersey. Entretanto, é importante enfatizar que a composição gravimétrica dos resíduos, quando recém-chegados ao Aterro de New Jersey, deve ser diferente dos resíduos novos considerados neste estudo, sendo difícil assim a sua comparação quantitativa, mas em termos qualitativos percebe-se também um comportamento similar em termos de redução do teor de matéria orgânica e aumento do teor de plásticos, metais, vidro e outros.

Tabela 4.1. Composição média, em peso úmido, dos resíduos em diferentes períodos de decomposição (adaptado de Hull *et al.*, 2005)

Componente	Tempo de decomposição dos resíduos				
	Fração (%)	13-11 anos	11-7 anos	7-3 anos	3-1 ano
Matéria orgânica	0,0	2,4	2,9	2,6	
Papel/cartão	19,4	16,6	20,8	26,1	
Plástico	20,0	18,6	18,4	12,8	
Vidro	8,4	1,0	0,4	0,6	
Borracha/couro					
Metal	16,1	7,3	7,8	6,4	
Sanitários					
Têxteis	13,5	6,4	10,6	8,4	
Madeira/coco	4,5	17,5	26,7	17,3	
Jardim					
Outros	9,0	4,4	2,7	4,0	
Finos	9,0	25,5	9,5	18,3	

4.3.2. Composição Volumétrica

A estimativa do percentual em volume dos componentes dos RSU para a determinação da composição volumétrica foi realizada após o acondicionamento dos materiais de forma não compactada em recipientes de volume conhecido. O percentual em volume de cada tipo de resíduos pode ser visualizado na Figura 4.12.

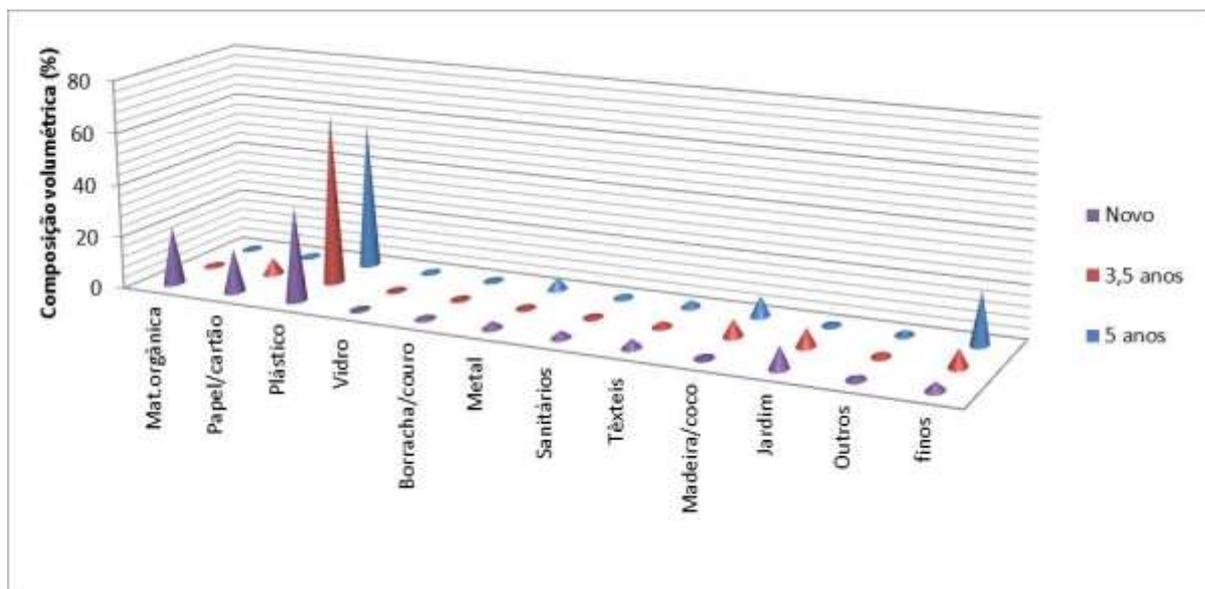


Figura 4.12. Composição volumétrica dos resíduos coletados com diferentes períodos de decomposição

Ao se comparar as composições, gravimétrica e volumétrica, observam-se as diferenças significativas nos percentuais, principalmente em termos de matéria orgânica e plásticos. Na composição volumétrica, a proporção destes componentes praticamente se inverte ao longo do tempo, isto é, inicialmente no resíduo novo tem-se 22,0% de matéria orgânica e ao longo do tempo (cerca de 5 anos), esse percentual vai para 0,7%. Entretanto, o teor volumétrico de plásticos nos resíduos novos é de 36,2% enquanto que, nos resíduos de 5 anos esse teor é de 56,2%.

Em termos de massa (gravimetria), inicialmente os plásticos compõem cerca de 9,4% da massa dos resíduos enquanto que após cerca de 5 anos, esse percentual é de 20,8%. Observa-se que em resíduos com idades mais avançadas, o teor de matéria orgânica é praticamente inexistente ou, pelo menos, não identificável. Em contrapartida, o teor de plásticos e de materiais de difícil degradação (ou não degradáveis) tem valores dominantes, sendo mais

agravante em termos de volume, sendo importante a determinação volumétrica deste material para analisar a vida útil de um aterro, visto que este permanece em grande proporção volumétrica por um longo período nos resíduos.

À medida que os resíduos se degradam, existe uma fragmentação do tamanho das partículas, havendo o maior aparecimento do teor de materiais finos (que não são facilmente classificados e possuem granulometria abaixo de 20 mm). Inicialmente, em massa, tem-se um 8,6% de resíduos finos enquanto que nos resíduos de 3,5 anos em decomposição, tem-se cerca de 23,4% e nos resíduos de 5 anos em decomposição, tem-se cerca de 50%. Em termos de volume, o mesmo pode ser observado, porém em proporções menores (3,3% nos resíduos novos, 6,88% nos resíduos de 2,5 anos e 20,0% nos resíduos de 5 anos).

A composição volumétrica dos RSU tem grande importância para estudos de estimativa da vida útil dos aterros e também de estudos de estabilidade do maciço de resíduos e resistência ao cisalhamento, conforme estudos realizados por Motta (2011), pois representa o quantitativo real de componentes de reforço que está presente na massa de resíduos, e sua evolução ao longo do tempo.

4.3.3. Teor de Umidade

O teor de umidade é um parâmetro também utilizado para analisar a possibilidade de biodegradação dos resíduos, pois a disponibilidade de água no meio é um dos fatores que influencia diretamente a atividade microbiana. Entretanto, este parâmetro é muito sensível às variações climáticas, composição do material, densidade dos resíduos no caminhão de coleta e ainda da forma de coleta dos resíduos.

Segundo Pivato (2004), a degradação de resíduos pode ser fortemente reduzida quando o teor de umidade apresentar-se abaixo de 35%. Segundo Barlaz *et al.* (1997) e Christensen (1996), umidade gravimétrica menor que 20% é praticamente inibidora da degradação, principalmente por não permitir o transporte dos microrganismos, a acessibilidade desses aos componentes fermentáveis e ainda pelo aumento da concentração de componentes que podem ser tóxicos aos microrganismos. USEPA (1990) afirma que a geração de biogás pode aumentar consideravelmente quando se têm uma umidade elevada de até 90% em peso úmido.

O teor de umidade médio para o resíduo novo foi de 70%. Este valor é relativamente alto quando comparado com os resíduos analisados no mesmo aterro por Maciel (2009) e Alcantara (2007), que foi de aproximadamente 60%. Também foi feita a determinação do teor de umidade dos componentes dos resíduos sólidos urbanos, como pode ser observado na Figura 4.13. A determinação do teor de umidade por componente dos resíduos permitiu também determinar o teor de sólidos totais secos existentes em cada material coletado. Este parâmetro é muito utilizado para estudos em solos, conforme NBR 6457 (1986).

Estudos realizados por Alves (2008) indicaram que quanto maior o teor de umidade dos resíduos, maior a quantidade de biogás gerada e, portanto, maior a biodegradabilidade do material. Pommier & Lefebre (2009) afirmam que os resíduos considerados rapidamente degradáveis possuem geralmente elevado teor de água (1,5 a 2,35gH₂O/g de resíduo seco) enquanto que os resíduos considerados lentamente degradáveis apresentam uma umidade inicial menor que 0,4 gH₂O/g de resíduos seco.

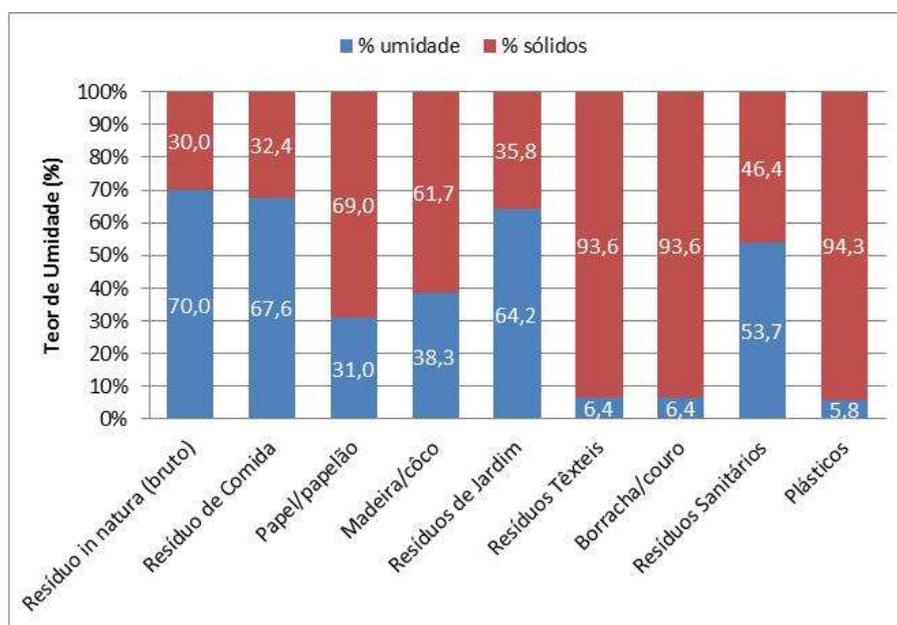


Figura 4.13. Teor de umidade dos resíduos sólidos urbanos brutos e seus componentes recém-chegados no Aterro

Assim, foi relacionada quantidade de água disponível com a quantidade de teor de sólidos totais existentes nos resíduos, como se pode observar na Figura 4.14. Observa-se uma relação entre a capacidade de absorção de água dos resíduos com a classificação destes conforme sua biodegradabilidade. Nota-se que os resíduos classificados como rapidamente biodegradáveis

foram aqueles que normalmente apresentaram uma relação $1,5 < \left(\frac{M_{\text{água}}}{M_{\text{sólidos totais}}} \right) < 2,5$, tais como os resíduos de comida e resíduos de jardim (ou resíduos verdes). Os resíduos que apresentaram a relação $1,5 < \left(\frac{M_{\text{água}}}{M_{\text{sólidos totais}}} \right) < 0,4$ são os classificados na literatura como moderadamente degradáveis, como os resíduos de madeira, papel/papelão e resíduos sanitários. A relação $\left(\frac{M_{\text{água}}}{M_{\text{sólidos totais}}} \right) < 0,3$ foram os classificados como lentamente ou não biodegradáveis, como os plásticos, têxtil, borracha/couro.

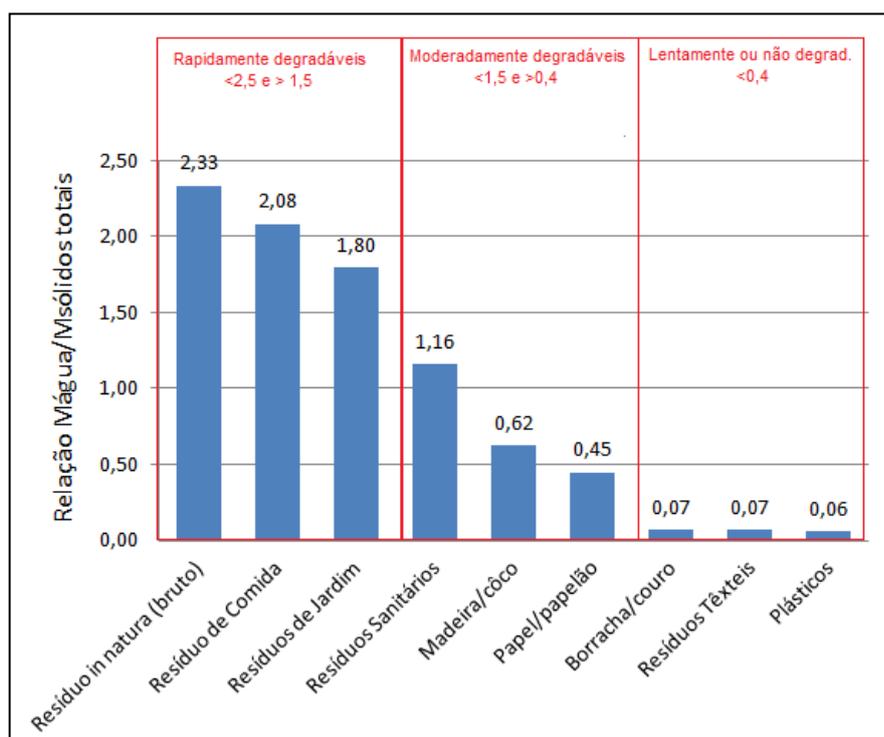


Figura 4.14. Relação de massa de água e massa de sólidos totais existentes nos componentes dos resíduos coletados

É importante ainda observar o comportamento dos resultados da Figura 4.15a, no qual se pode observar uma tendência decrescente do teor de umidade existente nos resíduos conforme avanço da decomposição e diminuição do teor de resíduos degradáveis, ou seja, aqueles resíduos que tem maior capacidade de absorção de água. Entretanto, esses valores dependem das condições aos quais os resíduos estavam submetidos. A Figura 4.15b apresenta a relação de $\frac{M_{\text{água}}}{M_{\text{sólidos totais}}}$ e a classificação de velocidade de degradação estabelecida por Pommier & Lefebvre (2009), que também apresentou coerência quando foi observado que os resíduos novos (com maior teor de matéria carbonácea passível de degradação) apresentaram características de rapidamente degradáveis, enquanto que os resíduos de 2,5 e 3,5 anos de

moderadamente degradáveis e os resíduos de 5 anos (com um material mais estável que os outros) como lentamente ou não biodegradáveis.

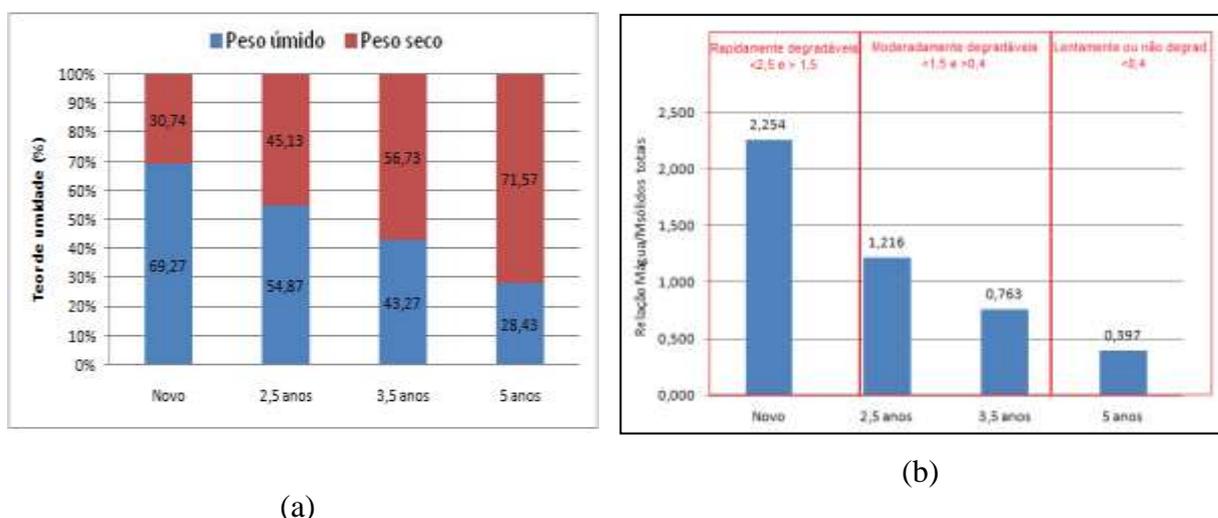


Figura 4.15.(a) Teor de umidade médio dos resíduos e (b) relação de massa de água e massa de sólidos totais conforme tipos de resíduos com tempo de decomposição diferenciado

4.3.4. Teor de Sólidos Voláteis

O teor de sólidos voláteis (SV) determina de forma indireta a quantidade de material passível de ser degradado nos resíduos, isto é, quanto maior o teor de SV nos resíduos maior a quantidade de material que pode ser degradado. Kelly (2002) e Decottignies *et al.* (2005) afirma que resíduos contendo um teor de sólidos voláteis menor que 10% corresponde a um material já bioestabilizado.

Os resultados obtidos do teor de SV dos componentes existentes nos resíduos novos podem ser visualizados nas Figura 4.16 e Figura 4.17. Em termo de materiais que compõem os resíduos, todos estes apresentaram um teor de sólidos voláteis acima de 59%, apontando assim a existência considerável de materiais passíveis de degradação. Entretanto, o uso apenas deste parâmetro para analisar a biodegradabilidade de um material podem ocasionar equívocos de interpretação, pois alguns materiais como os materiais têxteis (98% de SV), plásticos (87 de %SV), borracha e couro (74% de SV) e papel/papelão (81% de SV) apresentaram um elevado teor de sólidos voláteis e em contrapartida são classificados como moderadamente ou lentamente ou não biodegradáveis, podendo ainda conter uma elevada fração de substâncias orgânicas, porém não-biodegradáveis.

Em termo de resíduos com idades diferenciadas de decomposição, os resíduos com 5 anos de decomposição apresentam valores semelhante aos encontrados em resíduos já estabilizados.

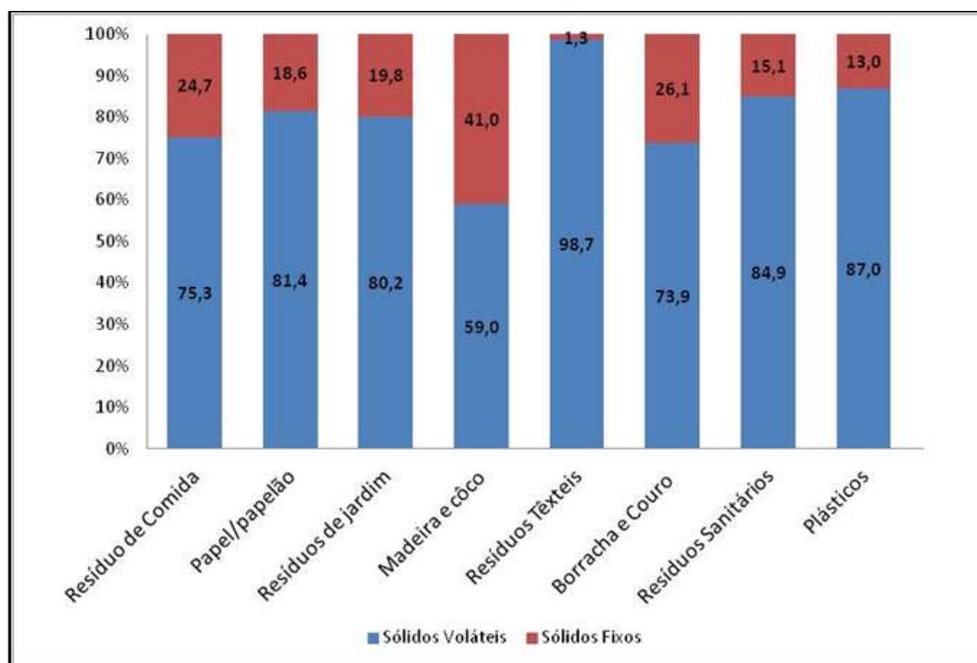


Figura 4.16. Resultados obtidos para o teor de sólidos voláteis nos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos

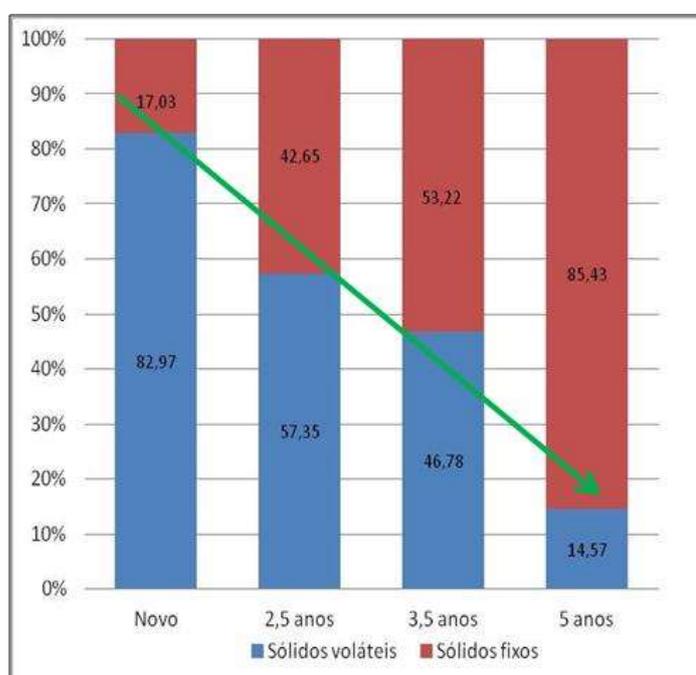


Figura 4.17. Resultados obtidos para o teor de sólidos voláteis nos RSU em diferentes estágios de decomposição

Os estudos realizados com resíduos de diferentes idades (1-11 anos) e composição realizados por Hull *et al.* (2005), indicaram que o teor de SV também é decrescente conforme cada tipo de material, sendo que os resíduos de papel/cartão variaram de 64,2-85,8%, resíduos de comida de 42,8-71,5%, madeira de 76,9-81,3% e finos de 24,4-35,0%.

Em resíduos antigos, estudados por Alves (2008) o teor de SV foi de no mínimo 5%. Maciel (2003) estudou os resíduos provenientes de uma célula do Aterro da Muribeca contendo resíduos de mais de 8 anos em decomposição, encontrando um teor de SV de 8%, apontando um material já degradado e de pouca atividade microbiana. Fucale (2005) estudou resíduos entre 12 e 15 anos e encontrou valores do teor de sólidos voláteis de 10,5%. É importante enfatizar que os 3 autores citados analisaram resíduos provenientes da Cidade do Recife, similar á rota estudada nesta pesquisa.

Machado *et al.* (2009) quantificou o teor de sólidos voláteis em resíduos recém-chegados ao aterro (53,42%) e resíduos com 4 anos de aterramento (19,76%). Alcantara (2007) estudou o comportamento do teor de sólidos voláteis em lisímetros existentes no Aterro da Muribeca e verificou que os resíduos recém-chegados possuíam cerca de 70% de SV enquanto que resíduos submetidos a um ano de degradação possuíam aproximadamente 35%.

Jucá *et al.* (2005) observou em uma célula do Aterro da Muribeca, que, em geral, o teor de SV diminui com a profundidade da camada de RSU e o teor de umidade torna-se maior com o aumento do teor de sólidos voláteis. Isto também reforça a relação que pode existir entre matéria que poderia ser degradada com o teor de umidade existente.

Segundo Russo (2005), pode ser errôneo analisar a biodegradabilidade dos resíduos através do teor de SV pois vários dos constituintes degradáveis dos RSU têm elevado teor de SV e baixa biodegradabilidade, como é o caso do papel e cartão, ricos em celuloses, cujo teor de SV é de 94% dos sólidos totais (ST) e baixa biodegradabilidade, enquanto os restos de alimentos, altamente biodegradáveis, tem teor de SV de 7 a 15% dos ST. Entretanto, segundo Hull *et al.* (2005) e Shalini (2010), a determinação do teor de sólidos voláteis é mais simples, rápidas e de baixo custo quando comparado a outros procedimentos indicados para analisar o teor de matéria degradável total nos resíduos (como os métodos bioquímicos, gravimétricos, hidrólise química, análise de C13 utilizando ressonância magnética e outros) e por isto este método tem grande aceitação.

4.3.5. Composição Química Elementar

As análises elementares em termos de Carbono (C), Carbono Orgânico Total (COT), Hidrogênio (H), Oxigênio (O), Nitrogênio (N) e Enxofre (S) são importantes para caracterizar e analisar o comportamento da degradação dos resíduos e também para uma possível realização de um balanço de massa por elementos. Salienta-se que fazer este balanço de massa considerando todos os elementos existentes nos resíduos é um grande desafio, principalmente frente à heterogeneidade desse material. Além disso, a obtenção desses dados possibilita a realização de estudos de biodegradabilidade teóricos utilizando modelos matemáticos como o Tchobanoglous *et al.* (1993) e o MODUELO (LOBO *et al.*, 2006), pois estes são parâmetros de entrada que caracterizam cada tipo de material. A Tabela 4.2 sumariza os resultados de caracterização elementar dos resíduos.

Neste estudo, a composição elementar foi determinada em termos de C, H, N, S, SV e cinzas. A determinação de O foi feita de forma indireta e aproximada considerando a diferença de C,H,N e S nos sólidos voláteis. A Figura 4.18 apresenta a composição média dos resíduos em termos de teor de cinzas, carbono, hidrogênio, nitrogênio, oxigênio e outros. Os teores de S foram omitidos da Figura 4.18 por apresentarem valores relativamente baixos quando comparados aos outros elementos. Esses valores, assim como os de COT, podem ser visualizados na Tabela 4.3.

Tabela 4.2. Composição elementar de RSU

Parâmetro	Resíduo de Comida (%)	Papel (%)	Cartão (%)	Têxtil (%)	Sanitários (%)	Plásticos (%)	Gramma (%)	Folhas (%)	Jardim (%)	Madeira (%)	Borracha (%)	Couro (%)
SV ¹	94,81	94	95,91	97,22	-	-	-	-	95,45- 95,67	98,75	90	90
SV ²	82,2	82,1	86,9	92,9	90,7	91,8	-	-	-	-	-	-
C ¹	48,15	43,5	44,04	55	-	-	-	-	47,67- 47,73	49,38	78	60
C ²	41,3	43,8	42,1	51,4	50,4	65,7	-	-	-	-	-	-
C ³	10	5,0 – 43,0	30	-	-	-	23,0	46,0	38,0	-	-	-
C ⁴	42,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C ⁵	12-10	30-44	30-38	-	-	65-75	-	-	40-45	-	-	-
N ¹	2,59	0,31	0,35	4,44	-	-	-	-	3,33- 3,41	-0	2	10
N ²	1,8	0,3	0,3	3,3	0,7	0,4	-	-	-	-	-	-
H ¹	6,3	6	5,96	6,67	-	-	-	-	6	6,25	10	7,5
O ¹	37,78	44	44,56	31,11	-	-	-	-	38 – 43,1	-43,13	0	12,5

¹TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993), ²ACHOUR (2008); ³BARLAZ (2009); ⁴DUMAS *et al.* (2009); ⁵MANFREDI *et al.* (2010) analisando carbono biogênico.

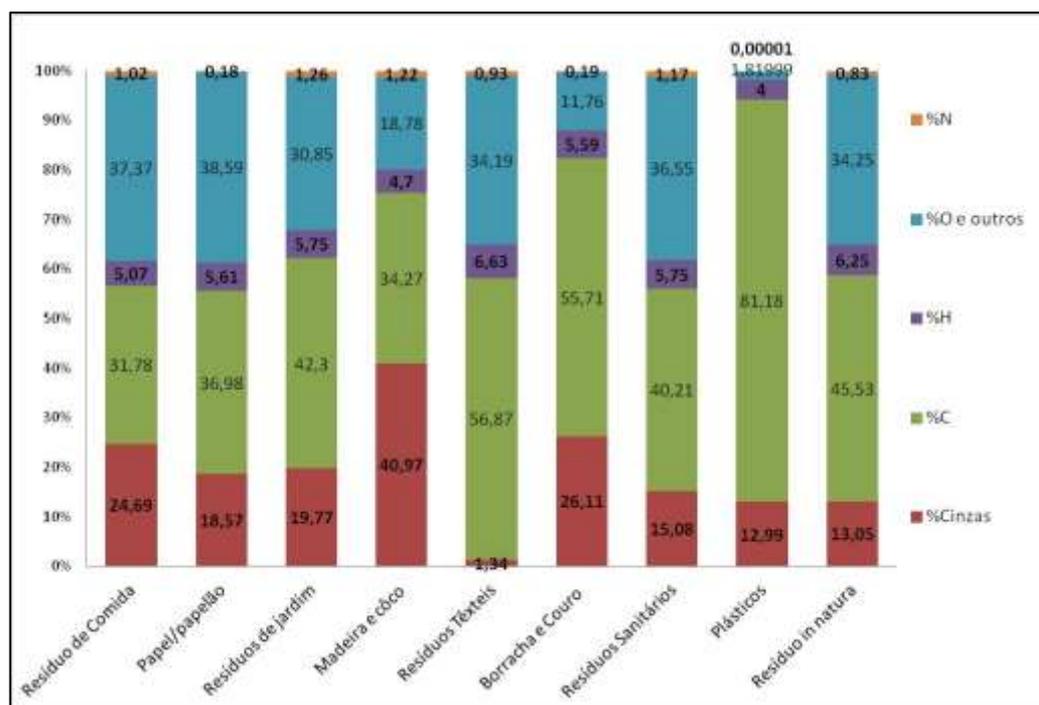


Figura 4.18. Composição elementar média obtida para os materiais que compõem os RSU

Tabela 4.3. Composição elementar média em termos de enxofre (S) e carbono orgânico total (COT)

Classes de Materiais	S(%)	COT(%)	COT/C
Resíduo de Comida	0,35	32,45	1,00*
Papel/papelão	0,50	37,40	0,88
Resíduos de jardim	0,28	30,78	0,73
Madeira e coco	0,46	36,95	1,00*
Têxteis	0,48	13,20	0,23
Borracha e Couro	0,63	6,90	0,12
Sanitários	0,99	33,05	0,82
Plásticos	0,20	1,64	0,02

* valor de COT similar ao C

Dos resultados obtidos, observa-se que os maiores teores de C são para os resíduos plásticos, têxteis e borracha/couro, sendo todos esses materiais compostos por cadeias poliméricas carbonáceas, sejam biodegradáveis ou não. Os materiais definidos como papel/papelão, resíduos de jardim, madeira e coco, resíduos têxteis e resíduos sanitários podem apresentar elevado teor de celulose, contendo também hemicelulose e lignina.

Observa-se que o maior teor de COT ocorre no resíduo de papel/papelão (37,4%) que ainda apresentou um valor de carbono total muito próximo ao COT (37,3%), indicando que grande parte do carbono total existente pode ser proveniente de substâncias orgânicas, seja de fácil ou difícil degradação.

Os menores valores de COT foram dos resíduos compostos por borracha/couro (6,9%) e em plásticos (1,6%), entretanto, observando o teor de carbono total de ambos (52,14% de C para a borracha/couro e 78,83% de C para os plásticos) pode-se observar que grande parte desses materiais são formados por moléculas poliméricas que não conseguiram ser quebradas ou que apresentaram características inorgânicas nas análises. Isto pode ser melhor observado através da relação COT/C, que apresentou o menor valor para esses materiais.

Para os resíduos de diferentes idades de decomposição, a Figura 4.19 apresenta a composição elementar média obtida nos ensaios.

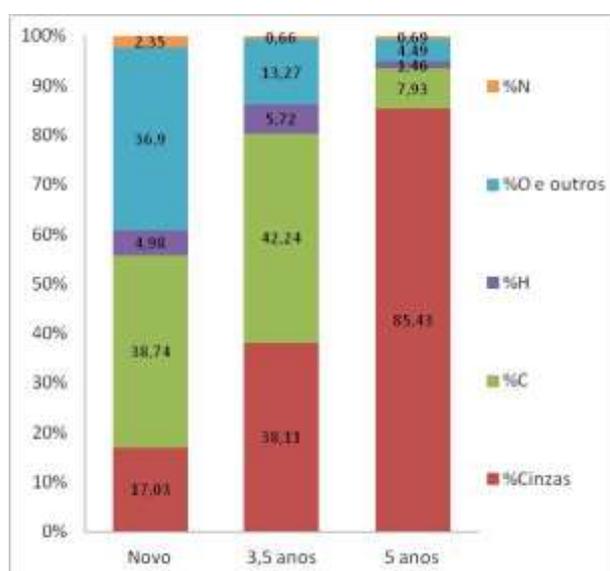


Figura 4.19. Composição elementar média obtida nos resíduos em diferentes estágios de decomposição

A diminuição do teor de carbono, oxigênio e outros elementos foi observada ao longo do processo de decomposição dos materiais devido principalmente a quebra de ligações dos materiais degradáveis produzindo componentes de cadeias menores, tornando-o solúveis (perda de matéria via lixiviado) e/ou voláteis, como o biogás, diminuindo a quantidade desses componentes ao longo do tempo de decomposição.

Maciel (2009) analisou a composição elementar de resíduos novos e resíduos de 12-15 anos. No seu estudo, os resíduos novos apresentaram 20-30% de C, 3-5% de H, 0,3-1% de N e 0,05-0,2% de S. Já os resíduos de 12-15 anos apresentaram 2,7-4,9% de C, 0,1-0,3% de H, 0,3-0,5% de N e 0-0,1% de S.

Segundo Rocha (2008), a maturação de compostos orgânicos também pode ser verificada pelo valor da relação carbono/nitrogênio (C/N), que indica o grau de decomposição da matéria degradável dos resíduos. Rezende (2005) tentou estabelecer uma escala para valores ótimos da relação C/N entre 8 e 12, bons para valores entre 12 e 18, e indesejáveis se valores maiores que 18. Já Calle (2007) afirma que valores acima de 35 denotam que os resíduos podem estar estabilizados e que existe um elevado teor de inorgânicos presentes nos resíduos.

Neste trabalho, os resíduos de idades diferentes apresentaram uma relação de C/N variando de 11,5 para os resíduos de 5 anos, 64 para os resíduos de 2,5 anos e 16,5 para os resíduos novos. Assim, o valor mais elevado foi encontrado para os resíduos de 2,5 anos, indicando que ao considerar apenas esta relação C/N, este resíduo apresentaria a pior biodegradabilidade, inclusive acima dos resíduos de 5 anos, que segundo Rezende (2005), apresentaria um valor ótimo para a biodegradação, o que pode ser incoerente com os resultados obtidos nos ensaios BMP apresentados a seguir. Desta forma, a relação C/N não deve ser utilizada isoladamente para analisar a biodegradabilidade dos materiais.

4.3.6. Composição Bioquímica

A avaliação dos constituintes bioquímicos (carboidrato, proteína, lipídeos) é importante para avaliar as condições de biodegradabilidade dos resíduos e o potencial teórico de geração de biogás utilizando alguns modelos (Ehrig, 1991). Diferentemente do modelo de Tchobanoglous *et al.* (1993) e Moduelo (Lobo *et al.*, 2006a) que utilizam como parâmetros de entrada a composição elementar dos resíduos, alguns modelos matemáticos como o modelo de Young (1995) e El-Fadel *et al.* (1996b) utilizam os dados de composição bioquímica em termos de carboidrato, proteína e lipídeo para estimar a biodegradabilidade dos resíduos e a consequente geração de biogás.

Os carboidratos são constituídos por monômeros de sacarídeos com função carbonila e álcool. A combinação de uma unidade monomérica, mesmo por ligações glicosídicas corresponde a homopolissacarídeos, como a celulose. A combinação de vários tipos de monômeros corresponde aos heteropolissacarídeos, como a hemicelulose e celulose. Segundo Ehrig (1991), celulose e hemicelulose são as principais fontes de carbono para a fase metanogênica de degradação, responsáveis por cerca de 90% da geração do metano total produzido no processo de biodegradação.

Grande parte da estrutura celular de tecidos biológicos e enzimas é composta por proteínas, e estas são constituídas por grupos orgânicos funcionais como o grupo amina. Segundo Campbell & Farrell (2007), grande parte das enzimas produzidas no processo de biodegradação são proteínas e, portanto, catalisadores que podem aumentar a velocidade de reação. Assim, é comum que os resíduos que possuem um maior teor de proteínas tenham tendência de degradação mais acelerada.

Os lipídeos são compostos orgânicos apolares, sendo assim de pouca solubilidade em água, formados principalmente por ácidos graxos, triacilgliceróis, fosfolipídeos e outros. (CAMPBELL & FARRELL, 2007). Em termos de biodegradação, os lipídeos são compostos orgânicos considerados inicialmente de difícil degradação, não sendo facilmente decompostos por bactérias anaeróbias em geral (PICANÇO *et al.*, 2000). Matsumiya *et al.* (2007) afirmam que os lipídeos são de lenta degradação principalmente por grande parte não ser solúvel em água, entretanto, havendo um processo anterior de hidrólise no qual se envolve a transformação de compostos pouco solúveis para mais solúveis, como ácidos graxos, é possível que este seja degradado mais facilmente.

A celulose consiste em um polissacarídeo parcialmente cristalino composto por cadeias não ramificadas de glicose. A hemicelulose é tipicamente associada com a celulose e forma um componente estrutural diferenciado da celulose.

Em contrapartida, a lignina é considerada um composto orgânico de difícil degradação constituindo grande parte dos sólidos voláteis refratários existente nos RSU (HENRIQUES, 2004). Barlaz (2009) e Kim & Wookan Bae (2009) afirmam que a lignina impede fisicamente o acesso de microrganismos às substâncias mais degradáveis como celulose, hemicelulose, proteínas e outras.

Segundo Barlaz (2009), nem todas as ligninas são iguais e, por exemplo, as ligninas existentes em grama e folhas podem ter uma baixa conversão (2 a 4%) quando comparadas a produtos de madeira e galhos. Porém, a grande maioria é de difícil conversão e biodegradação.

A Tabela 4.4 sumariza a composição bioquímica de RSU e de seus componentes determinada por vários autores.

Tabela 4.4. Composição bioquímica de RSU e seus componentes

Tipo de resíduos	SV (%)	Lipídios (%)	Proteína (%)	Carboidratos (%)	Lignina (%)	Celulose (%)	Hemicelulose (%)	C+H/L	SV-L/L
Folhas ¹	90,2	-	-		43,8	15,3	10,5	0,59	1,06
Gramma ¹	85 – 87,8	-	-		5 – 28,4	25,6 – 50	10,2 – 40	7,16 – 3,17	16 – 2,09
Gramma ¹²					28,4	26,2	10,2	1,30	-
Papel branco ¹	98,6	-	-		2,3	87,4	8,4	41,65	41,87
Papel branco ¹³					0,93	64,7	13	83,55	-
Papel revestido ¹³					22,1	48,3	18,1	3,00	-
Resíduos de comida ¹	93,8	-	-		11,4	55,4	7,2	5,49	7,22
Resíduos de comida ¹²					9,9	50,8	6,7	5,81	-
Borracha ¹⁶	99,8	2,4	2,2	0,4	-	-	-	-	-
RSU novo ²	78,6	-	4,2		15,2	51,2	11,9	4,15	4,17
RSU novo ³	73	5,9	9,6		12,5	32,9	5,2	3,05	4,84
RSU novo ⁴	-	6	5,6		27,3	40	-	-	-
RSU novo ⁵	-	-	-		10-15	40-50	12	-	-
RSU novo ⁶	93,7	-	18,8		11,4	55,4	7,2	5,49	7,22
RSU novo ⁷	-	6	2-4		5-15	52-65	12-19	12,8 – 5,6	-
RSU novo ⁸		6,5 -10,6	6,5 -8,8	46,0 - 49,1	16,6 - 16,3			-	-
RSU novo ¹¹	50				16	30	12	2,63	2,13
RSU novo ¹²					14,5 – 23,1	28,2 – 51,2	9,0 – 11,9	2,57 – 2,73	-
RSU novo ¹⁴		1,43 - 3,78			10,4-16,4	23,4 - 39,3	-	-	-
RSU novo ¹⁵	49,3 e 76,1	4,6 e 5,8	10 e 8			14,9 e 18,6	12,8 e 13,59	-	-
RSU novo ^{17a}	46,9-56,9	4,7 – 7,0	-	-	10,2 – 16,4	23,3 – 39,3		1,43 – 3,78	2,47 – 3,73
RSU degradados ¹	48,2	-	-	-	22,5	23,4	4,7	1,25	1,14
RSU degradados ⁶	42,2		3,8		22,1	18,3	3,7	1,00	0,91
RSU degradados ¹¹	-	-	5	-	-	39 - 42	11	-	-
RSU degradados ^{17b}	21,0	3,4	-	-	61,5	9,09		0,15	-0,85
RSU degradados ^{17c}	7,4-10,4	<0,1	0,5 – 0,7	-	4,9 – 9,5	-		-	0,41 – 0,65

¹ Eleazer *et al.* (1997); ² Barlaz *et al.* (1990); ³ Peres *et al.* (1992); ⁴ Brummeler *et al.* (1991) em Achour (2008); ⁵ Wang *et al.* (1994); ⁶ Wang *et al.* (1997); ⁷ El Fadel *et al.* (1997c); ⁸ Bayard *et al.* (2005); ⁹ Barlaz *et al.* (1989); ¹¹ Dumas *et al.* (2009); ¹² Palmisano & Barlaz (1996); ¹³ Wu *et al.* (2001) em Barlaz *et al.* (2006); ¹⁴ Alves (2008) analisou juntamente celulose+hemicelulose; ¹⁵ Achour (2008) utilizando resíduos com composição bruta e após tratamento mecânico biológico; ¹⁶ NBR 11597 (ABNT, 1997); ¹⁷ Maciel (2009) em (a) resíduos novos, (b) de 7 anos e (c) de cerca de 15 anos no Aterro da Muribeca;

Os resultados obtidos neste estudo de composição bioquímica dos componentes dos RSU podem ser visualizados na Tabela 4.5. Os carboidratos são predominantes na composição bioquímica dos resíduos, principalmente nos classificados como biodegradáveis, com valores médios de 85,67% para resíduos têxteis, 78,91% para papel e, para os resíduos considerados não biodegradáveis como os plásticos, esse valor é bem mais baixo, de 18,65%.

Em termos de lipídeos e proteínas, o material que apresentou o maior valor foi o borracha/couro. O mesmo apresentou um valor baixo para carboidratos, o que pode ser justificado pela sua composição. De uma forma geral, Achour (2008) afirma que, geralmente os teores de lipídeos e proteínas nos resíduos apresentam teores muito baixos quando comparados com os carboidratos. Isto também foi verificado neste estudo, enfatizado pelo comportamento apresentado na Figura 4.20.

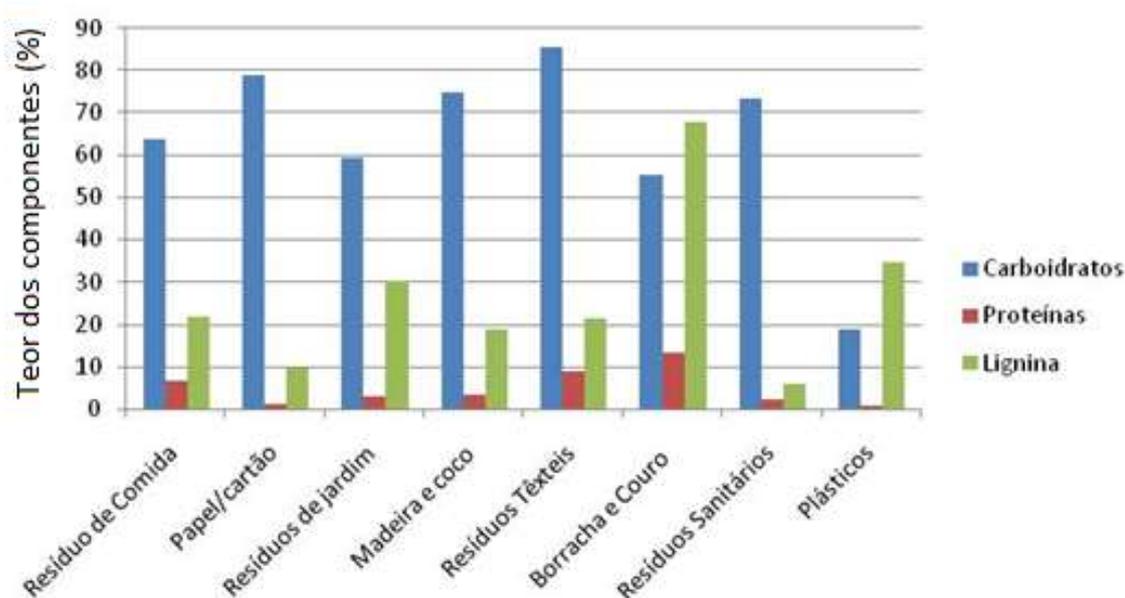


Figura 4.20. Composição bioquímica em termos de carboidratos, proteínas e lignina por material existente nos resíduos

Tabela 4.5. Composição bioquímica dos materiais existentes nos RSU, com relação a composição total dos resíduos

Classes de Materiais	SV (%)	Lipídeos (%)	Proteínas (%)	Carboidratos (%)	Lignina (%)	Celulose+ hemicelulose (%)*	(C+H) /L	(SV-L) /L
Resíduo de Comida	78,40 ± 3,09	8,18 ± 1,83	6,82 ± 0,42	63,94 ± 2,76	21,69 ± 1,89	57,55 ± 2,48	2,65 ± 0,35	2,62 ± 0,46
Papel/cartão	84,92 ± 3,49	4,26 ± 1,35	1,22 ± 0,09	78,91 ± 0,99	9,57 ± 0,87	71,02 ± 0,89	7,42 ± 0,77	7,87 ± 1,18
Resíduos de jardim	65,42 ± 14,81	3,64 ± 0,96	3,04 ± 2,14	59,56 ± 0,96	30,22 ± 1,18	53,60 ± 0,86	1,77 ± 0,10	1,16 ± 0,58
Madeira e coco	74,85 ± 15,82	2,21 ± 0,69	3,22 ± 0,92	74,73 ± 8,97	18,85 ± 2,45	67,26 ± 8,07	3,57 ± 0,91	2,97 ± 1,38
Resíduos Têxteis	95,67 ± 2,99	2,67 ± 0,83	8,98 ± 0,63	85,67 ± 0,77	21,32 ± 0,41	77,10 ± 0,69	3,62 ± 0,04	3,49 ± 0,05
Borracha e Couro	83,94 ± 10,05	9,52 ± 1,72	13,18 ± 4,02	55,25 ± 0,54	67,85 ± 0,35	49,72 ± 0,49	0,73 ± 0,01	0,24 ± 0,14
Resíduos Sanitários	76,85 ± 8,07	1,00 ± 0,01	2,08 ± 0,28	73,32 ± 15,89	5,92 ± 2,62	65,98 ± 14,30	11,15 ± 9,14	11,98 ± 5,45
Plásticos	91,73 ± 4,72	4,00 ± 0,01	0,85 ± 0,05	18,65 ± 0,01	34,58 ± 1,98	16,79 ± 0,00	0,49 ± 0,03	1,65 ± 0,29

* considerando que 90% dos carboidratos são compostos por celulose e hemicelulose (conforme sugerido por Ehrig, 1991)

É provável que o teor de proteínas mais elevado no material borracha/couro não seja proveniente do material borracha e sim do couro. A composição química desse material é padronizada pela NBR 11597 (ABNT, 1997), com cerca de 93% composto por hidrocarbonetos e um teor de proteína menor que 2,2%, confirmada também por Morton (1989). Já o material couro, Kanagaraj *et al.* (2006) e Mann *et al.* (2010) afirmam que este possui um elevado teor de proteínas (a maioria de difícil degradação) e ainda os fabricantes utilizam agentes inibidores de ação de microrganismos (como íons de cromo) no material para garantir a qualidade e durabilidade do couro. Entretanto, apesar de a maioria dos autores na área de RSU indicar uma biodegradabilidade (baixa) e características semelhantes, a borracha e o couro apresentam composição química totalmente diferenciadas.

Em termos de proteínas, o menor valor encontrado foi para os materiais plásticos, compostos basicamente por hidrocarbonetos. É provável que o valor de proteínas e lipídeos encontrado para este material seja advindo da existência concomitante de outros materiais. Segundo os resultados obtidos por Maciel (2009), os plásticos (principalmente moles) podem duplicar a sua massa devido a existência de partículas aderidas na superfície deste material e pelo fato dos plásticos terem baixo peso específico quando comparado a essas partículas, como matéria orgânica e solo. O mesmo fato pode ser justificado para os materiais sanitários em termos de lipídeos.

Os maiores teores de lignina encontrados foram para borracha/couro (67,85%), plásticos (34,58%) e resíduos de jardim (30,22%), sugerindo que estas frações de resíduos podem apresentar baixa biodegradabilidade ou não serem biodegradáveis. Outro fato importante analisado neste estudo envolvendo o material borracha/couro e plásticos consiste no elevado teor de lignina encontrado para esses materiais, que originalmente não possuem lignina em sua composição. É provável que na metodologia de determinação da lignina estejam sendo quantificados os compostos aromáticos, que existem predominantemente na lignina, e não o teor de lignina propriamente dito. A lignina contém anéis aromáticos em sua estrutura, porém nem todo material composto por anéis aromáticos, como o benzeno, pode ser considerado lignina.

Vários estudos indicam que a lignina pode inibir a biodegradação dos resíduos (CHANDLER *et al.*, 1980; OWEN & CHYNOWETH, 1993; CHO *et al.*, 1995; HANSEN, 2004; BUFFIERE *et al.*, 2006; GUNASEELAN, 2007; DUMAS *et al.*, 2009). Barlaz (2006) afirma

que um teor de lignina próximo a 80% pode ser um indicador de baixa biodegradabilidade ou até mesmo estado de mineralização dos resíduos.

Segundo Kim & Wookan Bae (2009), na presença de lignina, apenas 40% da celulose existente em um material pode ser biodegradado, enquanto que 90% poderia ser degradado se houvesse a ausência de lignina, sugerindo que a lignina é um composto que pode inibir fisicamente o acesso dos microrganismos e, conseqüentemente a degradação. Os menores teores de lignina correspondem aos resíduos sanitários (5,92%) e papel/cartão (9,57%), e estes também apresentaram teores elevados de celulose e hemicelulose, o que indica que esses materiais podem ser potencialmente degradáveis. Este resultado é coerente com os obtidos por Eleazer *et al.* (1997) e Wu *et al.* (2001).

Para analisar a biodegradabilidade de alguns materiais, utilizando os dados de composição bioquímica, alguns autores (STINSON & HAM, 1995; KOMILIS & HAM, 2003, PUEBOOBPAPHAN, 2006; ACHOUR, 2008) propuseram analisar o grau de biodegradabilidade das amostras com base na relação celulose/lignina e celulose+hemicelulose/lignina. Se esta relação é alta, pode-se dizer que a biodegradabilidade é mais elevada e provavelmente a conversão de biogás também pode ser elevada. Wang *et al.* (1994) afirma que se o fator (C+H)/L for menor que 0,24, pode-se afirmar que o resíduo se encontra estabilizado. Francou (2003) encontrou esta relação no valor de 2,56 para resíduos em processo inicial de degradação e 0,84 para resíduo estabilizado.

Aplicando a relação celulose+hemicelulose/lignina (C+H/L) para os componentes dos RSU analisados (Figura 4.21), observa-se que os materiais papel/cartão e resíduos sanitários apresentam o indicativo de serem mais biodegradáveis que os outros materiais. O menos biodegradável, com base nessa relação, é o resíduo borracha/couro e plásticos, o que condiz também com a relação de teor de umidade citada anteriormente para esses materiais.

Entretanto, Rohrs *et al.* (2003) afirma que a relação sólidos voláteis-lignina/lignina (SV-L/L) pode ser mais efetiva nas análises de biodegradação de resíduos, visto que a celulose e hemicelulose poderiam não ser os componentes consumidos no processo de biodegradação, e ainda, necessitam de mais procedimentos analíticos e um tempo maior para a obtenção do resultado, quando comparado a análise de SV. Esta relação, apresentada também na Figura 4.21, apontou resultados semelhantes que a relação (C+H/L), porém não foram encontradas

na literatura as faixas desta relação SV-L/L para resíduos em processo de degradação e estabilizados.

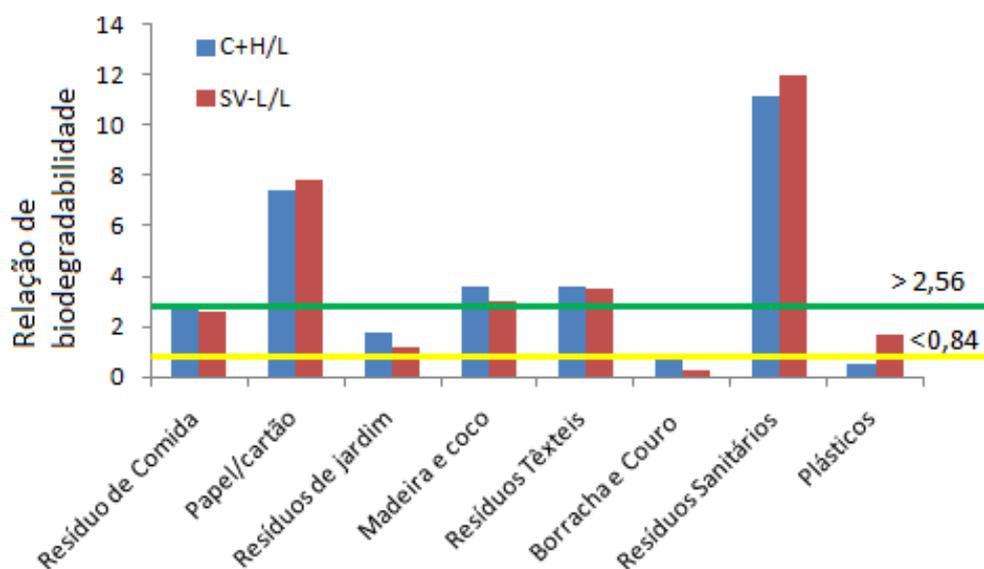


Figura 4.21. Relações de biodegradabilidade encontradas por materiais que compõem os resíduos

As Tabela 4.6 e Figura 4.22 apresentam os resultados obtidos de composição bioquímica em termos de celulose, hemicelulose e lignina nos resíduos com diferentes períodos de decomposição.

Tabela 4.6. Composição bioquímica dos resíduos em diferentes estágios de decomposição

Idade dos resíduos	SV	Lipídeos (%)	Carboidratos (%)	Proteínas (%)	Lignina (%)	Celulose + Hemicelulose &)	C+H /L	(SV-) /L
Novo	82,97	4,73	77,92	6,39	8,86	71,90	8,11	10,3
3,5 anos	57,35	0,30	64,60	4,21	9,22	59,89	6,50	5,22
5 anos	14,57	2,00	57,44	2,94	15,86	52,99	3,34	-

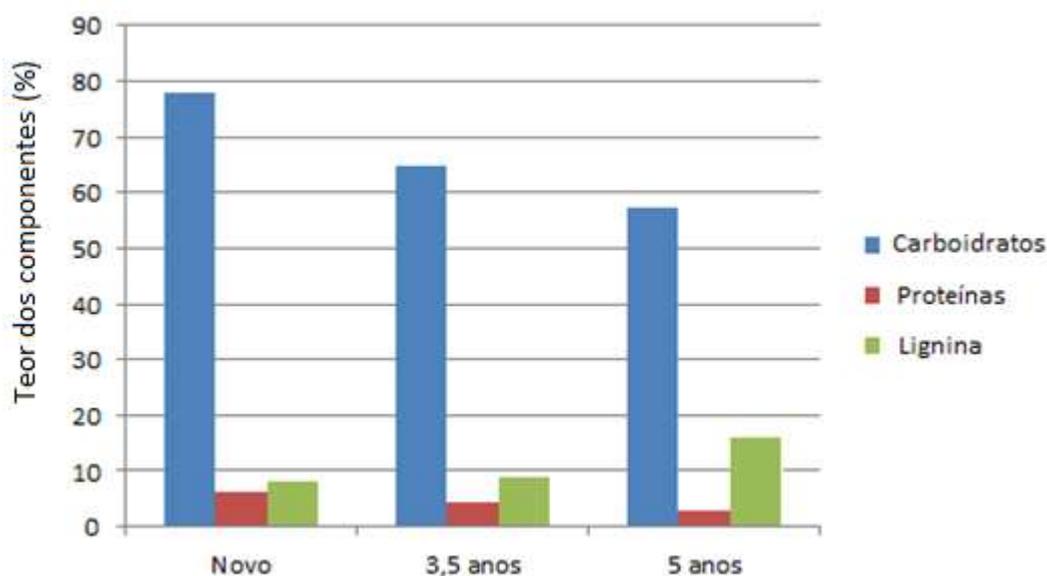


Figura 4.22. Composição bioquímica em termos de carboidratos, proteínas e lignina encontrados nos resíduos de diferentes períodos de decomposição

Segundo Yazdani (2010), geralmente um decréscimo na celulose, hemicelulose e teor de sólidos voláteis representa um aumento no grau de decomposição anaeróbia dos resíduos. Isto foi observado para o teor de sólidos voláteis, carboidratos (incluindo celulose+hemicelulose), proteínas encontrados, diminuindo gradativamente conforme o tempo de decomposição dos resíduos, diferente do comportamento da lignina, que aumentou.

Assim, com o avanço da decomposição desses resíduos, a tendência é que se tenha um decréscimo ainda mais acentuado do teor de celulose e hemicelulose nos resíduos devido à conversão e produção de biogás, e, conseqüentemente, o acúmulo da lignina do material, pelo fato de ser de difícil degradação e ocorrer o seu acúmulo no resíduo podendo até aumentar a toxicidade do meio e ocasionar inibição da degradação dos resíduos.

Conforme apresentado na Figura 4.23, os resíduos novos apresentaram a relação $(C+H)/L$ de 8,11 enquanto que os resíduos de 3,5 anos foi de 6,50 e os resíduos de 5 anos foi de 3,34. Isto se deve ao baixo teor de celulose e hemicelulose e elevado teor de lignina existente nos resíduos de 5 e 3,5 anos, quando comparados aos resíduos novos. O comportamento do decaimento da biodegradação dos materiais também foi observado utilizando a relação proposta por Rhors *et al.* (2003), que relaciona o teor de sólidos voláteis com a lignina.

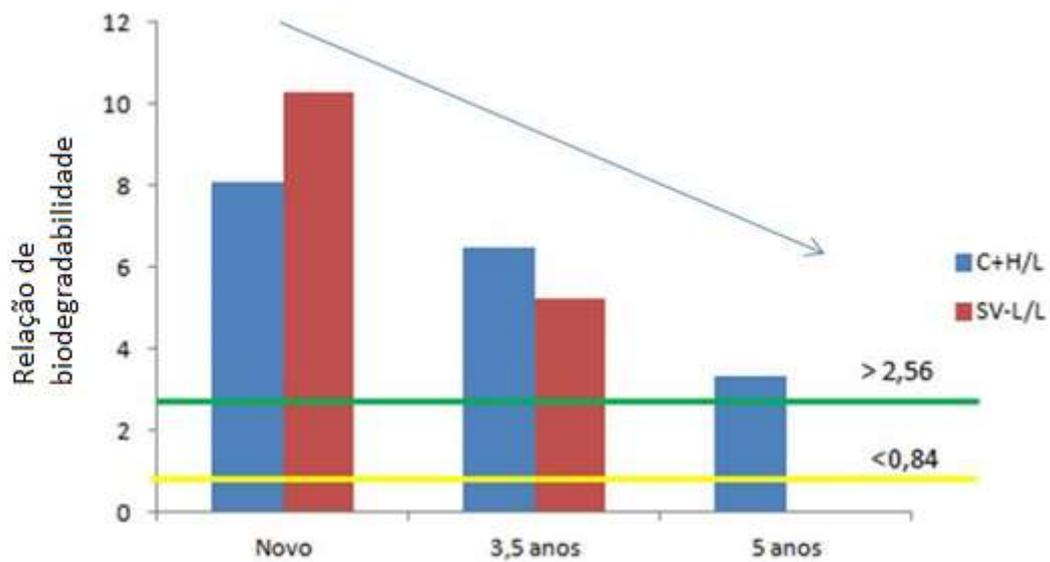


Figura 4.23. Relações de biodegradabilidade encontradas por materiais que compõem os resíduos

CAPÍTULO 5 – ENSAIO DE POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS E METANO – BMP

5.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

O ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) se destina a avaliar a biodegradabilidade dos resíduos com base na produção total de biogás e metano, sob condições ótimas de degradação em termos de umidade, temperatura, flora microbiana anaeróbia e disponibilidade de nutrientes.

Existem várias referências bibliográficas que apresentam a metodologia de realização do ensaio BMP, porém, por não ser um ensaio padronizado, as formas de realização apresentam-se diferenciadas em termos de quantidade de resíduos, tamanho das partículas, natureza dos resíduos, temperatura de incubação, tempo de realização do ensaio e outros (OWEN *et al.*, 1979; OWENS & CHYNOWETH, 1993; ADANI *et al.*, 2001; HARRIES *et al.*, 2001b; HANSEN *et al.*, 2004; ALVES, 2008; YAZDANI, 2010). Em alguns casos, isto impossibilita a comparação dos resultados obtidos por cada autor. O ensaio utilizado neste trabalho foi baseado na metodologia descrita por Hansen *et al.* (2004), adaptada por Alves (2008) e também estudada por Melo (2010), por ser considerada de melhor aplicabilidade e baixo custo.

5.2. METODOLOGIA

Foram realizados 3 conjuntos de ensaios, todos em triplicata, objetivando estudar o potencial de geração de biogás e metano (1) dos materiais que compõem os RSU e (2) de resíduos em diferentes estágios de decomposição. As etapas a seguir descrevem os procedimentos do experimento, envolvendo:

- montagem e vedação dos recipientes utilizados no ensaio, conformando os biorreatores;
- preenchimento dos biorreatores e inoculação com lodo anaeróbio;
- circulação de N₂ e incubação a temperatura constante;
- monitoramento, coleta e análise do biogás;

- finalização do experimento;
- cálculo do volume de biogás gerado em cada experimento;
- determinação do fator de biodegradação, com base na reação de decomposição elementar proposta por Tchobanoglous *et al.* (1993);
- determinação das constantes cinéticas de degradação, considerando uma reação de primeira ordem.

5.2.1. Montagem e vedação dos recipientes

Os recipientes e acessórios que conformaram os biorreatores utilizados neste ensaio consistiram de frascos de borossilicato para cultura microbológica de 250mL, tampas rosqueadas de nylon contendo duas válvulas (tipo agulha) para coleta/alívio de gás e acoplamento ao manômetro; manômetros de 1kgf/cm^2 com escala de $0,1\text{kgf/cm}^2$; além de anéis de borracha para garantir uma melhor vedação (Figura 5.1).



Figura 5.1. Biorreatores utilizados para a realização do ensaio BMP

Também foram realizados testes de estanqueidade do gás, através da injeção de ar na válvula de alívio resultando no aumento de pressão interna nos biorreatores, seguido da submersão do frasco em um recipiente com água até o não aparecimento de bolhas, garantindo que não havia pontos de fuga de gás nos biorreatores.

5.2.2. Preenchimento e inoculação

As amostras utilizadas no preenchimento dos biorreatores foram provenientes das utilizadas para a caracterização dos resíduos, que foram segregadas, secas e pulverizadas, como descrito no item 3.2.3.

Inicialmente foram pesados cerca de 5g de resíduos (secos e processados) de cada material submetido ao ensaio. Estes foram adicionados aos frascos, em triplicata, já contendo 7,5mL de água destilada e 50mL de lodo anaeróbio, como mostra a Figura 5.2.



Figura 5.2. Quantidade de resíduo, água destilada e inóculo utilizada na realização do ensaio BMP

O inóculo utilizado nos ensaios consistiu no lodo anaeróbio gerado em reatores UASB existentes na Estação de Tratamento de Esgoto da Mangueira, localizada em Recife-PE. O lodo foi coletado no mesmo dia de realização dos ensaios e mantido a uma temperatura de 4°C, conforme recomendação da NBR 10.007 (2004) para preservação e armazenamento de amostras sólidas contendo compostos orgânicos biodegradáveis.

O inóculo também foi submetido ao ensaio BMP, utilizando-se o mesmo volume requisitado na inoculação dos resíduos (50mL), objetivando analisar a quantidade de biogás mínima que cada experimento deveria produzir e também servir como indicador de inibição, isto é, se o ensaio contendo resíduo+lodo apresentar uma geração de biogás menor do que o ensaio contendo apenas o lodo pode-se dizer que provavelmente houve algum tipo de inibição da degradação do lodo.

5.2.3. Circulação de gás (N_2) e incubação a temperatura controlada

Para garantir que a biodegradação dos resíduos inoculados seja iniciada sob condições de anaerobiose, foi realizada a circulação de N_2 gasoso por 2 minutos, objetivando a retirada de oxigênio existente na atmosfera gasosa interna e dissolvido na solução. Posteriormente, os manômetros foram acoplados aos biorreatores e assim injetou-se novamente o N_2 gasoso para a realização do teste de estanqueidade e evitar perdas de gás ao longo do ensaio.

Posteriormente, os biorreatores foram envolvidos com papel alumínio objetivando impedir algum tipo de alteração no processo de biodegradação anaeróbio devido a ação da luz (que propicia o desenvolvimento de algas). Assim, os biorreatores foram incubados em estufa Tecnal TE-393/2 a uma temperatura fixa de $37^\circ C \pm 2^\circ C$.

5.2.4. Monitoramento, coleta e análise de composição volumétrica do biogás

O monitoramento do ensaio consistiu na leitura da pressão interna dos biorreatores (P_{int}) e alívio do gás quando esta pressão estava acima de $0,5 \text{ kgf/cm}^2$. Assim, o biogás era coletado e armazenado com o uso de câmaras de borracha (Figura 5.3) e seguidamente encaminhado para a determinação da composição volumétrica do biogás.

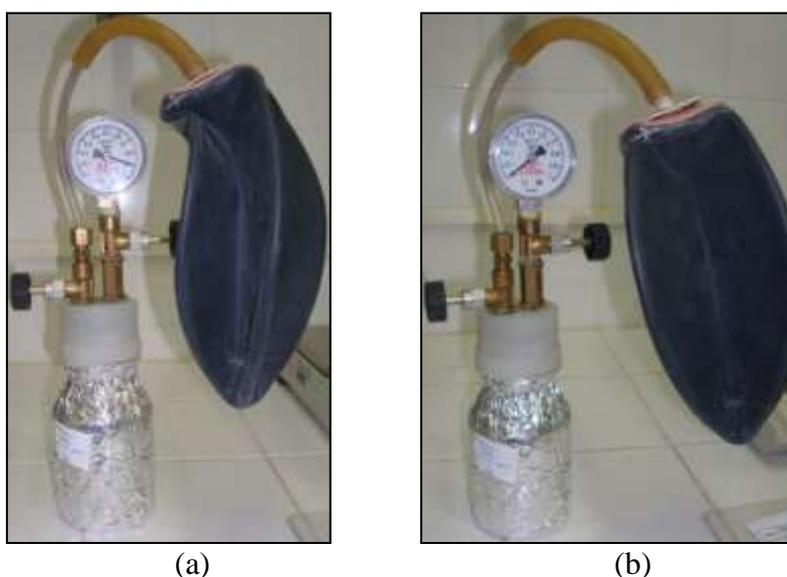


Figura 5.3. Sistema utilizado para a coleta do biogás gerado no BMP apresentando o sistema (a) antes e (b) após a coleta

Para a análise qualitativa volumétrica do biogás (em termos de CO_2 , CH_4 e N_2/O_2) foi utilizado o método de cromatografia gasosa (devido ao pequeno volume gerado). Essas análises foram realizadas no Laboratório de Cromatografia do Departamento de Engenharia Química da UFPE através da injeção do biogás no equipamento *CG-Master* com detector de condutividade térmica (TCD) utilizando uma coluna *Porapak "N"* com temperatura do forno de 60°C e volume de injeção da amostra de $100\mu\text{L}$.

Antes da injeção da amostra, foi necessário realizar uma calibração do equipamento para a análise de cada gás. Para isto foi utilizado um padrão com composição gasosa definida de 40% de CH_4 , 50% de CO_2 , 10% O_2/N_2 e outros gases traços, composição similar encontrada em algumas análises de biogás em aterros. Desta forma, o cromatograma obtido pela injeção do padrão é comparado com o da amostra injetada, e assim é feita a determinação da composição do biogás.

Uma especificidade do uso de biogás em cromatógrafos consiste na existência do gás sulfídrico (H_2S) que é um gás potencialmente oxidante que pode comprometer a integridade das colunas utilizadas no cromatógrafo. Deste modo, antes da injeção do biogás no equipamento, tem-se a necessidade de retirar este gás da amostra gasosa através do uso da lã de ferro como "recheio" na tubulação que conecta a válvula de saída do biogás no BMP à câmara de borracha, transformando assim o gás sulfídrico em sulfeto de ferro, que apresenta menor potencial corrosivo.

5.2.5.Finalização do experimento

O experimento foi finalizado quando a geração de biogás apresentava-se muito próxima a zero. Assim, os biorreatores foram submetidos ao alívio total de biogás existente e assim encaminhados para a determinação da DBO, DQO, teor de umidade final, sólidos voláteis, composição elementar e bioquímica (lipídios, carboidratos, proteínas, lignina, celulose e hemicelulose).

5.2.6. Cálculo do volume de biogás gerado

O biogás gerado nos biorreatores foi acumulado no volume de *headspace* (V_{hs} em mL), conhecido desde o início em cada biorreator, que ocasionava um aumento de pressão (ΔP em mbar) acima da pressão atmosférica (p_{atm} em mbar), medido pelo manômetro ao longo do tempo. Para calcular o volume de biogás gerado, foi seguida a metodologia utilizada por Ivanova *et al.* (2008), desenvolvida com base na lei dos gases ideais definida na Equação 5.1. Com $p_1 = p_{atm} + \Delta p$, a Equação 5.1 pode ser reescrita sob a forma da Equação 5.2.

$$p_1 \cdot V_1 = p_2 \cdot V_2 \quad \text{a temperatura constante} \quad \text{Eq. 5.1}$$

$$(p_{atm} + \Delta p) \cdot V_{hs} = p_{atm} \cdot (V_{hs} + V_g) \rightarrow V_g = \frac{\Delta p}{p_{atm}} \cdot V_{hs} \quad \text{Eq. 5.2}$$

Experimentalmente, o biogás gerado encontrava-se saturado de vapor de água, necessitando corrigir o volume medido para as condições de gás seco conforme as CNTP, usando a temperatura e pressão ambiente e também os valores da pressão de vapor (p_w). A pressão de vapor deve ser considerada como a medida de pressão parcial de vapor na atmosfera e é calculada conforme a temperatura ambiente considerando a Equação 5.3, onde T é a temperatura interna do experimento (37°C). Assim, todas as medições de volume de biogás realizada nos experimentos foram padronizadas nas condições das CNTP utilizando a Equação 5.4.

$$p_w = 0,61121 \cdot e^{\frac{17,502 \cdot T}{240,97 + T}} \quad \text{Eq. 5.3}$$

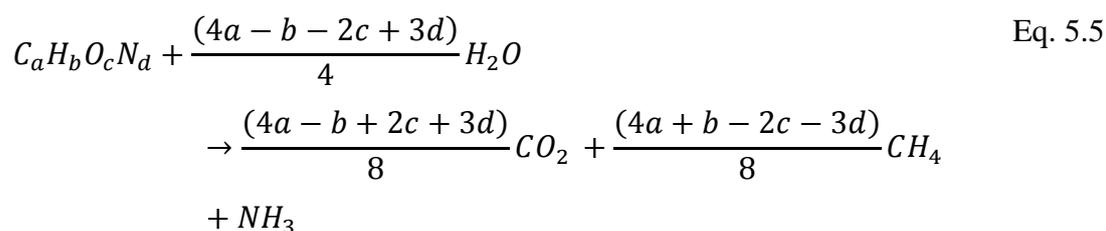
$$V'_g = V_g \cdot \frac{p_{atm}}{1013} \cdot \frac{273,2}{273,2 + T} \cdot \left(1 - \frac{p_w}{p_{atm}}\right) \quad \text{Eq. 5.4}$$

Os dados de pressão atmosférica foram obtidos do Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos – CPTEC (INPE, 2008). A taxa de geração de biogás por g de resíduo seco foi obtida, relacionando o volume de biogás gerado acumulado com o número de dias corridos.

5.2.7.Fator de biodegradação

Os estudos sobre biodegradabilidade dos resíduos necessitam partir de uma representação ideal de suas características para poder definir sobre elas as possíveis transformações. O ensaio BMP determina um dos parâmetros importantes para caracterizar o comportamento dos resíduos perante os fenômenos de biodegradação, pois este permite quantificar o biogás e metano gerado a partir da degradação anaeróbia de uma massa determinada de resíduos.

Tchobanoglous *et al.* (1993) determina a biodegradabilidade dos resíduos como uma relação entre a quantidade de metano gerado no ensaio BMP e a obtida na relação estequiométrica da reação de decomposição elementar dos resíduos apresentada na Equação 5.5. Esta apresenta esta relação estequiométrica de biodegradação da matéria degradável com a geração de biogás em termos de CH₄, CO₂ e NH₃, no qual os índices *a*, *b*, *c* e *d* representam o número de mols dos elementos.



Com base nos dados obtidos de massa seca inicial, teor de sólidos voláteis e composição elementar dos resíduos submetidos aos ensaios BMP, foram construídas planilhas no Microsoft Excel para a determinação dos índices e coeficientes da equação estequiométrica e ainda para comparar os dados resultantes da utilização do modelo com os resultados experimentais obtidos no ensaio BMP.

Para determinar o número de moles dos componentes elementares (C, H, O, N) nos resíduos estudados, foi utilizada a Equação 5.6, onde M_{com} (kg) é a massa do componente (obtida pela relação entre a massa seca volátil e o percentual do componente no resíduo) e as respectivas massas molares (MM_{com}) em kg/mol do C, H, O e N obtidos na tabela periódica.

$$N_{com} = \frac{M_{com}}{MM_{com}} \quad \text{Eq. 5.6}$$

Assim, os índices a , b , c e d são obtidos pela normalização em relação ao nitrogênio, resultando na fórmula química $C_aH_bO_cN$. Desta forma, todos os coeficientes do nitrogênio passaram a ser representados com coeficiente molar 1 (um) e os outros coeficientes são obtidos pela divisão do número de mols do componente (N_C , N_H ou N_O) pelo número de mols do nitrogênio (N_N), ou seja, $a=N_C/N_N$, $b= N_H/N_N$ e $c= N_O/N_N$. Com isso, foram feitos os cálculos dos coeficientes estequiométricos da equação de decomposição que correspondem ao número de mols estequiométricos de H_2O consumida e CO_2 , CH_4 e NH_3 gerados na decomposição. A partir da relação com as massas molares desses produtos, é possível obter a massa de cada substância gerada.

Nos experimentos foram medidos o volume de biogás gerado e sua composição volumétrica quando foram realizadas coletas de biogás. Conforme recomendado por Mariano & Jucá (2010), para transformar os dados de massa consumida/gerada de CH_4 e CO_2 em volume, se faz necessário considerar as densidades desses gases na temperatura de realização do ensaio ($37^\circ C$), utilizando a Equação 5.7, proposta por Mariano & Jucá (2010) e Machado *et al.* (2009), onde $\rho_{CH_4}(0^\circ C)$ é $0,7176 \text{ kg/m}^3$ e $\rho_{CO_2}(0^\circ C)$ é $1,978 \text{ kg/m}^3$.

$$\rho(t) = \frac{\rho(0^\circ C) \cdot 273}{273 + t(^{\circ}C)} \quad \text{Eq. 5.7}$$

Desta forma, foi possível comparar o volume dos gases estimados pelo modelo de Tchobanoglous *et al.* (1993) com os obtidos experimentalmente e obter o fator de biodegradabilidade de cada resíduo submetido ao ensaio BMP.

5.2.8. Ajuste de curvas e determinação das constantes cinéticas de degradação

O modelo de composição química define a quantidade máxima de CH_4 , CO_2 e NH_3 que poderia ser produzido a partir da decomposição de uma determinada massa seca volátil de resíduo, sem definir a velocidade com que esses gases são produzidos.

Em contrapartida, os dados periódicos da geração de biogás nos ensaios permite analisar o comportamento das curvas de geração, que normalmente apresentam equações exponenciais de decaimento. Alguns autores utilizam a equação de Gompertz (ZWIETERING *et al.*, 1990;

PAEPATUNG *et al.*, 2009; BEHERA *et al.*, 2010) para fazer a aproximação da curva do volume acumulado de biogás em ensaios BMP. Entretanto, não foram encontradas aplicações do uso desta equação em estudos de estimativa da geração de biogás em escala real.

Assim, os resultados de biogás acumulado obtidos experimentalmente pelo ensaio BMP foram aproximados a uma equação cinética de primeira ordem conforme Equação 5.8, que é uma equação similar às utilizadas nos modelos de primeira ordem e que é muito utilizada por vários autores para definir a velocidade de geração de metano a partir de uma determinada massa seca de resíduos degradáveis (RUSSO, 2005; IPCC, 2006; MC DOUGALL, 2007; BILGILI *et al.*, 2009; ANGELIDAKI *et al.*, 2009; GUNASEELAN *et al.*, 2009; DE GIOANNIS *et al.*, 2009; GOURC *et al.*, 2010; LO *et al.*, 2010; RINCÓN *et al.*, 2010). Esta aproximação foi realizada utilizando o Software OriginPro8.0 a partir do ajuste de curvas exponenciais, resultando na determinação da constante de decaimento k (d^{-1}), que relaciona o potencial de geração de biogás ao longo do tempo (L em NmL/gS) com o potencial máximo de geração de biogás (L_0 em NmL/gS), resultante ao final do ensaio.

$$L = L_0 \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad \text{Eq.5.8}$$

5.3.RESULTADOS E DISCUSSÕES

Inicialmente são apresentados os resultados dos ensaios realizados com os diferentes materiais que compõem os RSU estudados e, em seguida, são apresentados e discutidos os resultados dos resíduos em diferentes estágios de decomposição. Os resíduos que preencheram os biorreatores foram analisados quanto às suas características físico-químicas e químicas permitindo assim determinar as condições iniciais do experimento. Esses dados são fundamentais para a aplicação e calibração dos modelos numéricos, principalmente no que se refere à análise de conversão dos resíduos em biogás e obtenção de parâmetros cinéticos.

5.3.1.Ensaios BMP – classificação dos resíduos por componentes

Conforme citado anteriormente, foram realizados os ensaios BMP em cada componente dos RSU objetivando verificar a influência da degradação dos materiais na geração total de biogás e metano dos resíduos. Para maximizar a degradação e a geração de biogás no ensaio,

adicionou-se lodo anaeróbio como inóculo para garantir uma maior disponibilidade de microrganismos e nutrientes para degradar o substrato. Além disso, também foi adicionada água aos ensaios para melhorar a distribuição de nutrientes e a acessibilidade dos microrganismos ao substrato.

Seguindo a mesma metodologia de caracterização dos resíduos, o inóculo (denominado lodo) utilizado nos ensaios também foi analisado em termos físico-químicos, composição elementar e bioquímica, conforme apresentado na Tabela 5.1. O lodo 1 foi o utilizado no primeiro ensaio BMP e o lodo 2 no segundo ensaio e ambos foram coletados em períodos diferentes, conforme ensaios realizados.

Tabela 5.1. Comparação da composição do lodo utilizado no ensaio BMP1 e BMP2

Parâmetro	Lodo 1	Lodo 2
Umidade (%)	92,10	84,15
SV (%)	55,42	45,33
C (%)	29,50	28,69
N (%)	2,72	4,47
COT (%)	30,50	21,30
carboidratos (%)	36,54	36,60
lipídeos (%)	4,84	4,30
proteínas (%)	8,50	12,20
celulose+hemicelulose*	32,88	32,94
lignina total (%)	12,77	11,40
(C+H)/L	2,57	2,89
(SV-L)/L	3,33	2,98
DBO (mgO ₂ /L)	10.561,10	6.410,18
DQO (mgO ₂ /L)	45.421,00	21.367,27
DBO/DQO	0,23	0,33
Potencial geração de biogás (NmL/gS)	235,10	40,53
Taxa máxima de geração de biogás (NmL/d.gS)	60,24	9,76

* considerando que 90% dos carboidratos são compostos por celulose e hemicelulose (conforme sugerido por EHRIG, 1991)

Em termos de composição química e bioquímica, o Lodo 1 apresentou um maior teor de COT, DBO e DQO, quando comparado ao Lodo 2. Em termos das relações de biodegradabilidade utilizando os parâmetros bioquímicos como $(C+H)/L$ (proposta por vários autores como WANG *et al.*, 1994; STINSON & HAM, 1995; FRANCOU, 2003; KOMILIS & HAM, 2003, PUEBOOBPAPHAN, 2006; ACHOUR, 2008) e $(SV-L)/L$ (propostas por ROHRS *et al.*, 2003), não foram observadas diferenças significativas, sendo os dois valores

superiores a 0,24, faixa estabelecida por Wang *et al.* (1994) para resíduos que ainda podem ser degradados.

A relação DBO/DQO é comumente utilizada para analisar a biodegradabilidade de efluentes líquidos. Em geral, se a relação DBO/DQO for maior que 0,5, é provável que o efluente seja biodegradável e o oposto se a relação for menor que 0,5 (SAMUDRO & MANGKOEDIHARDJO, 2010). Ambos os lodos utilizados no ensaio apresentaram a relação DBO/DQO abaixo de 0,5, indicando baixa biodegradabilidade, contradizendo os indicadores bioquímicos citados anteriormente. Entretanto, o Lodo 1 apresentou DQO cerca de 2,5 vezes maior que o Lodo 2. Em termos de DQO, Beaven (2009) encontrou o valor de 90.200 mg O₂/L e DBO de 3.100 mg O₂/L em inóculos utilizados em ensaio BMP.

Em termos do potencial de geração de biogás (NmL de biogás/gS) e taxa de geração de biogás (NmL de biogás/gS.d), o Lodo 1 apresentou um potencial e taxa cerca de 5 vezes maior que o Lodo 2. Analisando o comportamento do volume acumulado de biogás nos experimentos utilizando esses materiais (Figura 5.4a), observa-se que o Lodo 2 diminuiu a geração de biogás em cerca de 30 dias de ensaio (curva mais estabilizada que indica diminuição/paralisação da biodegradação) enquanto que o Lodo 1, após 90 dias de experimento, ainda não apresentava a estabilização da curva de volume acumulado, indicando que a biodegradação e geração de biogás ainda poderia ser maior que a obtida no ensaio. Este período de 90 dias é o indicado no método estabelecido por Hansen *et al.* (2004), Alves (2008) e Melo (2010). Entretanto, no ensaio BMP2, utilizou-se de um período maior para realização do ensaio pois desejou-se verificar por quanto tempo haveria a finalização da geração de biogás em todos os componentes submetidos ao experimento.

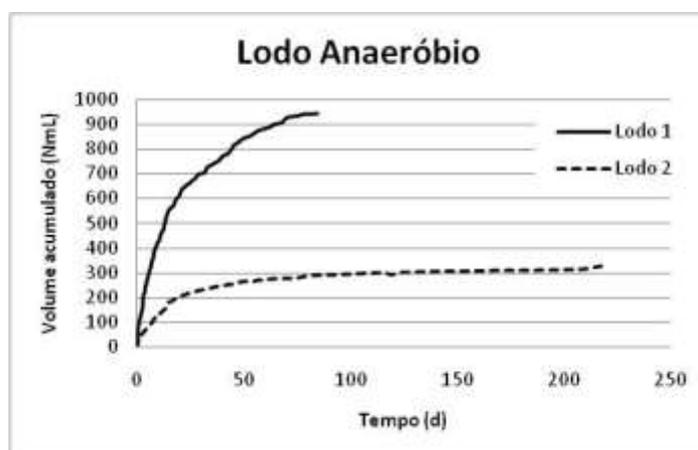
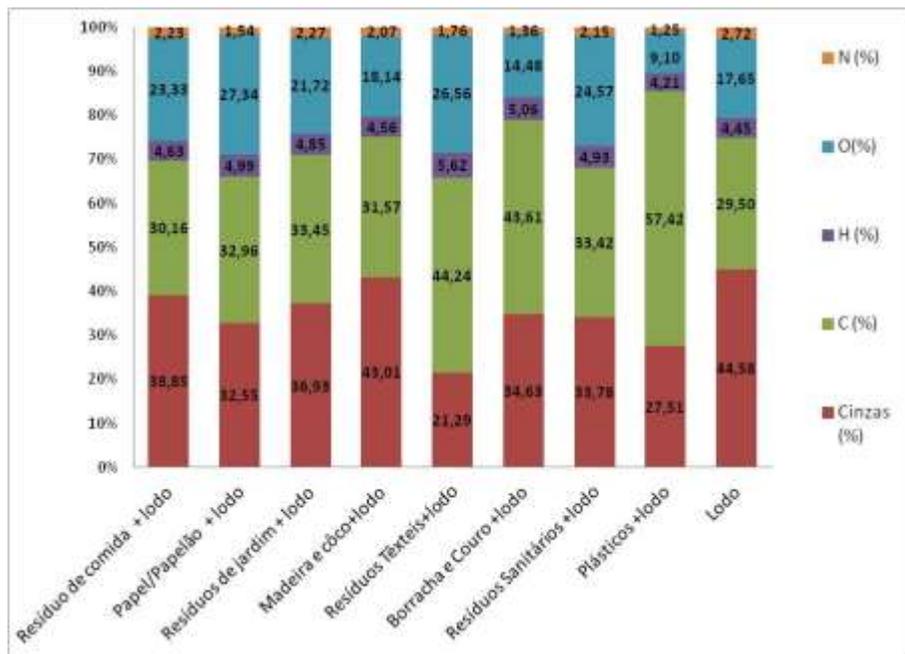


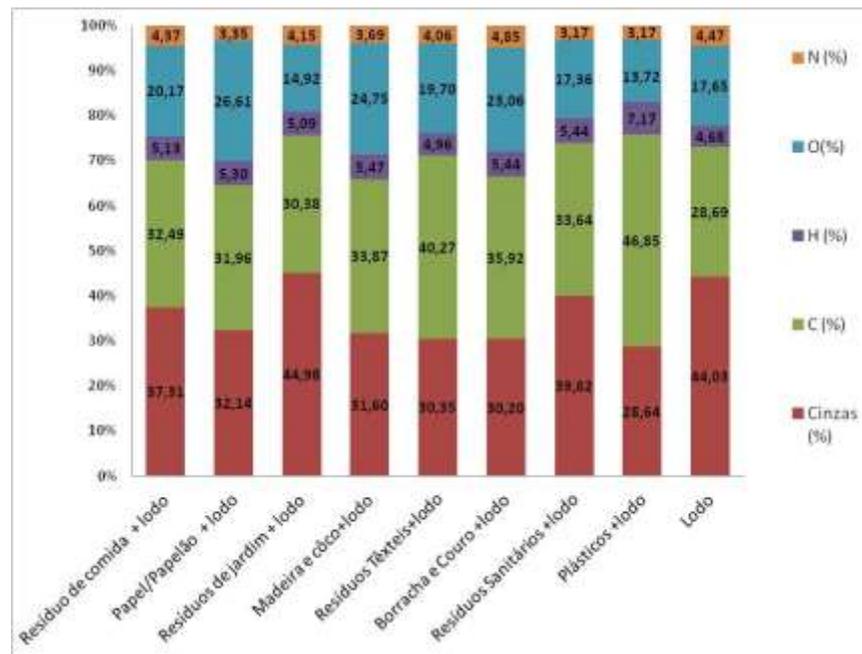
Figura 5.4. Volume acumulado de biogás gerado a partir da biodegradação do inóculo utilizado nos ensaios BMP1 e BMP2

Após a mistura dos resíduos com o lodo, a composição inicial do substrato submetido ao ensaio BMP modificou-se devido às proporções de cada material. A composição química elementar inicial do substrato resíduo+lodo utilizado nos ensaios pode ser observada na Figura 5.5 e a composição bioquímica do substrato está descrita na Tabela 5.2 e Tabela 5.3. Observa-se que, tanto para os dados de composição elementar, como bioquímica, devido a proporção de uso de 10% de resíduos para 90% de lodo (fração recomendada pelo método), existe uma menor variação na composição inicial de quase todos os materiais (resíduos + lodo) inoculados nos ensaios BMP.

Após a mistura de resíduo+lodo, no ensaio BMP1, o material que apresentou o maior teor de carboidratos, incluindo celulose e hemicelulose, foi a mistura de têxteis+lodo com 63,41%, seguido de papel/cartão+lodo com 55,68%. Em contrapartida, o que apresentou menor valor foi o substrato contendo plásticos+lodo, com 26,87%. Em termos de lignina, os maiores valores encontrados foram para os substratos borracha/couro+lodo e plásticos+lodo. Analisando a relação de biodegradabilidade $C+H/L$, os maiores valores também foram para os substratos papel/cartão+lodo (4,29) e têxteis+lodo (3,24), destacando também os resíduos sanitários com 3,54 desta relação.



(a)



(b)

Figura 5.5. Composição química elementar do substrato resíduo+lodo utilizados no ensaio (a) BMP1 e (b) BMP2

Tabela 5.2. Composição bioquímica do substrato resíduo+lodo utilizados nos ensaios BMP1 e BMP2

Classes de Materiais	SV (%)		Lipídeos (%)		Proteínas		Carboidratos (%)		Lignina (%)		C+H (%)*	
	BMP1	BMP2	BMP1	BMP2	BMP1	BMP2	BMP1	BMP2	BMP1	BMP2	BMP1	BMP2
Resíduo de Comida + lodo	61,15	62,69	5,27	5,80	8,14	10,67	43,64	44,53	15,88	13,61	39,27	40,08
Papel/cartão + lodo	67,45	67,86	3,95	4,78	5,09	8,20	55,68	52,48	11,69	10,41	50,11	47,23
Resíduos de jardim + lodo	63,07	55,02	4,17	4,35	7,48	10,20	43,94	40,49	17,79	14,94	39,54	36,44
Madeira e coco + lodo	56,99	68,40	3,40	3,80	6,60	8,65	49,24	53,47	16,47	13,19	44,32	48,12
Resíduos Têxteis + lodo	78,71	69,65	3,22	4,00	8,42	11,23	63,41	54,60	17,60	14,94	57,07	49,14
Borracha e Couro+ lodo	65,37	69,80	8,28	5,57	8,86	14,02	46,91	43,19	42,24	32,06	42,22	38,87
Resíduos Sanitários + lodo	66,22	60,18	3,43	3,22	6,25	8,78	44,19	53,87	11,22	8,74	39,77	48,49
Plásticos + lodo	72,49	71,36	4,38	4,19	4,34	7,91	26,87	33,94	25,62	19,46	24,19	30,55

Tabela 5.3. Valores das relações de biodegradabilidade do substrato resíduo+lodo no início dos ensaios BMP1 e BMP2

Classes de Materiais	(C+H)/L		(SV-L)/L	
	BMP1	BMP2	BMP1	BMP2
Resíduo de Comida + lodo	2,47	2,94	2,85	3,61
Papel/cartão + lodo	4,29	4,54	4,77	5,52
Resíduos de jardim + lodo	2,22	2,44	2,55	2,68
Madeira e coco + lodo	2,69	3,65	2,46	4,19
Resíduos Têxteis + lodo	3,24	3,29	3,47	3,66
Borracha e Couro+ lodo	1,00	1,21	0,55	1,18
Resíduos Sanitários + lodo	3,54	5,55	4,90	5,89
Plásticos + lodo	0,94	1,57	1,83	2,67

No ensaio BMP2, os maiores valores encontrados para o teor de carboidratos foram os substratos têxteis+lodo (54,60%) e sanitários+lodo (53,87%). O substrato de menor teor de carboidratos foi também o plásticos+lodo. Em termos de lignina, os maiores valores encontrados também foram para os substratos borracha/couro+lodo e plásticos+lodo, e o menor valor foi para sanitários+lodo (que apresentou o maior valor em carboidratos). Com a relação de biodegradabilidade $C+H/L$, os maiores valores foram para o substrato sanitários+lodo (5,55) e papel/cartão+lodo (4,54).

Em termos de volume de biogás gerado, a Figura 5.6 apresenta o comportamento dos resultados de volume de biogás acumulado obtidos nos dois ensaios realizados (BMP1 e BMP2) para cada tipo de material. Nos ensaios realizados por Alves (2008), a sinergia dos resíduos+lodo apresentou uma geração de biogás maior que a dos resíduos e lodo analisados isoladamente. Entretanto, para analisarmos a geração de biogás isolada de cada material, este efeito de sinergia não foi considerado. Sendo assim, a Figura 5.7 apresenta os resultados de potencial de geração de biogás obtidos nos ensaios, desconsiderando a fração de biogás gerada pelo inóculo, isto é, subtraindo a quantidade de biogás gerada pelo lodo do valor total gerado pelo resíduo+lodo, obtendo assim a quantidade de biogás gerada apenas pelo resíduo.

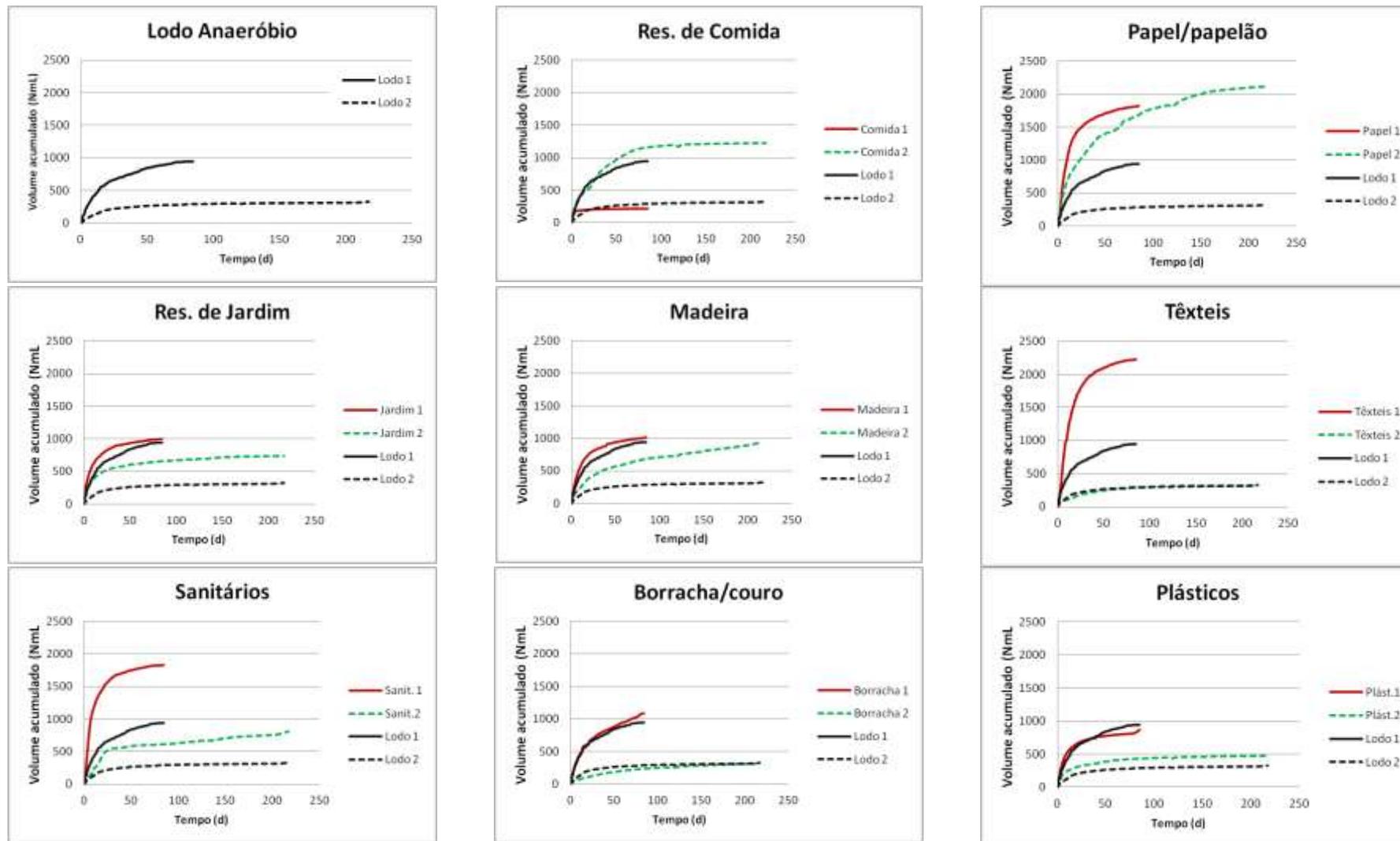


Figura 5.6. Volume acumulado de biogás obtidos nos ensaios BMP1 e BMP2, para a mistura resíduo+inóculo

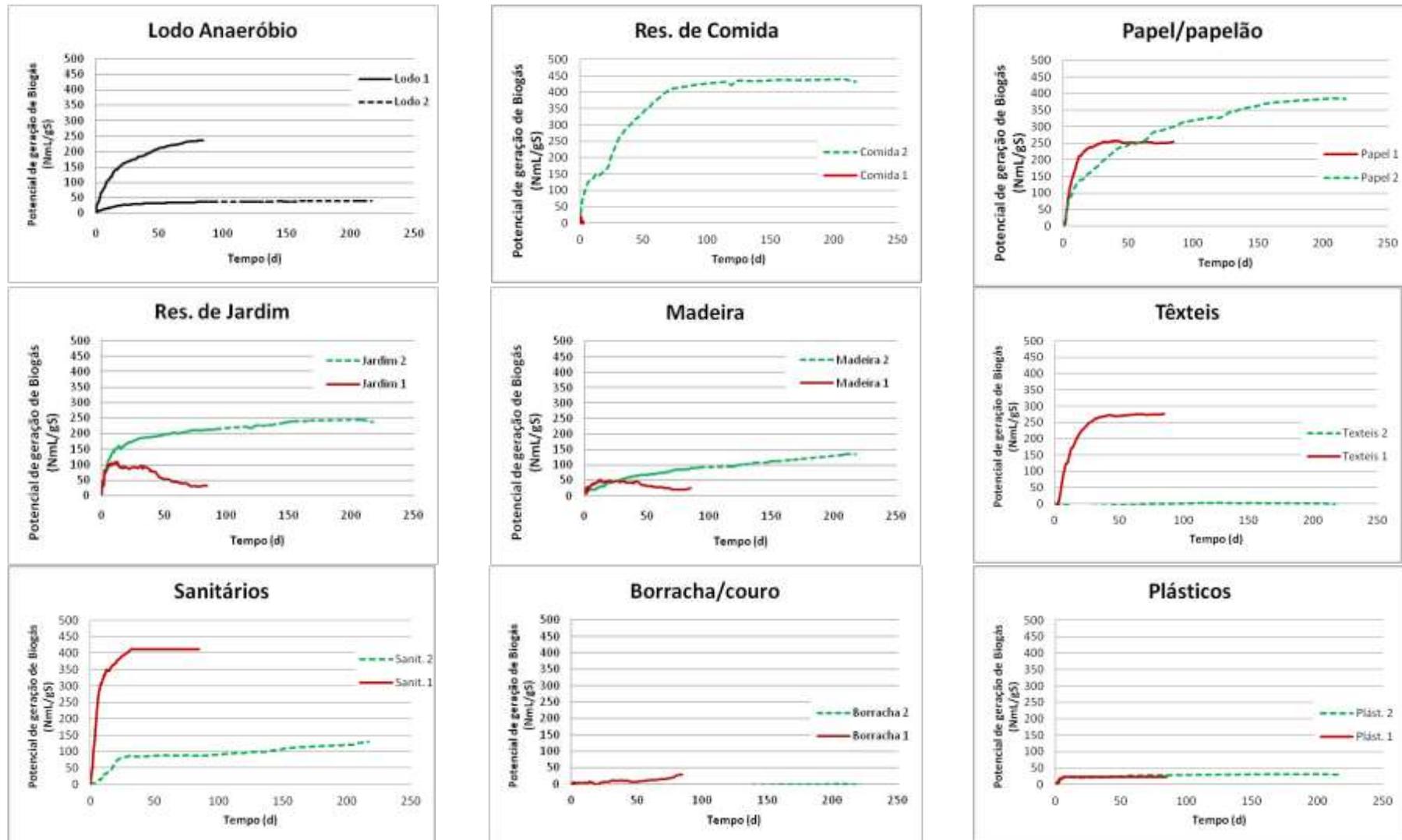


Figura 5.7. Potencial de geração de biogás ao longo do tempo de realização de ensaio, conforme cada tipo de material, desconsiderando a fração de biogás gerado pelo inóculo

O ensaio BMP, apesar de ter sido utilizado para estimar o potencial de geração de biogás, é especificamente recomendado para determinar o potencial de geração de metano a partir da coleta periódica de amostras gasosas advindas dos frascos nos quais esteja ocorrendo a decomposição anaeróbia de resíduos com inóculo.

Assim, foram realizadas coletas dos alívios de gás dos frascos, no qual foram feitas análises qualitativas do biogás gerado por meio de cromatografia gasosa. Inicialmente, houve a tentativa de utilizar o equipamento *Draeger Xam-7000* para a determinação da composição volumétrica do biogás, entretanto, este equipamento requiritava um volume mínimo de cerca de 100 mL de biogás, no qual, em muitos casos não era conseguido em apenas um alívio. Desta forma, optou-se por utilizar a técnica de cromatografia gasosa, no qual, um pequeno volume de biogás já era suficiente para a determinação da composição volumétrica. Além disso, o método de coleta e armazenamento do biogás com a utilização de câmaras de ar de borracha precisa ser aprimorado, pois percebeu-se que a estanqueidade do biogás com relação ao CH₄ foi comprometida em algumas amostras. Assim, o armazenamento do biogás nas câmaras de ar foi feito com apenas 24 horas, pois mais do que isso percebeu-se que havia modificações na composição volumétrica das amostras.

No início do experimento, o biogás coletado já apresentava uma pequena concentração de metano, dióxido de carbono e ainda nitrogênio provavelmente proveniente do processo de incubação das amostras. A Tabela 5.4 apresenta o teor volumétrico máximo de CH₄ encontrado no biogás gerado nos dois ensaios BMP. Esses valores foram utilizados para determinar o potencial máximo de geração de CH₄ a partir da degradação dos resíduos, retirando a fração gerada pelo lodo, apresentados na Figura 5.8.

Tabela 5.4. Teor volumétrico máximo de metano nos ensaios BMP contendo resíduo+lodo

Classes de Materiais	CH ₄ máximo
	% vol
Lodo	38,10
Resíduo de comida	46,50
Papel/Papelão	58,60
Resíduos de jardim	48,70
Madeira e coco	42,30
Resíduos Têxteis	38,82
Borracha e Couro	40,90
Resíduos Sanitários	49,40
Plásticos	38,82

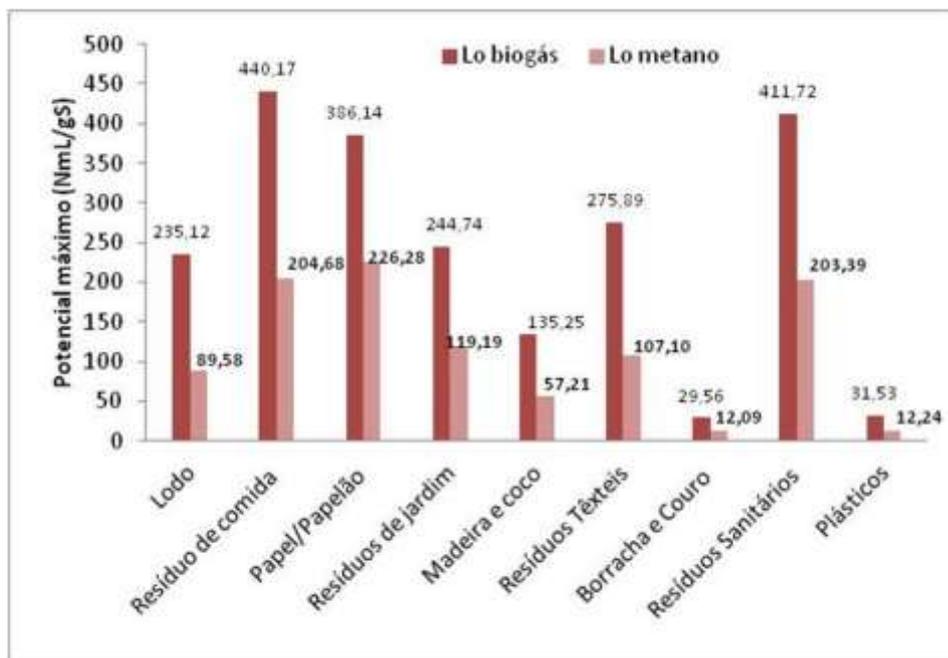


Figura 5.8. Potencial máximo de geração de biogás e metano obtido nos ensaios BMP1 e BMP2

Com relação as taxas máximas de geração de biogás obtidas nos ensaios, destacam-se as obtidas no ensaio BMP1 no qual todos os materiais apresentaram a taxa máxima de geração de biogás em menos de 10 dias, enquanto que para o ensaio BMP2, a taxa máxima de alguns materiais foi com cerca de 30 dias. Observou-se também, em todos os materiais e em ambos os ensaios, que as maiores taxas de geração de biogás aconteceram no início do experimento. A Figura 5.9 apresenta os resultados obtidos nos ensaios BMP 1 e 2 para taxa máxima da geração de biogás em cada um dos materiais e a Tabela 5.5 apresenta os respectivos dias no qual foram obtidas as taxas máximas de geração.

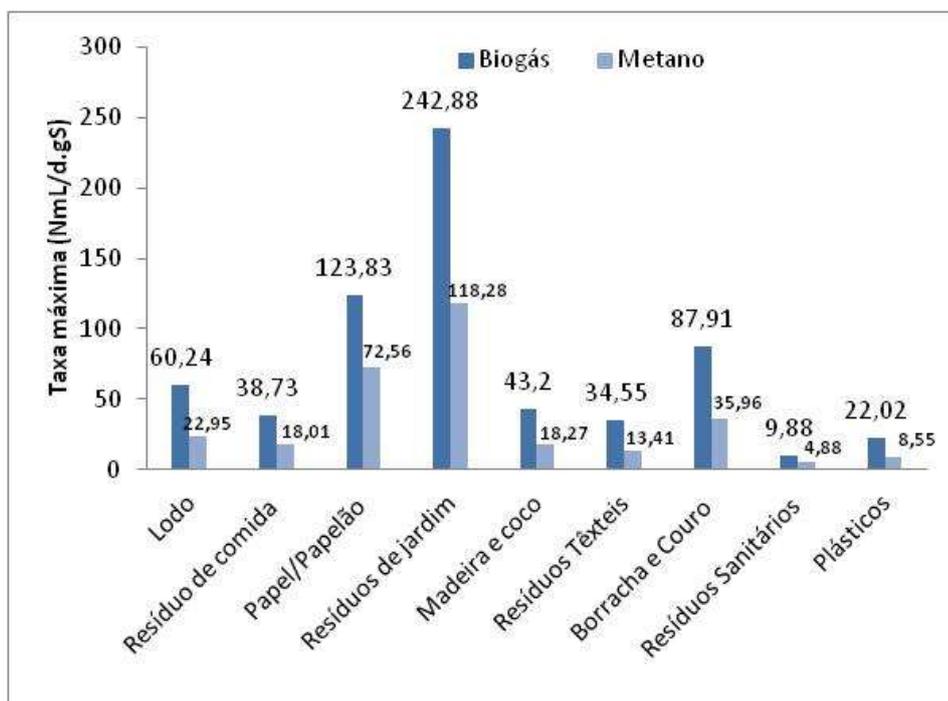


Figura 5.9. Taxa máxima de geração de biogás obtida nos ensaios BMP1 e BMP2

Tabela 5.5. Relação do tempo em que foi observada a taxa máxima de geração de biogás nos ensaios BMP1 e BMP2

Ensaio	BMP1	BMP2
Material	Tempo após início do experimento (dia)	Tempo após início do experimento (dia)
Lodo	8	2
Comida	1	2
Papel/cartão	4	10
Jardim	2	2
Madeira	1	1
Têxteis	4	3
Sanitários	4	20
Borracha/couro	3	35
Plásticos	3	1

Um dos substratos que gerou maior volume de biogás, a maior taxa e o maior potencial de geração de biogás foi o resíduo contendo papel/cartão, com um potencial máximo de geração de biogás de 384,4 NmL/gS. Esse valor é condizente com o encontrado por Eleazer *et al.* (1997) que variou de 168,8 a 434,6 NmL/g e por Bonori *et al.* (2001) que foi de 368,0 NmL/g, considerando que 50% do biogás gerado foi metano. Porém, foi abaixo do encontrado por Harries *et al.* (2001b) que foi de 1860,0 NmL/g. Relacionando com a sua composição bioquímica, este material apresentou elevado teor de carboidratos e baixo teor de lignina,

quando comparado aos outros materiais. Este material também apresentou uma das maiores taxas de geração de biogás por dia, 123,83NmL/d.gS no ensaio BMP2. Stinson & Ham (1995), Dumas *et al.* (2009), Angelidaki (2009); Hansen (2004), Moller (2004), Buffiere (2006) e Gunaseelan (2007)., afirmam que grande parte da celulose existente no papel é potencialmente degradável via digestão anaeróbia, porém, na presença de lignina esta degradação pode ser inibida.

Segundo Barlaz (2009), a celulose e a hemicelulose existente nos resíduos não são completamente decompostas na presença de lignina, sendo encontrados fatores médios de conversão via digestão anaeróbia de 50% para a celulose e de 10% para a hemicelulose. Segundo Kim & Wookan Bae (2009), na presença de lignina, apenas 40% da celulose existente em um material pode ser biodegradado, enquanto que 90% poderia ser degradado se houvesse a ausência de lignina, sugerindo que a lignina é um composto que pode inibir a degradação da atividade e metabolismo metanogênico.

Os resíduos de jardim apresentaram a maior taxa de geração de biogás ao longo do ensaio, 242,88NmL/d.gS, com um potencial de geração de biogás máximo de 237,5 NmL/gS. Esse valor de potencial de geração de biogás resultante deste estudo foi inferior ao analisado pelos autores supracitados, que variaram de 288 a 470NmL/gS. O mesmo comportamento foi encontrado para os resíduos de madeira.

Os resíduos sanitários e os resíduos têxteis apresentaram elevado potencial de geração de biogás no ensaio BMP1, sendo estes de 411,7NmL/gS e 275,8NmL/gS, respectivamente. Em termos de taxa de geração de biogás, os resíduos sanitários apresentaram o valor máximo de 87,91 NmL/d.gS, o terceiro maior entre os componentes analisados. De uma forma geral, os resíduos sanitários são compostos por materiais ricos em celulose e também em materiais orgânicos de fácil degradação (a relação $C+H/L$ foi a maior encontrada nos experimentos), além de uma maior disponibilidade de microrganismos quando comparada aos outros componentes.

Os resíduos têxteis são materiais que possuem grande variabilidade em termos dos tipos existentes. No caso do ensaio BMP1, foi observado um elevado potencial de geração de biogás (275,8NmL/gS), diferente do ensaio BMP2 que praticamente o seu potencial foi nulo.

Os valores encontrados por Bonori *et al.* (2001) e Harries *et al.* (2001b) variaram de 284 a 444 NmL/gS desse componente. Para o ensaio BMP1, é provável que em uma das amostras, existiam mais fibras com base em celulose ou outro componente degradável como corantes, que provavelmente na amostra utilizada no ensaio BMP2 não existia. Analisando o teor de carboidratos, os resíduos têxteis utilizados no BMP1 apresentaram um teor mais elevado que no BMP2.

Em termos de resíduos de comida, no ensaio BMP1, esse componente apresentou resultados de geração de biogás abaixo de vários outros componentes, inclusive do inóculo, o que indica que neste ensaio pode ter ocorrido algum tipo de inibição da biodegradação ou mesmo vazamento de biogás nos 3 biorreatores estudados. Neste ensaio, observou-se que houve a geração de biogás apenas nos primeiros 5 dias de realização do ensaio, mantendo-se inativa a geração de biogás nos demais dias. Já no ensaio BMP2, este resíduo apresentou o maior potencial de geração de biogás (432,7 NmL/gS) e uma taxa máxima de geração de 38,7NmL/d.gS, mantendo os poucos dias de geração de biogás encontrado também no ensaio BMP1. O valor encontrado para o potencial de geração de biogás nos resíduos de comida neste estudo ficou dentro da faixa encontrada na literatura, sendo o valor inferior ao encontrado por Eleazer *et al.* (1997) de 614 NmL/gS, por Wang *et al.* (1997) de 602NmL/g e por Bonori *et al.* (2001) de 562 NmL/g. Entretanto, o potencial de geração de biogás foi superior ao encontrado por Olivier *et al.* (2005) de 362 NmL/g e por Dumas *et al.* (2009) de 226 NmL/g. Em termos de conversão, Barlaz (2009) afirma que cerca de 60-80% dos carboidratos existentes nos resíduos de comida podem ser convertidos a biogás.

O substrato resíduo de comida+lodo utilizado no ensaio BMP2 também apresentou o maior teor de lipídeos dos componentes (5,8%). Alves *et al.* (2009), analisando a capacidade isolada de produção de biogás de lipídeos, carboidratos e proteínas, verificou que os lipídeos são uns dos componentes que tem maior capacidade de produção de biogás e metano. Os autores afirmam que o potencial de geração de biogás de 1,425 L de biogás/g de lipídeos (concentração de 69,5% de CH₄), 0,921 L de biogás/g de proteínas (concentração 68,8% de CH₄) e 0,830 L de biogás / g de carboidratos (com concentração de 50% de CH₄ no biogás).

No substrato contento plástico+lodo, foi observado início de inibição do processo de degradação após quase 35 dias de ensaio, no qual o volume de biogás gerado pelo lodo foi maior que o da mistura plástico+lodo. Isto pode ser justificado pela quebra de substância e

formação de subprodutos que possam ter elevado a toxicidade do meio ocasionando a diminuição da flora microbiana responsável pela geração de biogás. Além disso, o teor de lignina no ensaio BMP1 contendo plástico+lodo era maior que 25% (no inóculo esse teor era de 12,77%), o que pode ter sido tóxico ao desenvolvimento dos microrganismos ali existentes.

Os resíduos plásticos e borracha/couro, em ambos os ensaios, apresentaram potencial de geração de biogás máximo de 30,0 NmL/gS e 29,6 NmL/gS. É provável que a essa geração de biogás seja advinda de materiais degradáveis que estivessem aderidos nas superfícies desses materiais. Maciel (2009) realizou ensaios de contaminação de partículas aderidas nos materiais que compõem os RSU e identifica-se que o material plástico foi o que apresentou o maior teor de contaminação (cerca de 115,7% em plásticos moles), o que pode justificar a geração de biogás advindos da degradação de plásticos nesse experimento.

5.3.1.1. Caracterização final dos resíduos

Após o processo de estabilização da degradação, os materiais foram submetidos ao processo de secagem, pesagem e depois foram caracterizados quanto ao teor de sólidos voláteis e Carbono Orgânico Total (COT), permitindo assim comparar os materiais existentes no início (pré-biodegradação) e após o experimento (pós-biodegradação). Ao final do experimento, os resíduos obtidos após secagem apresentavam pouca massa (cerca de 5 a 10 g), não sendo essas suficientes para a determinação adequada do teor de materiais bioquímicos.

A Figura 5.10 apresenta a massa seca existentes nos ensaios BMP1 e BMP2, no início e fim do experimento. Observa-se que o material que apresentou a maior conversão de massa (67%) no ensaio BMP1 foi o papel/papelão, que também apresentou o maior potencial de geração de biogás neste experimento. Assim, é provável que este material apresente uma elevada conversão da matéria em biogás.

Destaca-se também a análise do resíduo de comida, no qual, no ensaio BMP1 observou-se que o biorreator contendo este resíduo+lodo gerou menos biogás que o biorreator contendo apenas o inóculo. Isto também foi observado analisando a massa seca inicial e final dos biorreatores contendo tais resíduos. No biorreator contendo resíduo+lodo, foram consumidos cerca de

1,3g. Entretanto, cerca de 3,7g foram consumidas no biorreator contendo apenas o inóculo, indicando que realmente houve um menor consumo de massa seca no biorreator contendo a mistura resíduo+lodo, provavelmente ocasionado por algum tipo de inibição.

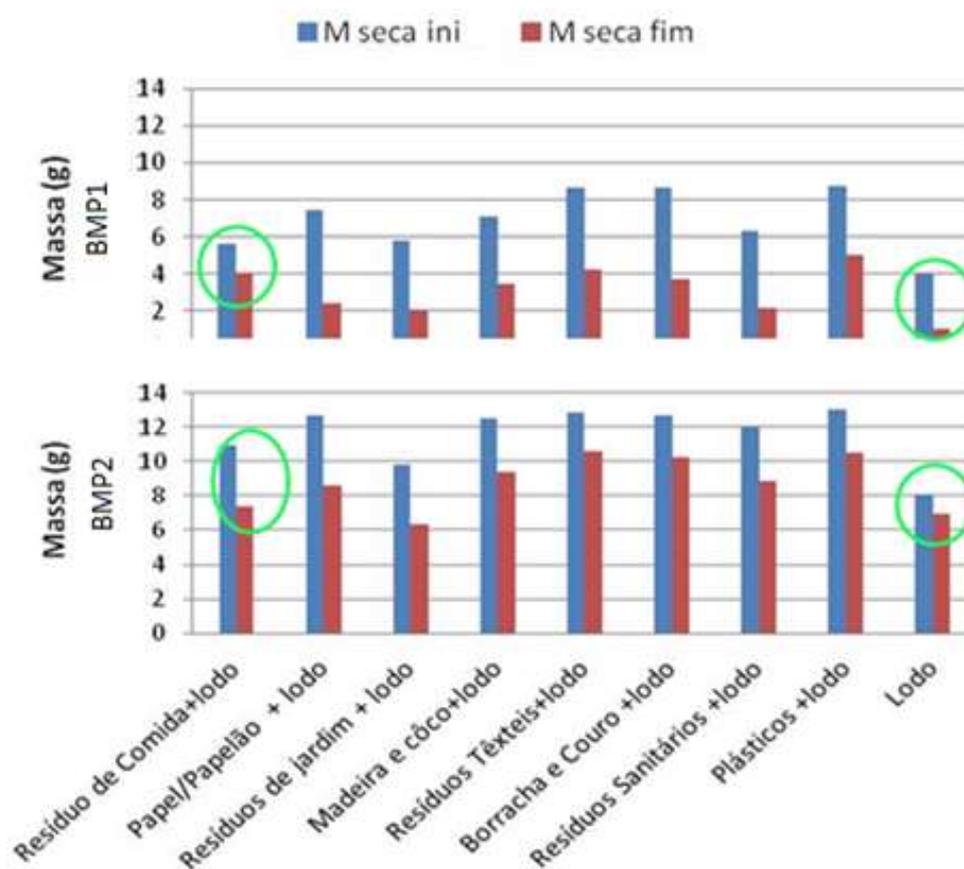


Figura 5.10. Massa seca obtida na mistura resíduo+lodo no início e final dos ensaios BMP1 e BMP2

A Figura 5.11 apresenta as características em termos de sólidos voláteis e carbono antes e após a realização do experimento. Os valores foram expressos em unidade de massa pois, em algumas amostras, o teor de sólidos voláteis aumentou induzindo ao entendimento errôneo que houve aumento de SV no substrato onde, na realidade, a massa de sólidos voláteis diminuiu em todas as amostras devido ao processo de biodegradação. O maior percentual de conversão encontrado foi também para o material papel/cartão, com 75,39% de conversão da massa seca volátil.

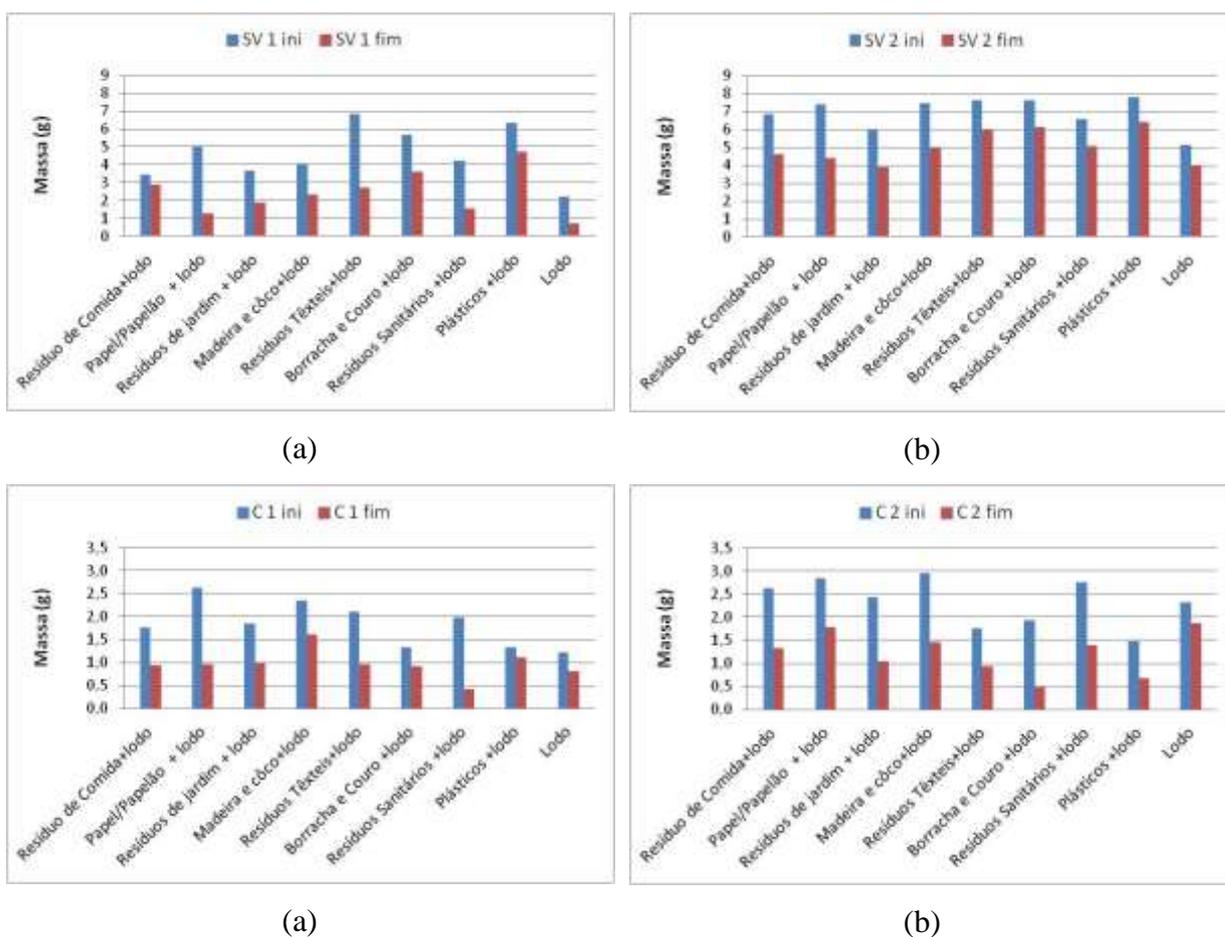


Figura 5.11. Massa de sólidos voláteis e carbono nos substratos, antes e após a biodegradação no ensaio (a) BMP1 e (b) BMP 2

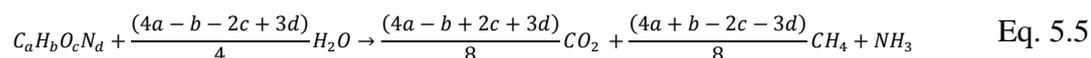
Em todos os ensaios e materiais houve o consumo de materiais degradáveis, através do consumo de carbono degradável formando componentes gasosos como CO_2 , CH_4 e outros gases com base de carbono.

5.3.1.2. Modelo de Tchobanoglous – fator de conversão

O modelo de Tchobanoglous *et al.* (1993) assume duas premissas importantes na análise do modelo: (i) conversão total dos resíduos degradáveis em matéria gasosa; (ii) tempo infinito de degradação. No ensaio BMP foi possível verificar que nem todos os componentes existentes, mesmo sendo degradáveis, foram degradados e também o tempo de realização do ensaio foi de 85 dias. Este ensaio permite definir um fator de conversão, também utilizado em alguns modelos matemáticos, como o MODUELO (LOBO, 2003c). Este fator de conversão no MODUELO consiste em determinar a massa de biogás, ou também de metano, proveniente da

degradação de compostos rapidamente hidrolisáveis, comparando os resultados experimentais obtidos em ensaios BMP com os obtidos pelo modelo de Tchobanoglous.

Esta transformação dos valores de geração de biogás, ou também metano, a partir da decomposição de material biodegradável consiste em aplicar uma equação estequiométrica, a partir das proporções de C, H, O e N, conforme apresentado na Equação 5.5.



Existem diversos estudos que consistem em relacionar os resultados do ensaio BMP em termos de sólidos voláteis (SV), carbono orgânico total (COT), demanda química de oxigênio (DQO), teor de celulose (BERTANZA *et al.*, 2001; COSSU *et al.*, 2001; HARRIES *et al.*, 2001b). Com isto pode-se estimar a quantidade total de biogás gerado em um experimento ou em aterros sem a necessidade de prolongar muito o tempo de ensaio, ou seja, até ocorrer realmente a conversão completa do material.

A relação do resultado experimental de geração de biogás no ensaio BMP e o resultado teórico de geração de biogás obtida através do uso da equação estequiometria proposta por Tchobanoglous *et al.* (1993) possibilita a determinação da massa máxima total de biogás gerado que realmente pode se degradar em um aterro ou experimento, que é chamada de fração biodegradável ou gaseificável em condições ideais (f_{bio}). Este fator se aplica a todos os componentes químicos dos materiais de maneira que a fórmula química da fração biodegradável do mesmo conserva as proporções. Com este fator, pode-se determinar também a fração não biodegradável como sendo ($f_{n\grave{a}o-bio}=1-f_{bio}$)

A Tabela 5.6 apresenta os estudos realizados por alguns autores, definindo as frações gaseificáveis e as frações de biodegradação provenientes da degradação de vários componentes.

Para obter o fator de biodegradação neste ensaio, houve a necessidade de considerar os valores de composição elementar como dados de entrada, além da massa seca volátil passível de ser totalmente convertida em biogás em cada experimento. Assim, a partir da determinação dos índices estequiométricos foi possível identificar os coeficientes estequiométricos e consequentemente as massas de CH₄, CO₂ e NH₃ proveniente da biodegradação total da

massa seca volátil existente. Conhecendo a densidade dos gases, foi possível determinar o volume desses gases e ainda considerar que todo o biogás formado possivelmente é composto por essas três substâncias.

De posse do volume teórico e experimental de biogás gerado na decomposição da massa seca volátil existente no experimento, foi possível determinar o fator de biodegradação dos substratos, conforme apresentado na Tabela 5.7.

Tabela 5.6. Fração biodegradável de alguns componentes existentes nos RSU (adaptado de Lobo *et al.*, 2003b)

Componentes	Papel	Cartão	Resíduos de comida	Resíduos de Jardim	Madeira	Têxtil	Borracha /couro
Fração biodegradável ¹	12%	11%	22%	10%	8%	5%	6%
Fração biodegradável ²	44%	38%	58%	45%	61%	40%	0%
Fração biodegradável ³	19 -56%	39%	70%	7-34%	14%	-	-
Fração biodegradável ⁴	30-40%	44%	-	20-51%	3-33%	17-25%	-
Fração biodegradável ⁵	15% papel de revista 87% papel branco	45%	83%	20-45%	20%	-	-
Fração biodegradável ⁶	40%	41%	64%	35%	17%	32%	-
Fração biodegradável ⁷	20% papel de revista 88% papel branco	45%	64%				

1 Lobo (2003c); 2 Tchobanoglous *et al.* (1993) , 3. Barlaz *et al.* (1997); 4 Harries *et al.* (2001b); 5 Barlaz (2009); 6 Lobo *et al.* (2002); 7 Manfredi *et al.* (2010)

Tabela 5.7. Determinação do fator de gaseificação dos materiais

Classes de materiais	Potencial de geração de biogás (m ³ /kg SV)					
	Exp. BMP1	Teórico BMP1	f _{bio} (%) BMP1	Exp. BMP2	Teórico BMP2	f _{bio} (%) BMP2
Resíduo de Comida+lodo	0,063	0,985	6,44	0,186	1,052	17,71
Papel/Papelão+ lodo	0,362	0,951	38,01	0,257	0,912	28,21
Resíduos de jardim + lodo	0,274	1,053	25,98	0,164	1,152	14,24
Madeira e coco+lodo	0,252	1,097	22,95	0,139	0,972	14,32
Resíduos Têxteis+lodo	0,327	1,085	30,10	0,045	1,146	3,96
Borracha e Couro +lodo	0,190	1,287	14,79	0,044	1,038	4,24
Resíduos Sanitários +lodo	0,437	1,005	43,55	0,206	1,120	18,43
Plásticos +lodo	0,138	1,507	9,16	0,056	1,336	4,20
Lodo	0,424	1,086	39,06	0,108	1,062	10,12

A partir da análise deste fator de biodegradação e do comportamento da degradação dos materiais em termos de potencial de geração de biogás, observa-se que o fator de degradação do substrato contendo resíduos de comida em ambos ensaios BMP foi relativamente baixo

(6,44% e 17,71%) perante os encontrados na literatura, cujo menor valor foi o recomendado por Lobo *et al.* (2002) de 22%. Entretanto, em termos de potencial de geração de biogás, o valor encontrado ficou dentro da faixa estabelecida na literatura, de 432,7 NmL/gS.

Todavia, os outros substratos apresentaram valores dentro da faixa estabelecida por diversos autores. Como citado anteriormente, tudo indica que o biogás gerado no processo de decomposição dos plásticos, borracha/couro seja proveniente de resíduos degradáveis que estejam aderidos a sua superfície.

5.3.1.3. Modelo do IPCC (2006) – constante cinética

Neste estudo, foi realizado um ajuste dos resultados de potencial de geração de metano obtidos nos ensaios BMP1 e BMP2, Esses ajustes foram realizados utilizando o software OriginPro8.0 utilizando o módulo de ajuste exponencial (GUNASEELAN, 2007), utilizando a curva no formato da Equação 5.9, onde y é o potencial de geração de CH₄ (NmL/gS), a é o potencial máximo de geração de CH₄ (NmL/gS) fixado no valor obtido pelos ensaios, k é a constante de decaimento (d⁻¹) e x é o tempo (d). Assim, foi possível obter a taxa de biodegradação k (também chamada de constante cinética de biodegradação) para os materiais estudados.

$$y = a. (1 - e^{-kx}) \quad 5.9$$

A Figura 5.12 apresenta o modelo da curva de ajuste obtida pelo OriginPro8.0, utilizando os resultados de potencial de CH₄ para o lodo, obtido no ensaio BMP1 e BMP2. A Tabela 5.8 sumariza os valores da constante de velocidade ou biodegradação dos materiais obtidos através do ajuste exponencial. Destaca-se que o coeficiente de correlação R² obtido em quase todas as aproximações foi superior a 0,8, exceto no ensaio BMP2 nos resíduos de jardim e plásticos, indicando que esta curva é estatisticamente correlacionada aos dados experimentais obtidos.

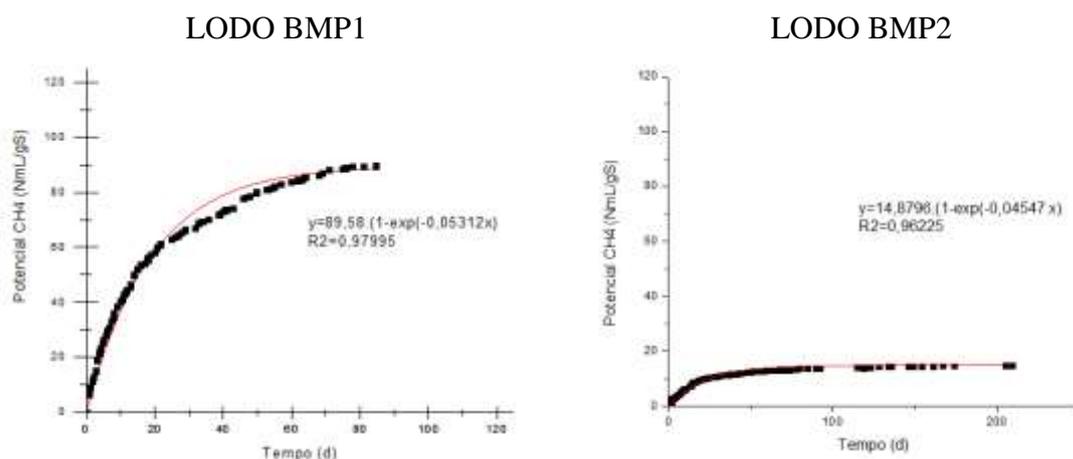


Figura 5.12. Aproximação das curvas de geração de CH₄ no substrato lodo no ensaio BMP1 e BMP2

Tabela 5.8. Constantes de velocidade de geração de biogás para as classes de materiais estudadas no ensaio BMP

Materiais	Lo - Potencial de geração de CH ₄ (NmL/gS)		k (d ⁻¹)		t _{1/2} (d)		R ²	
	BMP1	BMP2	BMP1	BMP2	BMP1	BMP2	BMP1	BMP2
Lodo	89,58	14,88	0,053	0,045	13,08	15,40	0,980	0,962
Resíduos de comida	*	204,68	*	0,300	*	2,31	*	0,973
Papel/cartão	150,73	226,28	0,114	0,022	6,08	31,51	0,985	0,942
Resíduos de jardim	16,45 ^[1]	119,19	0,037	0,059	18,73	11,75	0,971	0,693
Madeira	11,30 ^[2]	57,21	0,029	0,014	23,90	49,51	0,929	0,954
Têxteis	107,06		0,069		10,05		0,971	
Sanitários	203,39	63,46	0,143	0,021	4,85	33,00	0,979	0,821
Borracha	12,09		0,001		693,15		0,734	
Plásticos	9,19	12,25	0,031	0,006	22,36	115,52	0,946	0,393

* ensaios que apresentaram potencial de geração igual a zero; ^[1] obtido através de ajuste, visto que fixando Lo no valor original de 52,78 NmL/gS obtido no experimento, a correlação R² encontrada foi menor que zero; ^[2] obtido através de ajuste, visto que fixando Lo no valor original de 22,12 NmL/gS obtido no experimento, a correlação R² encontrada foi menor que zero

Ao aproximar os dados de potencial de geração de biogás nos resíduos de jardim e madeira do ensaio BMP1 à equação que pode representar o seu comportamento, conforme indicado na literatura, observou-se que a correlação R² ficou muito abaixo de 1, inclusive com valores negativos. Assim, foi feito o melhor ajuste para os dados, não fixando o potencial de geração de biogás obtido nos experimentos. Desta forma, os resultados obtidos de k para esses materiais ficaram mais próximos aos dados do ensaio BMP2.

É possível observar a influência do inóculo na velocidade de geração de biogás e metano nos materiais. O lodo utilizado no BMP1 apresentou potencial de geração de CH₄ cerca de seis vezes maior que no BMP2, e ao mesmo tempo uma discreta constante de degradação maior.

Ao mesmo tempo, o ensaio BMP2 foi realizado em um período mais longo, o que talvez tenha permitido definir melhor o potencial de geração de biogás e também a constante cinética de degradação do que o ensaio BMP1.

O resíduo que apresentou a maior velocidade de degradação foi o resíduo de comida (no ensaio BMP2), papel e cartão (ensaio BMP1) e sanitários (ensaio BMP1), indicando que esses resíduos podem ser rapidamente degradáveis. Esses materiais foram os mesmos que apresentaram o maior potencial de geração de CH₄. Os resíduos de jardim e resíduos têxteis apresentaram comportamento semelhantes ($t_{1/2}$ entre 10 a 12 dias) e um potencial de geração de metano próxima a 100NmL/gS, o que indica que esses materiais podem ser classificados sob a mesma velocidade de degradação, podendo ser moderadamente degradáveis. O lodo utilizado como inóculo também apresentou características semelhantes a esses materiais, podendo ser classificado também como moderadamente degradáveis.

Já os resíduos de madeira, apresentaram a menor velocidade de degradação, exceto para os materiais borracha/couro e plásticos, indicando que este pode ser classificado como lentamente degradável. Com relação aos resíduos de borracha/couro e plásticos, estes apresentaram o menor potencial de geração de CH₄ e o maior tempo de degradação, indicando que esses materiais podem ser ainda mais lentamente degradáveis ou até mesmo não degradáveis. Como citado anteriormente, é provável que o metano gerado seja advindo de partículas aderidas a este material que possuam maior biodegradabilidade e potencial de geração de biogás.

A Tabela 5.9 sumariza a classificação dos componentes dos resíduos indicada por vários autores em termos de rapidamente (RD), moderadamente (MD) e lentamente degradáveis (LD).

RUSSO (2005) afirma que os resíduos rapidamente degradáveis são classificados por aqueles que tem um tempo de vida útil de 3 meses a 5 anos, moderadamente degradáveis são classificados por aqueles com 5 a 10 anos enquanto que os lentamente degradáveis são os que tem 10 a 50 anos de vida útil. Comparando os tempos de meia vida obtidos neste experimento e o tempo de vida útil total sugerido pelo autor supracitado, confirma-se que o ensaio BMP realmente acelera a biodegradação dos resíduos, reduzindo as escalas de meses/anos de degradação, para até no máximo 200 dias.

Tabela 5.9. Classificação dos componentes dos RSU novos conforme biodegradabilidade (adaptado de Maciel, 2009)

Materiais	Conforme umidade	Conforme k	Maciel (2009)	Russo (2005)	Tchobanoglous <i>et al.</i> (1993)	Findikakis (1988)	EMCON (1982)
Comida	RD	RD	RD	RD	RD	RD	RD
Jardim	RD	MD	MD+LD	RD	RD+LD	MD	RD
Sanitários	MD	RD					
Madeira/coco	MD	LD	LD	LD	LD	LD	MD
Papel/papelão	MD	RD	RD+MD+LD	MD	RD	MD	MD
Borracha/couro	LD	LD/ND	LD	LD	LD	LD	
Têxteis	LD	MD	LD	LD	LD	LD	MD
Plásticos	LD	LD/ND	LD	ND			
Lodo	-	MD					

RD – rapidamente degradáveis; MD - moderadamente degradáveis; LD – lentamente degradáveis

5.3.2. Ensaio BMP – classificação dos resíduos por tempo de decomposição

Os resíduos de 5 anos, 3,5 anos e novos foram analisados segundo a metodologia dos ensaios BMP1 e BMP2. Assim, com a adição de 90% de lodo à solução resíduo+lodo, a composição inicial do substrato pode ser observada na Figura 5.13. Observa-se a diminuição do teor de oxigênio, hidrogênio e carbono concomitante com o aumento do teor de cinzas nos resíduos ao longo do tempo.

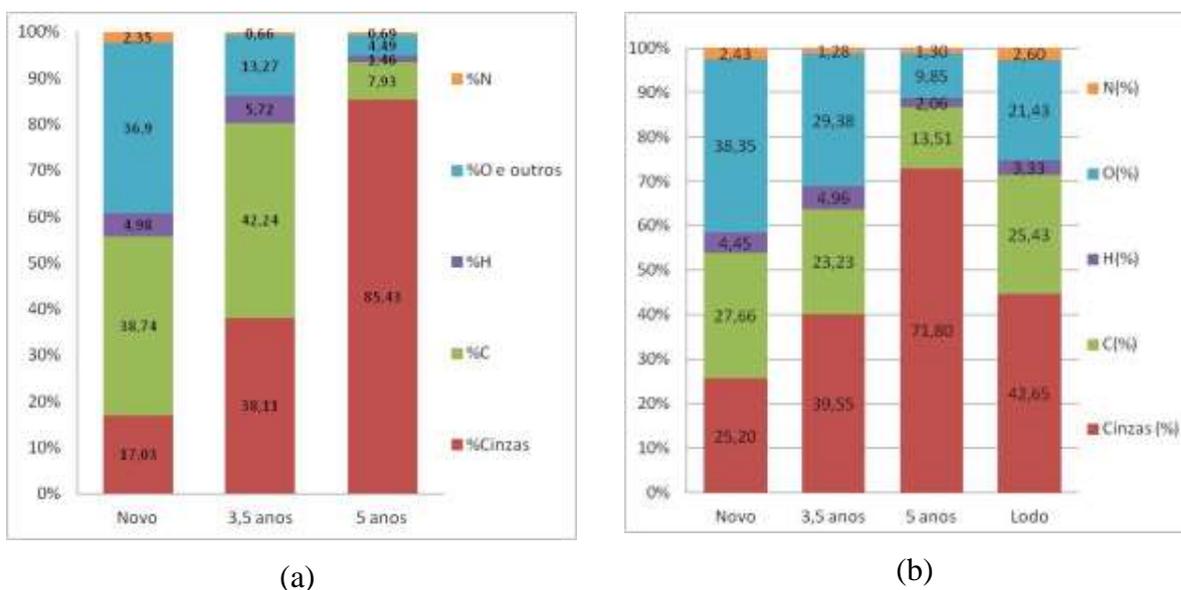


Figura 5.13. Composição elementar (a) dos resíduos de diferentes idades e (b) do substrato resíduo+inóculo submetido ao ensaio BMP

A Tabela 5.10 apresenta a composição bioquímica da mistura resíduo+lodo e a Tabela 5.11 apresenta as correlações de biodegradabilidade em termos de celulose (C), hemicelulose (H), lignina (L) e sólidos voláteis (SV).

Tabela 5.10. Composição bioquímica do substrato resíduo+lodo

Idade dos resíduos	Lipídeos	Carboidratos	Proteínas	Lignina
	(%)	(%)	(%)	(%)
Novo	3,88	27,60	8,95	14,17
3,5 anos	3,45	26,82	8,70	14,15
5 anos	3,56	27,26	8,36	14,86
Lodo	3,80	22,60	9,20	14,70

Tabela 5.11. Relações de biodegradabilidade do substrato resíduo+lodo

Idade dos resíduos	C+H	C+H/L	(SV-L)/L
	(%)*	/L	/L
Novo	24,84	1,75	4,28
3,5 anos	24,14	1,71	3,27
5 anos	24,53	1,65	0,90
Lodo	20,34	1,38	2,90

* considerando que 90* dos carboidratos são compostos por celulose e hemicelulose (conforme sugerido por Ehrig, 1991)

Analisando a mistura resíduo+lodo, observa-se que a composição bioquímica sofre influência da própria composição bioquímica do lodo (cerca de 90%), porém os substratos apresentaram características passíveis de degradação, conforme composição bioquímica e relações de biodegradabilidade propostas por Wang *et al.* (1994) e Francou (2003).

Como resultado da biodegradação dos materiais, a Figura 5.14 apresenta o volume acumulado de biogás gerado ao longo do ensaio. O comportamento do potencial de geração de biogás, subtraindo da fração de biogás gerada pelo lodo, a partir da decomposição dos resíduos ao longo do ensaio está ilustrado na Figura 5.15.

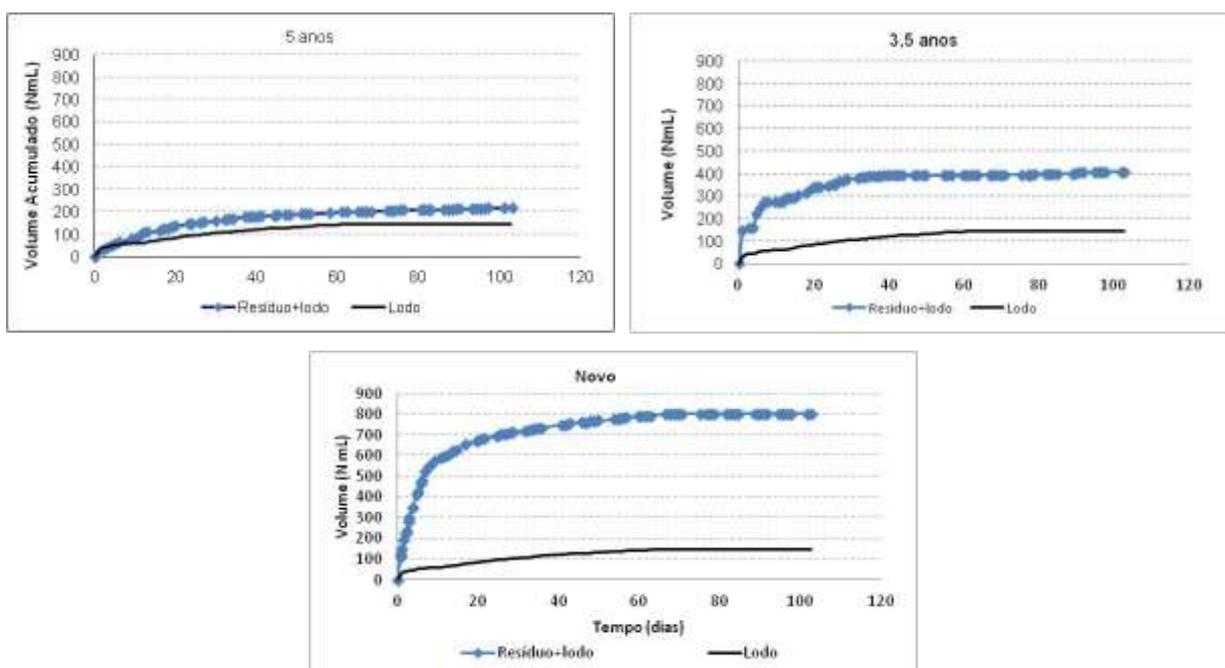


Figura 5.14. Geração acumulada de biogás a partir da degradação de resíduos novos, de 3,5 anos e de 5 anos de decomposição

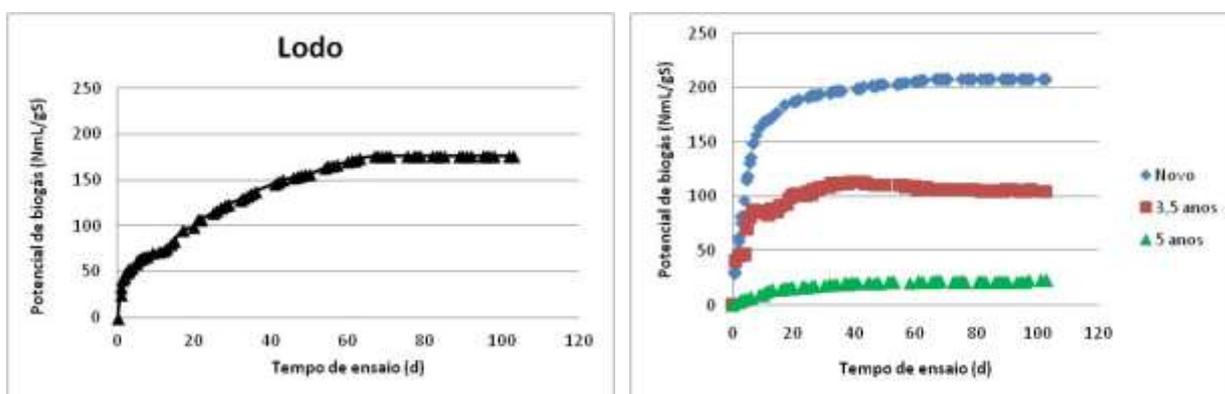


Figura 5.15. Potencial de geração de biogás do inóculo e dos resíduos no ensaio BMP

Observa-se que o potencial de geração de biogás reduziu conforme a idade dos resíduos, sendo os resíduos novos com um potencial de geração de biogás cerca de 2 vezes maior que a do resíduo de 3,5 anos e cerca de 8 vezes maior que a do resíduo de 5 anos. Maciel (2009) correlacionou os resultados de potencial de geração de biogás obtidos no ensaio BMP com resíduos novos, de 1 ano e de 7 anos, e conseguiu aproximar a curva da Figura 5.16a, obtendo um bom coeficiente de relação ($R^2 > 0,82$). A Figura 5.16b apresenta a correlação obtida neste estudo utilizando uma equação logarítmica, que considera a redução rápida do potencial de geração de biogás no início da degradação e este se mantém em teores muito baixos frente a

um grande tempo de decomposição, obtendo um coeficiente de relação de 0,87, o que é estatisticamente aceitável.

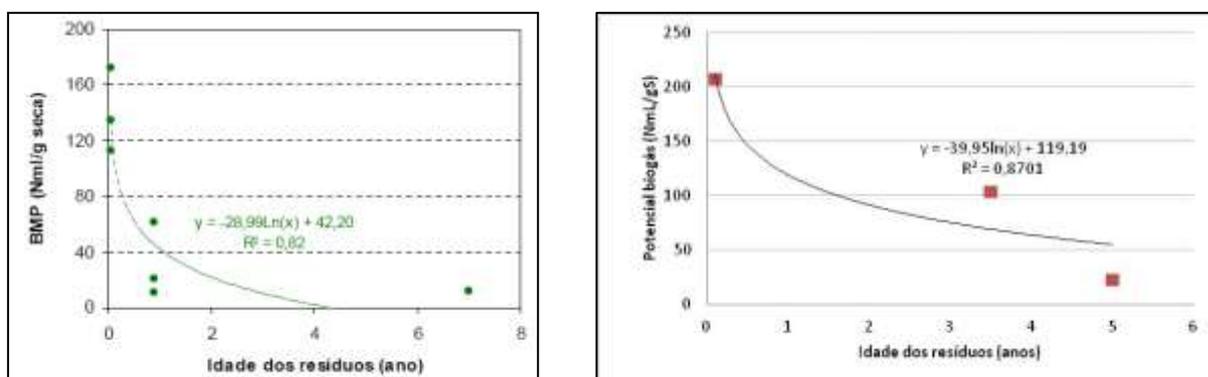


Figura 5.16. Correlação do potencial de geração de biogás com a idade dos resíduos (a) conforme Maciel (2009) e (b) obtidos neste estudo

Em termos de taxa de geração de biogás, a Figura 5.17 apresenta os resultados obtidos utilizando os resíduos de diferentes idades e o tempo após início do experimento ao qual a taxa máxima foi identificada.

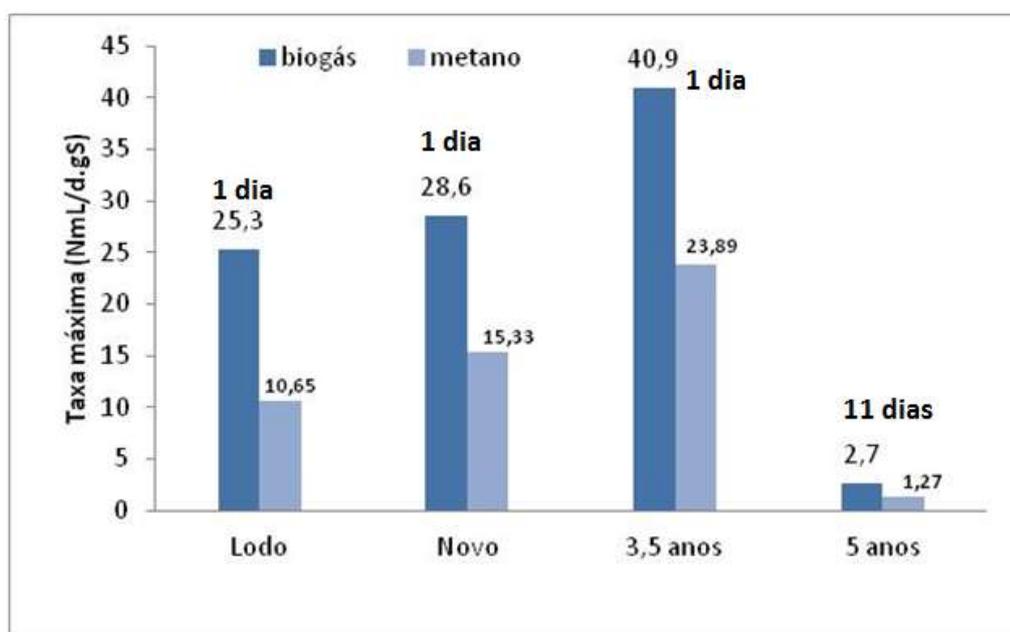


Figura 5.17. Taxa de geração de biogás obtida nos ensaios BMP para os resíduos de diferentes idades e inóculo

Considerando o potencial de geração de biogás dos resíduos retirando a fração de biogás advindo do lodo, foi calculado o potencial máximo de geração de CH_4 dos resíduos de diferentes idades, com base nos valores máximos de CH_4 obtidos nas amostras gasosas, como apresentado na Tabela 5.12 e Figura 5.18. Observa-se que o resíduo novo, apesar de ter apresentado uma taxa de geração menor que a do resíduo de 3,5, apresentou o maior potencial de geração de metano com 111,48 NmL/gS de resíduo novo. Tudo indica que no resíduo de 3,5 anos, tenha existido uma pequena fração de um material rapidamente degradável. Esta pequena fração pode ter elevado a taxa de geração de biogás, porém, como provavelmente a sua composição era pequena, esta degradou-se rapidamente porém não foi predominante no ensaio, e por isso não apresentou um potencial tão elevado como do resíduo novo.

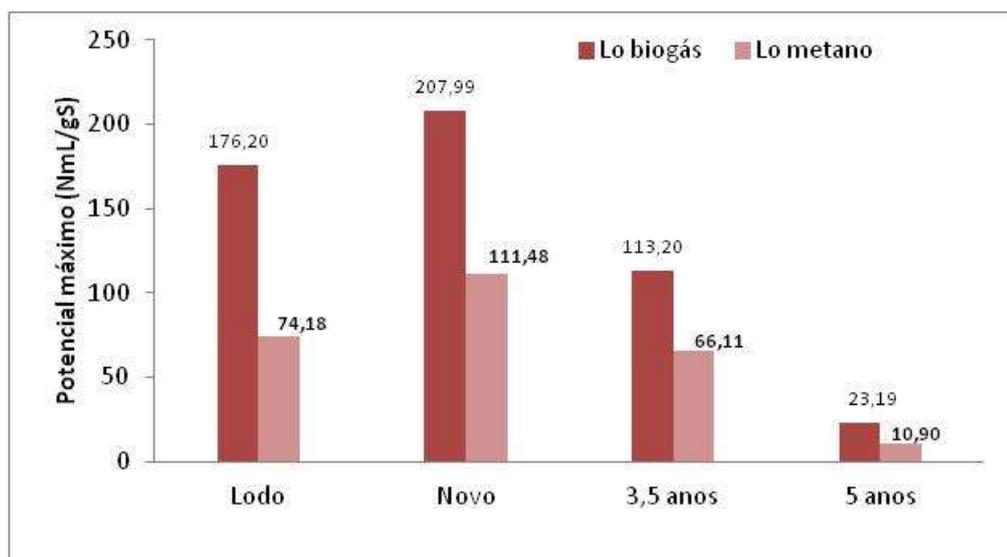


Figura 5.18. Potencial máximo de geração de biogás e metano obtida nos ensaios BMP para os resíduos de diferentes idades e inóculo

Tabela 5.12. Potencial máximo de geração de CH_4 nos resíduos de diferentes idades

Classes de Materiais	CH ₄ máximo
	% vol
Novo	53,6%
3,5 anos	58,4%
5 anos	47,0%
Lodo	42,1

5.3.2.1. Caracterização final dos resíduos

Os resíduos antes e após ensaio BMP foram submetidos a pesagem e caracterização em termos de sólidos voláteis e carbono. Os resultados podem ser observados na Figura 5.19. Tanto para os resultados de sólidos voláteis e carbono, os resíduos se comportaram de forma semelhante, sendo que os resíduos novos apresentaram o maior percentual de conversão de massa (cerca de 30%). Já os resíduos de 5 anos apresentaram a menor conversão de massa, cerca de 15%.

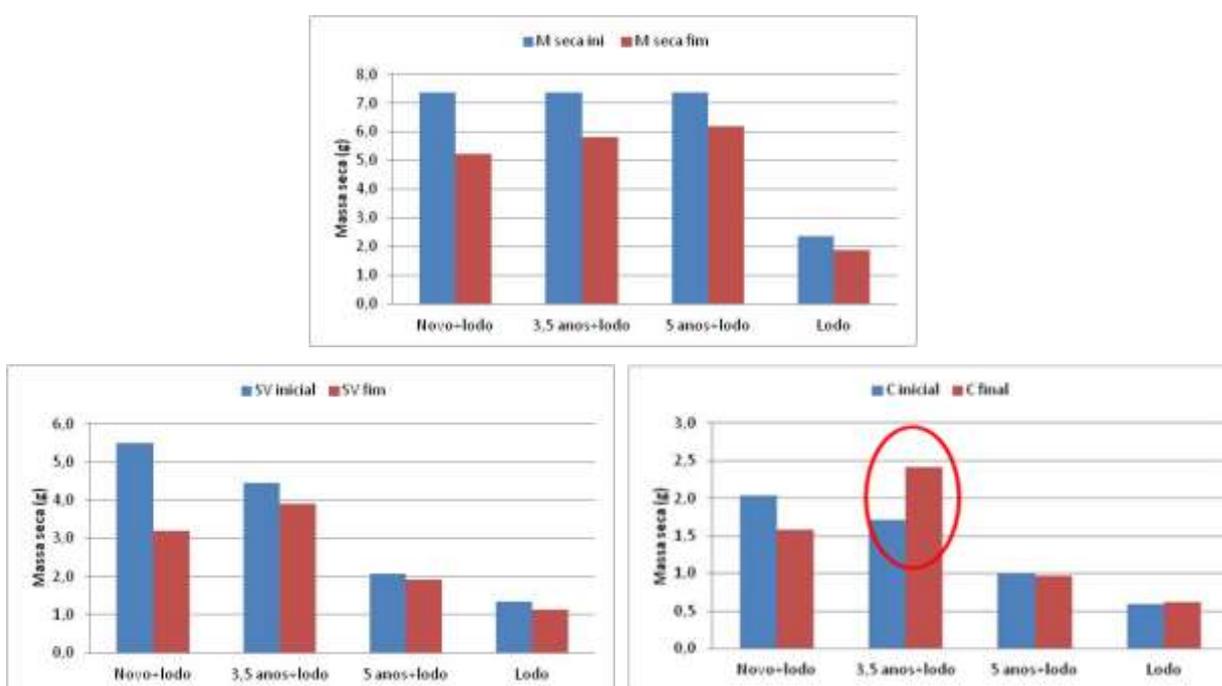


Figura 5.19. Massa seca, massa seca volátil e massa de carbono obtidas no início e no final dos ensaios BMP com resíduos de diferentes idades

Fica evidenciada a redução de massa seca e massa de sólidos voláteis em todas as amostras. A amostra que apresentou a menor conversão de massa foi a do lodo e a dos resíduos de 5 anos, o que pode ser justificado pela pequena fração de matéria a ser decomposta nesse resíduo, quando comparada aos resíduos novos e de 3,5 anos.

Observa-se que no resíduo de 3,5anos+lodo, foi identificada uma elevação no teor de massa de carbono, que pode ter sido ocasionado por algum tipo de erro de medição no teor de carbono, provavelmente advindo da heterogeneidade da amostra.

5.3.2.2. Modelo de Tchobanoglous – fator de conversão

A Tabela 5.13 apresenta os resultados obtidos utilizando a relação do volume de biogás advindo dos experimentos com o volume de biogás provenientes do uso da equação de degradação anaeróbia proposta por Tchobanoglous *et al.* (1993). Observa-se que o resíduo novo apresentou a maior conversão e o inverso foi observado para o resíduo de 5 anos, indicando que os resíduos novos apresentavam uma maior quantidade de materiais a serem convertidos enquanto que os resíduos com 3,5 e 5 anos de decomposição já apresentavam uma quantidade menor desses materiais, provavelmente caracterizados como moderadamente a lentamente degradáveis, apesar de poder ainda existir uma pequena fração de rapidamente degradáveis que não estiveram acessíveis anteriormente.

Tabela 5.13. Fator de conversão dos resíduos conforme tempo de decomposição

Classes de materiais	f_{bio} (%)
Lodo	13,5
Novo	31,4
3,5 anos	25,5
5 anos	17,1

5.3.2.3. Modelo do IPCC (2006) – constante cinética

A Tabela 5.14 apresenta os resultados obtidos na aproximação dos resultados do potencial de geração de metano dos resíduos de diferentes idades, obtendo como resposta a constante de decaimento da geração de metano. Observa-se que o resíduo novo apresenta a maior velocidade de degradação, seguida do resíduo de 3,5 anos e resíduo de 5 anos, o que é coerente com o estágio de degradação que apresentavam as amostras, com o potencial de geração de CH₄ e também com a composição dos resíduos.

Tabela 5.14. Relação dos resultados de potencial de geração de metano, velocidade de degradação e geração de CH₄, tempo de meia vida e coeficiente de correlação dos resultados experimentais à curva

Materiais	L_0 - Potencial de geração de CH ₄ (NmL/gS)	k (d ⁻¹)	$t_{1/2}$ (d)	R^2
Lodo	74,18	0,049	14,15	0,939
Novo	111,48	0,161	4,31	0,985
3,5 anos	66,11	0,143	4,85	0,830
5 anos	10,9	0,050	13,86	0,957

Esses resultados são melhor analisados, considerando uma situação de um biodigestor, que possua a alimentação desses três tipos de resíduos em condições similares às encontradas no ensaio BMP (temperatura controlada, elevado teor de umidade, granulometria reduzida e elevado teor de microrganismos). Analisando tal situação, considerando os respectivos potencial de geração de metano, velocidade de degradação, fator de conversão e a massa de 1 kg para cada tipo de resíduo, tem-se uma geração de cerca de 1800 L de metano em um período de 50 dias, com uma taxa máxima de 188L/d, conforme ilustrado na Figura 5.20.

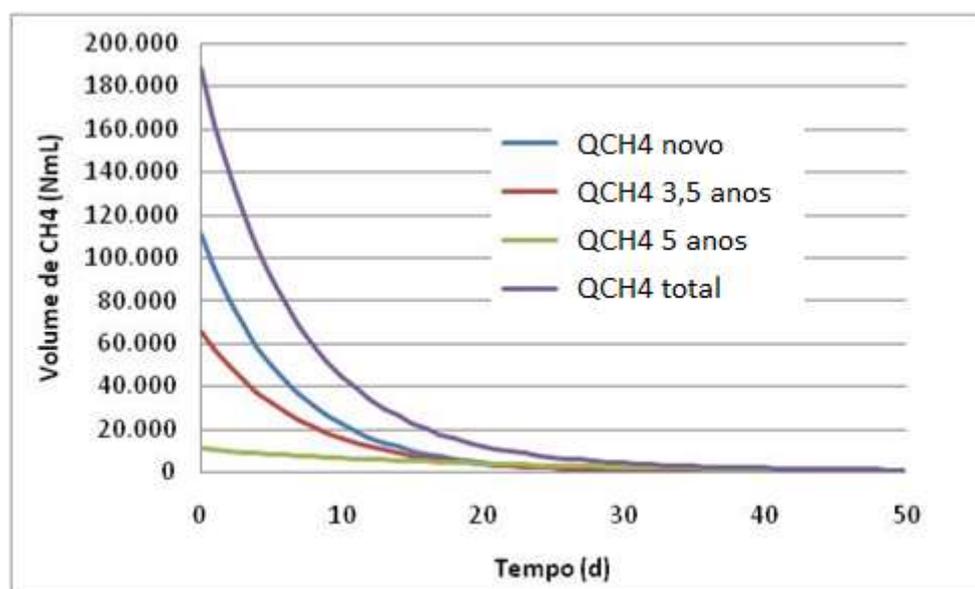


Figura 5.20. Geração de biogás conforme dados obtidos nos ensaios BMP considerando os resíduos de diferentes idades sendo manejados em um digestor anaeróbio, com as condições do ensaio BMP

Para este caso, se em um biodigestor deseja-se uma eficiência de 50% na conversão dos resíduos e geração de biogás, pode-se considerar um tempo de detenção hidráulico de menos de 20 dias para todos os resíduos analisados. Entretanto, é importante enfatizar que esta representação está sendo considerada para os digestores anaeróbios sob as condições impostas pelo ensaio BMP, sendo assim de extrema importância observar o comportamento diferenciado da constante de degradação e potencial de geração de metano sob condições distintas como temperatura, umidade, granulometria dos resíduos, tipo de resíduos e outras variáveis importantes e relevantes ao analisar o processo de digestão anaeróbia utilizando-se de experimentos que o represente.

CAPÍTULO 6 – REATORES PILOTO COM CONDIÇÕES CONTROLADAS

6.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

O estudo experimental envolvendo reatores permite avaliar a degradação controlada dos resíduos com maior granulometria não só a partir da geração de biogás, mas também da geração de lixiviado (quantidade e composição) e deslocamento vertical (recalque) da massa de resíduos, diferentemente dos ensaios BMP.

No ensaio BMP tem-se um período de realização do ensaio de 90 a 120 dias até a estabilização dos resíduos (não geração de biogás), avaliando apenas a geração de biogás advinda de uma pequena porção de resíduos, descaracterizados do resíduo original coletado em termos de granulometria, com grande disponibilidade de microrganismos, desconsiderando ainda a geração de líquidos e o arraste de materiais degradáveis no lixiviado.

Assim, os estudos com reatores piloto têm sido relevantes por permitir uma maior representatividade de amostras coletadas no aterro, sem redução da granulometria, além de permitir o estudo da interação de resíduos sob condições e estágios de degradação diferenciados.

Foram confeccionados, no Laboratório de Geotecnia Ambiental da UFPE, dois reatores piloto (Figura 6.1) de 150L, com sistema automatizado de controle e medição de temperatura e pressão, que possibilitam a medição simultânea do volume de biogás gerado ao longo do tempo. Os resíduos que preencheram os reatores foram caracterizados conforme parâmetros físicos e químicos. Ambos reatores foram monitorados em termos de teor de umidade, geração e composição de lixiviado e biogás, conforme descrito a seguir.

A construção e monitoramento de ambos os reatores foi financiada pelo CNPq a partir da aprovação do projeto intitulado “Monitoramento do processo de biodegradação de RSU em escala piloto e construção de um modelo de previsão da geração de gás e lixiviado com validação de modelos numéricos” submetido aos editais N°27/2008 e N°06/2008.



Figura 6.1. Reatores piloto 1 e 2 construídos no Laboratório de Geotecnia Ambiental da UFPE

O dimensionamento e estrutura geral dos reatores piloto foi baseada nos experimentos e estudos realizados por Iglesias *et al.* (1999), na flexibilidade da estrutura para utilização em pesquisas futuras e nos recursos financeiros disponibilizados para construção, instrumentação, montagem e monitoramento.

Também foram realizados testes experimentais utilizando reatores de bancada confeccionados em PVC (Figura 6.2) com cerca de 30L, estudado também por Motta (2011) e acrílico (Figura 6.3) com cerca de 15L, estudado também por Silva (2013). Porém, ambos os reatores apresentaram falhas na estanqueidade do gás e na instrumentação de monitoramento dos gases e líquidos e por isso foram descartados deste estudo. Alguns resultados destes experimentos podem ser observados em Motta (2011) e Silva (2013).

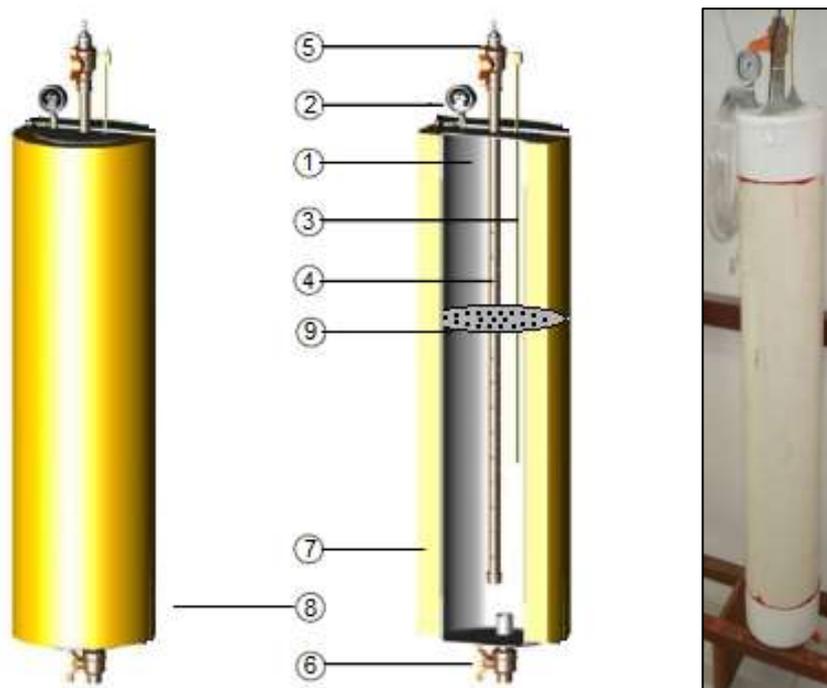


Figura 6.2. Esquema do reator do Tipo 1 indicando o (1) tubo de PVC; (2) manômetro; (3) termopar central; (4) dreno de líquido e gases; (5) registro com adaptador para mangueira; (6) registro inferior; (7) isotubos isolantes em lã de rocha e (8) sistema de amarração (adaptado de Motta, 2011)

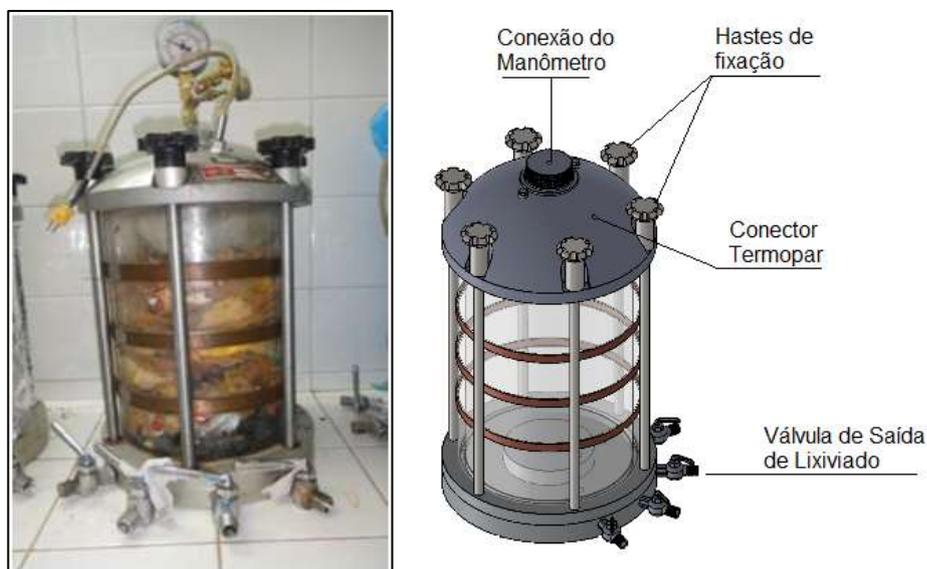


Figura 6.3. Reator Tipo 2

6.2. METODOLOGIA

6.2.1. Descrição

Ambos os reatores piloto foram construídos em aço inox, com espessura da chapa de 2mm, para evitar possíveis vazamentos de líquidos/gás e interações de caráter corrosivo e fotoquímico que pudessem alterar o processo de decomposição dos resíduos. Os reatores são constituídos por 2 (dois) cilindros com diâmetro de 0,4m e altura de 0,6m. Cada cilindro compõe o corpo do reator, e foram adicionados conforme preenchimento com resíduos, com o uso de flanges e sistemas de vedação utilizando polímeros, silicone e borrachas contra o escape de líquidos e gases. A Figura 6.4 apresenta os reatores com o detalhamento de sua instrumentação.

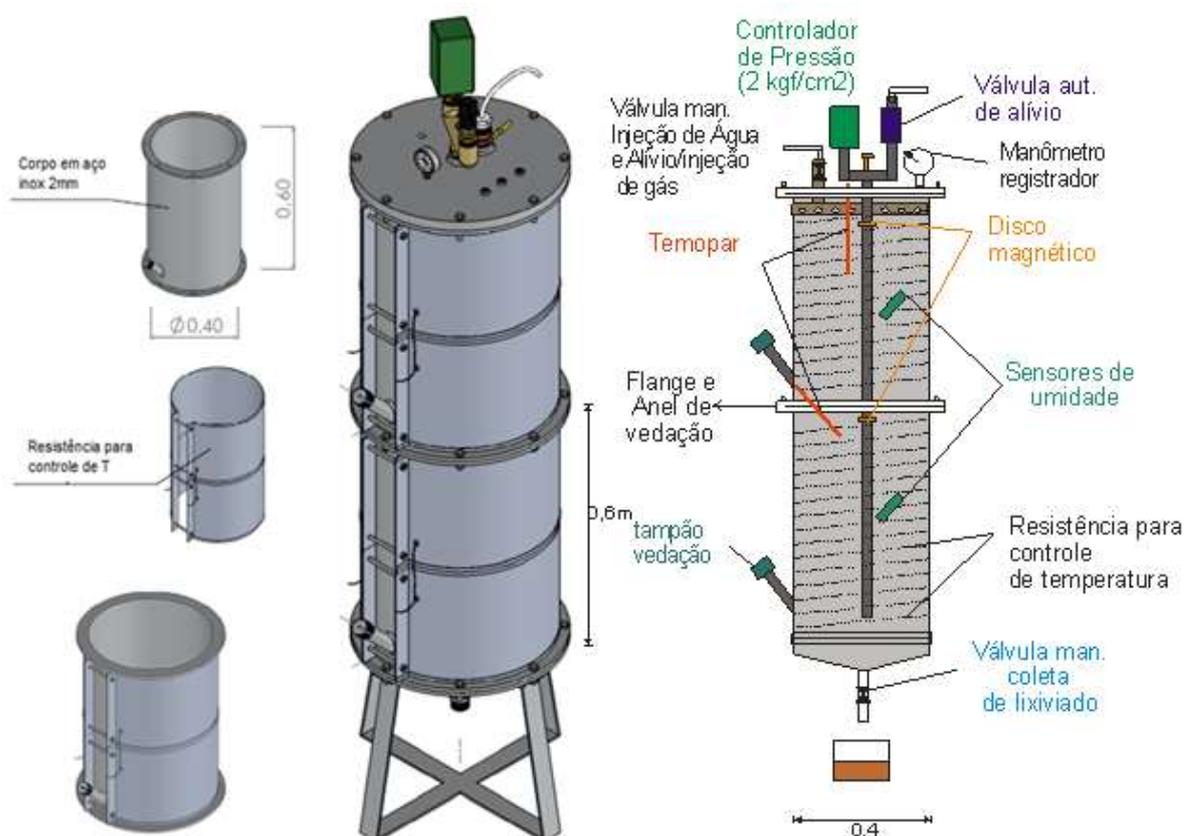


Figura 6.4. Reatores piloto em funcionamento e detalhamento de sua instrumentação

Na parte superior de ambos os reatores, existe (1) uma válvula para alívio manual de gás e inserção/distribuição de água no interior do reator; (2) tubo em U para medição do deslocamento vertical, recalque (superficial e interno) e volume de *headspace*; (3) sistema de

controle de pressão (pressostato e solenoide) acoplado ao tubo em U; (4) sistema de medição de pressão e (5) entradas para os sensores de umidade.

Inserido na massa de resíduos tem-se o dreno vertical conformado em tubo de PVC perfurado, sensores de temperatura (*PT-100*), sensores dielétricos de umidade volumétrica e também placas magnéticas entre as camadas de resíduos, como pode ser observado na Figura 6.5.



Figura 6.5. Detalhamento da instrumentação interna existente nos reatores

Na parte inferior do corpo dos reatores, existe um sistema de coleta de lixiviado no formato tronco-cônico, preenchido com pedra britada (diâmetro aproximado de 10cm), acoplado a uma tubulação de 1" e válvula globo que permite o alívio manual para coleta do lixiviado, como pode ser observado na Figura 6.6.



Figura 6.6. Detalhe da instrumentação para coleta de lixiviado na parte inferior do reator piloto

6.2.1.1. Sistema de controle e medição da temperatura

O sistema de controle da temperatura consiste em um sistema clássico realimentado frequentemente utilizado em processos industriais que necessitam controlar a temperatura. As funções de controle utilizadas neste sistema consistem em (1) medição, (2) comparação, (3) computação e (4) correção. Inicialmente foi estabelecido o valor desejado (*setpoint*), que neste estudo foi de 37°C. Esta temperatura também foi utilizada nos ensaios BMP.

A medição da temperatura foi realizada com a utilização de um sensor de temperatura ou termômetro de resistência do tipo *PT-100* com haste de inox de 5 cm com isolamento mineral na parte externa conectado a um conversor de sinal 4 a 20mA. Este sensor, apesar de um pouco mais caro que um termopar tradicional, apresenta maior resistência a corrosão e maior precisão.

A temperatura medida é comparada com a definida no *setpoint* no controlador universal do tipo *CPM45* e, dependendo da temperatura medida, este controlador aciona o sistema de correção e as resistências que envolvem o corpo do reator em cada altura. Este controlador tem uma faixa de trabalho de $\pm 3^\circ\text{C}$ da temperatura definida no *setpoint*.

O sistema de medição das temperaturas internas é independente do sistema de controle da temperatura do reator devido à variabilidade de distribuição de calor que normalmente acontece em sistemas contendo materiais muito heterogêneos. Assim, o controle de temperatura é feito na superfície externa do reator enquanto que a medição da temperatura foi feito em sensores de temperatura existentes no interior da massa de resíduos.

As temperaturas internas foram medidas com o uso de sensores de temperatura *PT-100* com haste de inox de 20 cm com isolamento mineral e bulbos de proteção em aço inox, cada qual conectado a um conversor 4-20mA seguidos de *dataloggers* eletrônicos LogBox-DA para registro dos dados (Figura 6.7). Esses registradores contém um canal de entrada analógico - para leitura da temperatura e outro canal de entrada digital de contato seco ou pulso - para registro do acionamento do solenoide existente no sistema de controle de pressão. A aquisição dos dados nesses *dataloggers* foram realizadas com utilização de um receptor e conversor de sinais infravermelhos emitidos pelos *dataloggers* (Figura 6.7d) e software *LogChart II*.

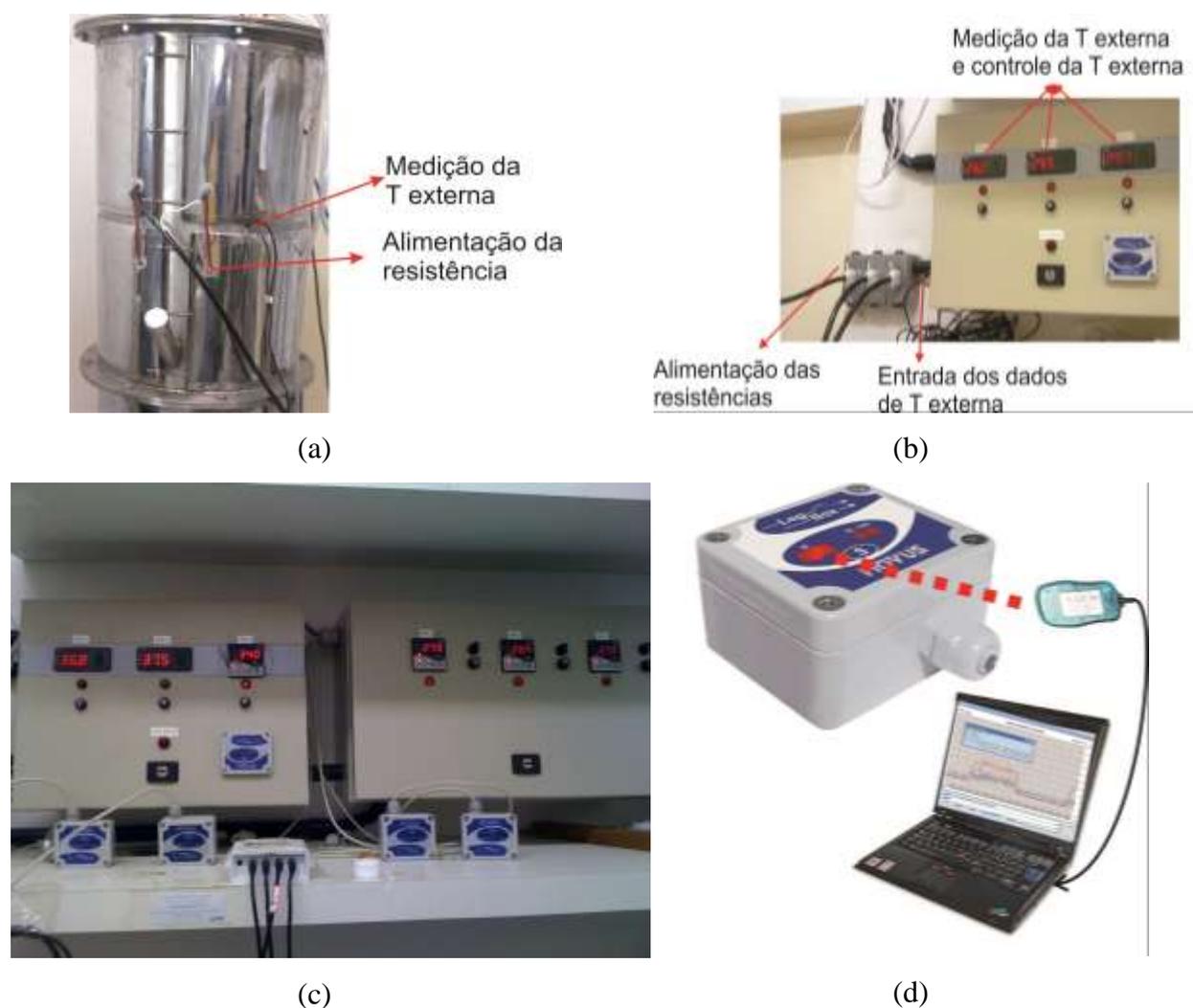


Figura 6.7. Sistema de medição e controle de temperatura externa (a, b) e caixa de controle de *dataloggers* para registro de temperatura e pressão interna do reator (c, d)

6.2.1.2. Sistema de controle e medição da pressão interna

O sistema de controle de pressão no reator é um sistema de controle descontínuo, que consistiu na utilização de pressostato, solenoide e um registrador de pulso seco acoplado ao solenoide. O pressostato tem escala ajustável de operação de 0,14 a 2,10 bar e a válvula solenoide tem duas vias para operação, normalmente fechada, porém é aberta quando acionada pelo pressostato quando se atinge uma pressão de 2,10 bar, emitindo assim um pulso e este é registrado pelos *dataloggers*.

Ao longo da realização automática de alívios de pressão (acionamento do solenoide pelo pressostato), percebeu-se uma perda de calibração periódica do pressostato com relação a

pressão de fechamento da válvula (programada inicialmente para funcionar com abertura na pressão manométrica de $0,25 \text{ kgf/cm}^2$ e fechamento em $0,15 \text{ kgf/cm}^2$). Sendo assim, o manômetro analógico utilizado inicialmente foi substituído pelo manômetro digital registrador da marca *Zurich* modelo Z.10 (Figura 6.8), que registra a pressão interna dos reatores em intervalos de 10 minutos, aumentando a confiabilidade da variação de pressão realizada nos alívios automáticos, visto que estes estão entre os dados que mais influenciam o cálculo posterior de medição do volume de biogás.



Figura 6.8. Manômetro digital registrador e sistema de aquisição de dados

6.2.1.3. Sistema de medição da umidade interna

Em cada altura do reator havia a medição de umidade volumétrica utilizando analisadores dielétrico de água do tipo *EC5* de 5cm. Os sensores foram instalados na metade da altura de cada cilindro contendo os resíduos. Estes sensores são conectados a uma estação de coleta de dados dielétricos com cinco canais *Decagon Em5b*, projetada para monitorar, por quase três meses, o teor de umidade volumétrica dos resíduos com intervalo de tempo de 10 minutos. Os dados são obtidos pela conexão desta estação a um cabo serial modelo *SCA* e um computador com o software *ECH2O Utility* instalado.

Para a utilização destes sensores de umidade em resíduos, houve a necessidade de realizar a calibração destes. Essa calibração consistiu em colocar em um recipiente o material úmido, sob densidade semelhante a dos resíduos que preencheram inicialmente o reator piloto. Em seguida, submeteu-se a secagem até peso constante e posteriormente, fez-se a adição gradativa de um volume de água especificado fazendo a leitura da umidade volumétrica

fornecida pelo sensor de umidade concomitantemente . Este procedimento é o recomendado pelo fabricante para uso dos sensores. Assim, foi construída uma curva de calibração, comparando a umidade medida pelo sensor com a umidade volumétrica estabelecida, desconsiderando o efeito de histerese. A Figura 6.9 apresenta as etapas realizadas para a calibração do sensor de umidade com o resíduo bruto.

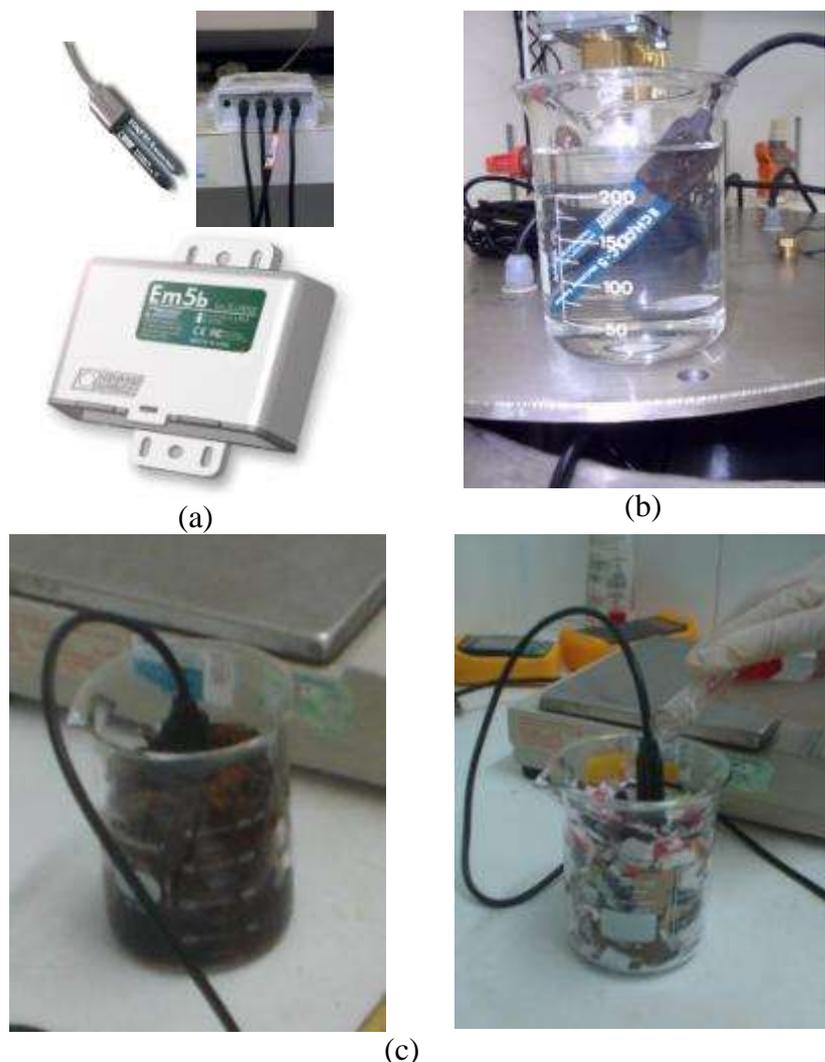


Figura 6.9. Sistema utilizado para medição da umidade volumétrica com (a) sensor de umidade do tipo EC-5 com datalogger do tipo Em5b da Decagon; (b) teste do sensor de umidade antes de instalação nos reatores; (c) calibração dos sensores de umidade, conforme recomendado pela Decagon

6.2.2. Preenchimento dos reatores

O estudo com reatores piloto de maior escala tem a finalidade de avaliar a degradação dos resíduos, geração de biogás e lixiviado sob condições controladas de temperatura e medição

simultânea de pressão, temperatura, deslocamento vertical e umidade. Além disso, os estudos com reatores em maiores escalas são interessantes pois permitem uma maior representatividade das amostras coletadas no aterro, trabalhar com amostras de dimensões pouco alteradas e também analisar a interação de resíduos sob condições e estágio de degradação diferenciados.

O preenchimento dos reatores foi realizado no dia 19 de julho de 2011, com resíduos coletados no mesmo dia no Aterro Experimental da Muribeca e no Aterro CTR-Igarassu. Neste ensaio, primeiramente foi colocado o resíduo mais envelhecido (3,5 anos) e posteriormente o resíduo novo, conforme dados de massa úmida e densidade apresentados na Tabela 6.1 e Tabela 6.2. O reator 1 (R1) foi preenchido com os resíduos brutos e o reator 2 (R2) foi preenchido com resíduos brutos adicionados com cerca de 10% em massa úmida de lodo anaeróbio.

Tabela 6.1. Parâmetros obtidos no enchimento do reator 1 (R1)

Parâmetro	Reator 1: resíduo		
	3,5 anos	Novo	Total
Massa úmida (kg)	58,50	35,70	94,20
Massa seca (kg)	33,18	10,97	44,15
Densidade (kg/m ³)	775,90	568,20	-

Tabela 6.2. Parâmetros obtidos no enchimento do reator 2 (R2)

Parâmetro	Reator 2: resíduo + LA		
	3,5 anos + LA	Novo+LA	Total
Massa úmida (kg)	57,93+5,71=63,64	39,52+3,81=43,33	106,97
Massa seca (kg)	32,86+0,36=33,22	12,15+0,24=12,39	45,61
Densidade (kg/m ³)	768,34	628,99	-

Os resíduos foram dispostos em camada de aproximadamente 15 cm e compactados utilizando um soquete de madeira até atingir o peso específico descrito na Tabela 6.1. Entre as camadas, foi instalada a instrumentação para medição do teor de umidade volumétrico, temperatura e recalque. Por fim, foi realizado o fechamento, vedação dos reatores e acionamento dos instrumentos e controle de temperatura e pressão.

6.2.3. Monitoramento

O monitoramento da geração de biogás foi realizado a cada 10 minutos com a medição automática de pressão e temperatura existente. A composição do biogás foi realizada periodicamente pelo alívio manual do biogás existente na válvula superior do reator, coleta deste em câmaras de ar de borracha e injeção imediata no analisador de biogás *Drager* modelo *X-am 7000* (Figura 6.10) que apresenta faixa de leitura e sensibilidade para cada sensor de acordo com a Tabela 6.3. Esta coleta do biogás foi realizada sempre que a pressão atingia uma média de 1,5 a 2,0 kgf/cm².



Figura 6.10. Medição da composição do gás utilizando o analisador de biogás *Drager modelo X-am 7000*

Tabela 6.3. Faixa de leitura do detector multigás *Drager X-am 7000*

Gás	Faixa de Medição	Erro
CO ₂	0-100%	2%
CH ₄	0-100%	5%
H ₂ S	0-500ppm	5%
O ₂	0 - 25%	1%
CO	0-500ppm	1%

O volume de biogás foi determinado a partir do cálculo do volume diário do biogás gerado nos reatores, considerando-se as leituras da pressão e temperatura, semelhante à metodologia de cálculo utilizada nos ensaios BMP. Porém, nestes experimentos, as condições de temperatura e volume de *headspace* não são constantes, variando a cada dia de monitoramento.

Os deslocamentos verticais e volume de *headspace* foram monitorados mensalmente através da inserção de um detector magnético no tubo em U existente na parte superior dos reatores.

Esse detector magnético emite sinais sonoros aos transpassar as placas magnéticas existentes na parte interna do reator acoplada ao dreno vertical. Entretanto, ao longo do monitoramento dos reatores, houve o desencaixe entre o tubo em U e o dreno vertical e para não comprometer a vedação do equipamento, foram medidos apenas os deslocamentos superficiais através da inserção de uma barra metálica graduada no tubo em U na parte superior dos reatores.

O monitoramento da geração de líquidos foi realizado periodicamente em intervalos mensais com a abertura da válvula inferior existente nos reatores e medição do volume acumulado existente. Dos líquidos gerados, foram analisados os seguintes parâmetros: pH, potencial redox, teor de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, DBO e DQO. Nos primeiros dias não foram realizadas as coletas de lixiviado, pois neste período o processo ainda se encontrava em uma fase muito instável de decomposição, conforme recomendação de Iglesias *et al.* (1999). Após o monitoramento dos líquidos, gases e deslocamentos verticais, foram feitas as injeções periódicas de água, na tentativa de manter a umidade volumétrica entre 40 e 60%, conforme valores recomendados por Barlaz *et al.* (1997) como favoráveis a biodegradação. A Tabela 6.4 sumariza o monitoramento dos reatores e a periodicidade utilizada para medição de cada.

Tabela 6.4. Plano de monitoramento dos parâmetros requisitados nos reatores piloto

	Parâmetro	Periodicidade
Biogás	Pressão interna	Diário
	Pressão atmosférica	
	Temperatura interna	
	V <i>headspace</i>	Mensal
	Composição	Diário
Lixiviado	Volume	Mensal
	pH	
	Eh	
	OD	
	Condutividade	
	ST, SV	
	DBO, DQO	
Massa de resíduos	Composição	Início 10 min*
	Umidade volumétrica	

* A umidade volumétrica foi medida a cada 10 minutos, conforme programação do registrador automático de umidade.

6.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

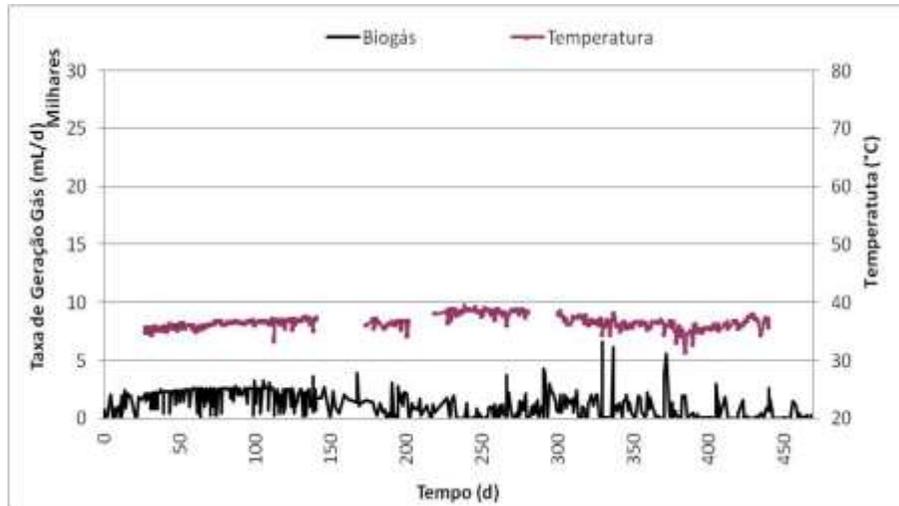
6.3.1. Geração e composição de biogás

Os reatores piloto (R1 e R2) foram monitorados durante cerca de 15 meses (467 dias). Os resultados obtidos no monitoramento do volume de biogás (considerando as medições de pressão interna, pressão atmosférica, temperatura e volume de *headspace*) e composição do biogás gerados diariamente nos reatores R1 e R2 estão apresentados na Figura 6.11 *a* e *b*, sendo o reator 1 contendo as duas camadas de resíduos de diferentes idades (3,5 anos e novo) e o reator 2 contém os mesmos resíduos juntamente com 10% de lodo anaeróbico em massa.

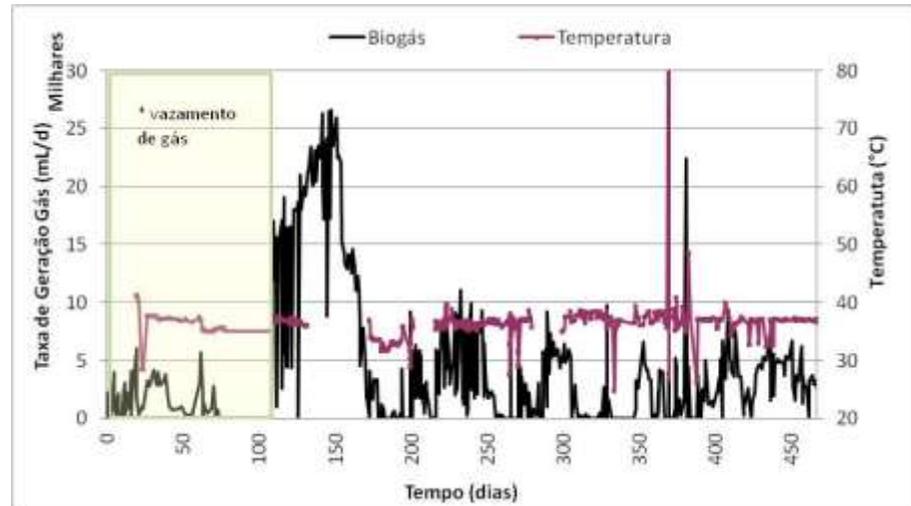
Analisando a composição volumétrica do biogás, é possível observar que no R2, a geração de CH₄ se deu desde o início do experimento, apresentando uma fração volumétrica de 57,0% de CH₄ em apenas 17 dias de início do experimento e uma fração máxima de 70,5% em 135 dias. Já o R1 apresentou um pico de 57,0% de CH₄ no biogás gerado em cerca de 57 dias de realização do ensaio, um período cerca de 3 vezes mais longo.

Com relação a taxa de geração de biogás e metano, observa-se que, mesmo com a identificação de vazamentos até cerca de 4 meses de monitoramento, ainda assim o R2 apresentou taxas de geração superiores às do R1. Para o R2, a maior taxa de geração foi de 26.583,1 mL de biogás/dia e 17.487,1mL de CH₄/dia em cerca de 150 dias de degradação. Em contrapartida, a maior taxa de geração encontrada no R1 foi de 6.577,5 mL de biogás/d e 4.071,9 mL de CH₄/d em cerca de 330 dias de degradação.

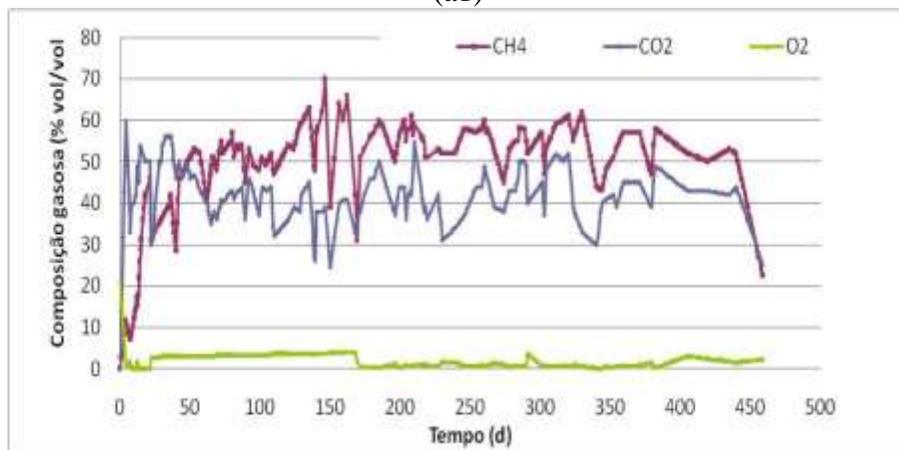
Para melhor visualizar o efeito da adição do lodo às camadas de resíduos, a Figura 6.12 apresenta o volume acumulado de biogás e comportamento dos recalques verticalisem ambos os reatores.



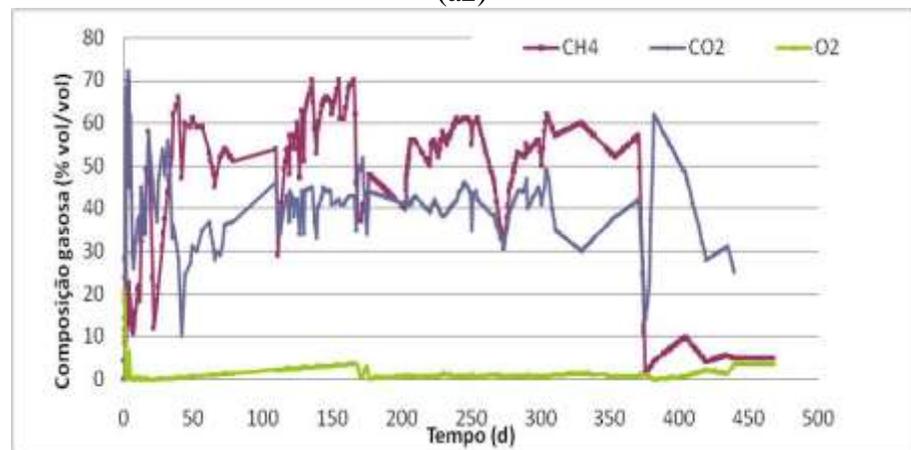
(a1)



(a2)

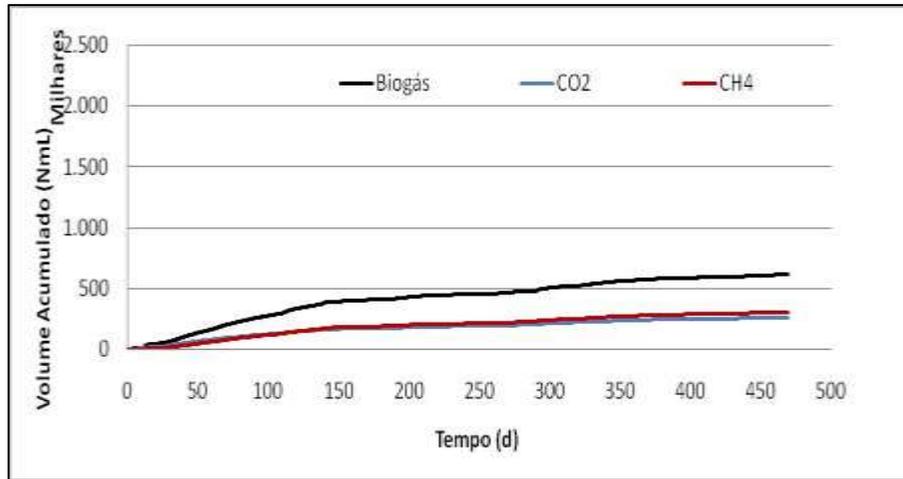


(b1)

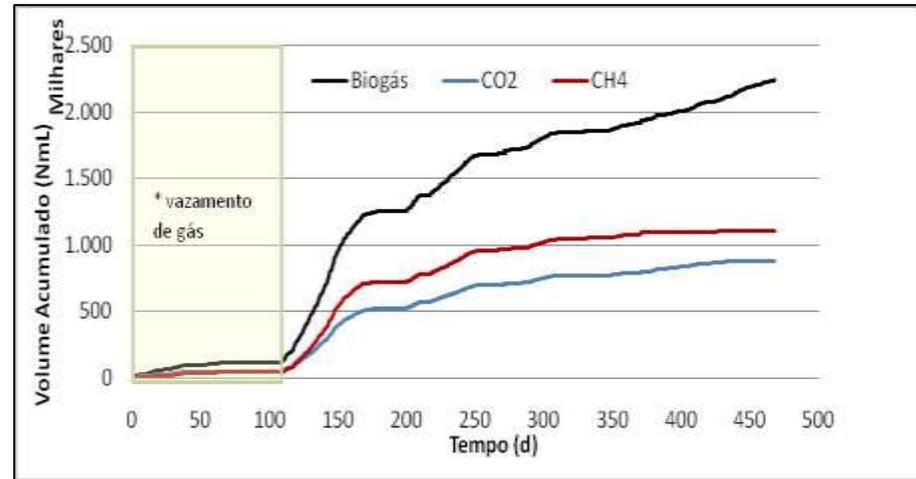


(b2)

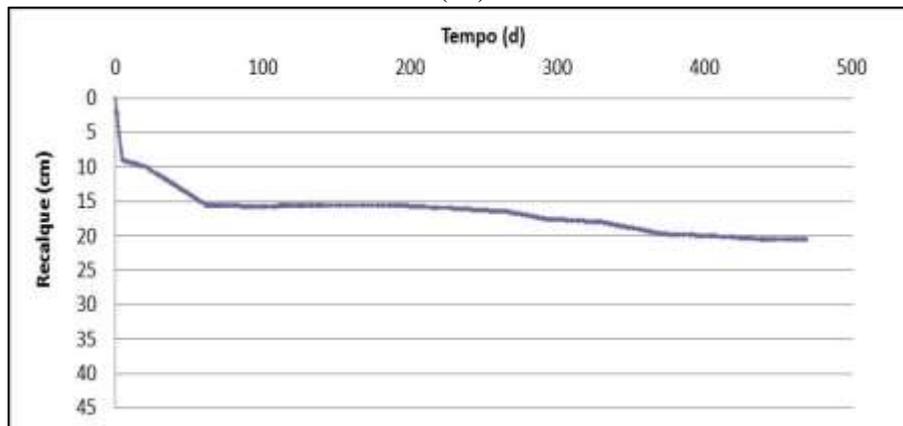
Figura 6.11. (a) Taxa de geração e (b) composição volumétrica do biogás nos reatores piloto R1 e R2



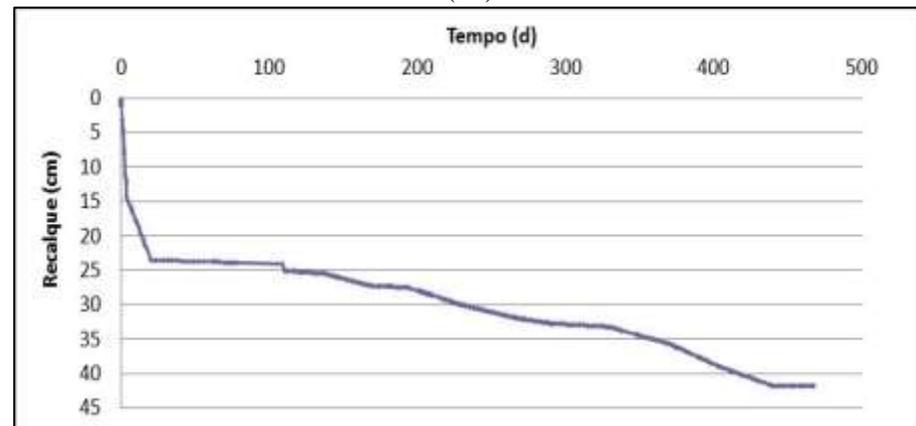
(a1)



(a2)



(b1)



(b2)

Figura 6.12. (a)Volume acumulado de biogás (b) e recalque com o tempo de monitoramento para os reatores piloto R1 e R2

Pela composição química do lodo utilizado no R2, apresentado como Lodo 2 na Tabela 5.1, percebe-se que este pode dar um aporte de nutrientes assim como ocasionar uma elevação na umidade do meio (umidade gravimétrica do lodo foi de 84,15% enquanto que dos resíduos foi de 69,27% para o resíduo novo e 43,27 para o resíduo de 3,5 anos) além de aumentar a população de microrganismos, principalmente anaeróbios, ao meio, permitindo um consumo mais acelerado do substrato existente nos resíduos degradáveis, potencializando assim a geração de biogás e metano no reator R2, que tem a adição do lodo.

O efeito da adição de lodo aos resíduos também é enfatizado analisando o potencial de geração de biogás (L_0) e metano (L_{OCH_4}) nos reatores R1 e R2. No reator 1, o potencial de geração de biogás atingido em cerca de 467 dias de monitoramento foi de 13,85 NmL/gS enquanto que no reator 2 foi encontrado um potencial de geração de biogás de 49,11NmL/gS, isto é, um potencial cerca de 3,5 vezes maior que no R1, onde não houve a adição de lodo. Esta mesma relação foi encontrada analisando o potencial de geração de metano em ambos os reatores, no qual o valor encontrado após os 467 dias de monitoramento para o R1 foi de 6,73NmL de CH_4 /gS e para o R2 foi de 24,27 NmL de CH_4 /gS. Entretanto, como o experimento continua em funcionamento, é provável que este potencial seja ainda maior e isto foi observado nas projeções feitas utilizando o software OriginPro8.0, apresentadas no tópico a seguir.

Com um processo mais acelerado de biodegradação ocorrendo no R2 devido á adição do lodo anaeróbio, é provável que o recalque dos materiais também seja maior no R2. Isto pode ser visualizado na Figura 6.12 b1 e b2, no qual no R1 houve um deslocamento vertical de 20cm, representando uma redução de 18% no volume, enquanto que no R2 houve um deslocamento vertical maior que 40cm, uma redução maior que 36% no volume. Esta pesquisa não tem como foco principal estudar o comportamento da deformação vertical dos resíduos. Entretanto, Alcantara (2007) estudou este comportamento aplicado a lisímetros. Tal abordagem pode ser feita analisando os dados aqui apresentados e considerando as dimensões e características do experimento tais como a pressão (0,1 a 0,2kgf/cm²) no qual estão submetidos os experimentos.

Neste experimento, alguns fatos foram observados que puderam interferir na qualidade dos dados gerados e no processo de biodegradação que vem ocorrendo nos reatores,

principalmente com relação ao monitoramento, testes de estanqueidade e problemas na instrumentação.

Em termos de taxa de geração e volume acumulado de biogás apresentados nas Figura 6.11a2, observa-se um destaque nos dados de geração de biogás até o dia 110 de monitoramento, pois foram identificados pontos de vazamento de gás quando a pressão interna apresentava-se superior a 1kgf/cm^2 . Os principais pontos de vazamento do reator piloto se deram entre as flanges, na válvula solenoide, no tubo em U utilizado para medição do *headspace* e ainda nos pontos de entrada dos sensores de umidade e temperatura. Feitos os ajustes nos pontos de vazamento de gás do reator R2, observou-se que as maiores taxas de geração foram encontradas após a correção do vazamento de gás. Assim, é provável que a geração de biogás neste período no R2 tenha sido ainda mais elevada.

Nestas figuras, também é possível observar alguns pontos de decaimento rápido do teor de CH_4 , sendo alguns observados com uma discreta elevação no teor de O_2 . É importante ressaltar que isto pode ser justificado pelo mecanismo utilizado para realizar os testes de vedação após monitoramento de líquido e medição do volume de *headspace* dos reatores. Em cada um desses monitoramentos, após monitoramento e fechamento do reator, foram realizados testes de estanqueidade fazendo a injeção de ar até um leve aumento de pressão e verificação da estabilidade ou aumento de pressão ao longo de 1 hora. Recomenda-se que este teste de vedação seja feito utilizando nitrogênio gasoso, para assim manter e garantir a anaerobiose do sistema.

No R2, com cerca de 365 dias de monitoramento foi identificado uma elevação descontrolada da temperatura atingindo cerca de 95°C (Figura 6.11a2), devido a problemas no controlador de temperatura da H_2 , altura do resíduo novo. Isto ocasionou uma redução drástica do teor de CH_4 gerado, uma grande elevação do teor de CO_2 ocasionado provavelmente pela morte de grande quantidade dos microrganismos metanogênicos. Entretanto, observa-se que a taxa de geração de biogás manteve-se em valores similares aos anteriores medidos e observa-se uma tendência de aumento do teor de CH_4 advindos da biodegradação dos resíduos.

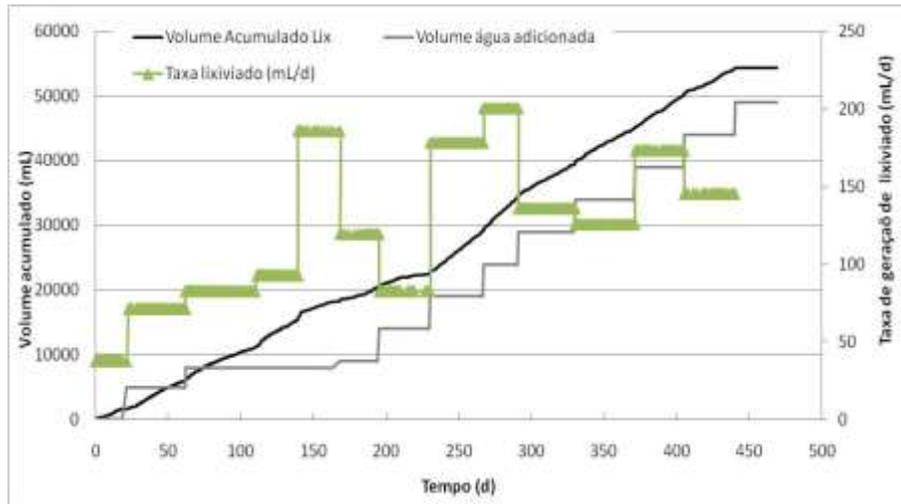
6.3.2. Geração e composição do lixiviado e teor de umidade

Um dos elementos importantes utilizados para melhor analisar a geração de biogás em aterros e em biodigestores consiste em analisar a quantidade e composição do lixiviado gerado e teor de umidade existente no interior da massa de resíduos, visto que a água existente nos resíduos pode influenciar no crescimento de microrganismos, distribuição de nutrientes e diluição de possíveis materiais inibidores existentes nos resíduos. Nos reatores, as únicas formas de entrada de água são pela umidade inicial dos resíduos e inserção de água feita periodicamente. Em contrapartidas, as saídas de água são feitas pela coleta do lixiviado e vapor de água existente no biogás.

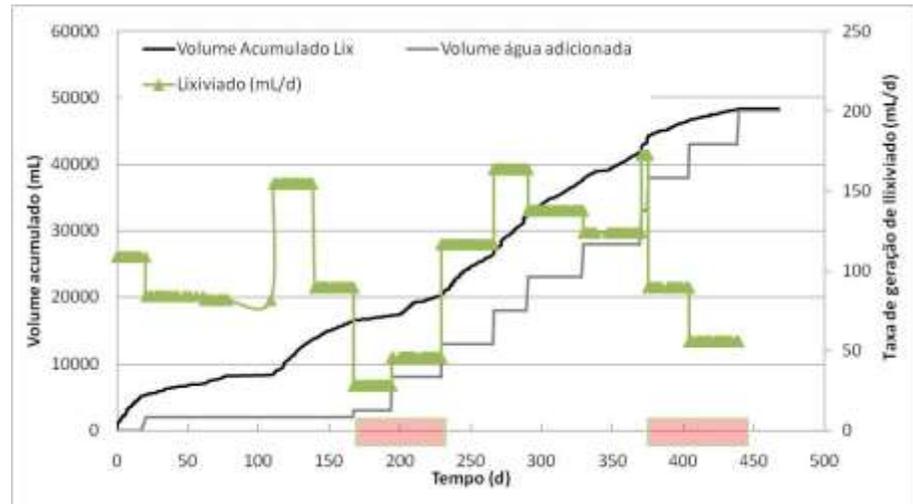
Em cada monitoramento mensal realizado, coletou-se o lixiviado acumulado no interior dos reatores. Após o alívio total do lixiviado acumulado, a válvula inferior foi fechada e assim realizou-se a adição de água destilada na parte superior do reator, na tentativa de manter a umidade volumétrica entre 40 e 60%, medida através dos sensores de umidade volumétrico inseridos na massa de resíduos. A Figura 6.13 ilustra o comportamento do volume acumulado de lixiviado, volume de água adicionada e taxa de geração de lixiviado ao longo do período de monitoramento. Esta taxa de geração de lixiviado foi obtida através da relação entre o volume acumulado e o período que ocorreu tal fato.

Analisando a taxa de geração de lixiviado na Figura 6.13, observa-se que o reator 2, por apresentar um maior teor de umidade e maiores pressões de gás no início do experimento, gerou uma maior quantidade de lixiviado no início do experimento. Entre os dias 170 e 220, foram observados pontos de vazamento constante de lixiviado na parte inferior do reator 2, o que ocasionou redução do volume acumulado de lixiviado nesse período. Em ambos os reatores, na tentativa de aumentar ou manter o teor de umidade do meio sólido, foram feitas adições periódicas de água, com um volume maior no início para o reator 1, visto que este apresentava-se com menores teores de umidade no início do experimento.

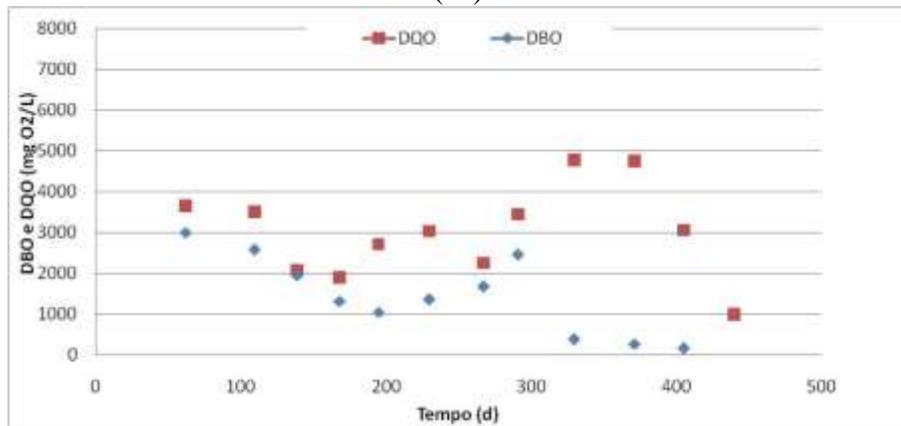
Os resultados de composição do lixiviado em termos de DBO e DQO estão apresentados na Figura 6.13. É importante enfatizar que as características do lixiviado dependem de diversos fatores, desde a composição dos resíduos, teor de umidade inicial existentes, aportes de água, idades, granulometria dos resíduos e outros fatores que influenciem no arraste e dissolução de materiais degradáveis dos resíduos para o lixiviado.



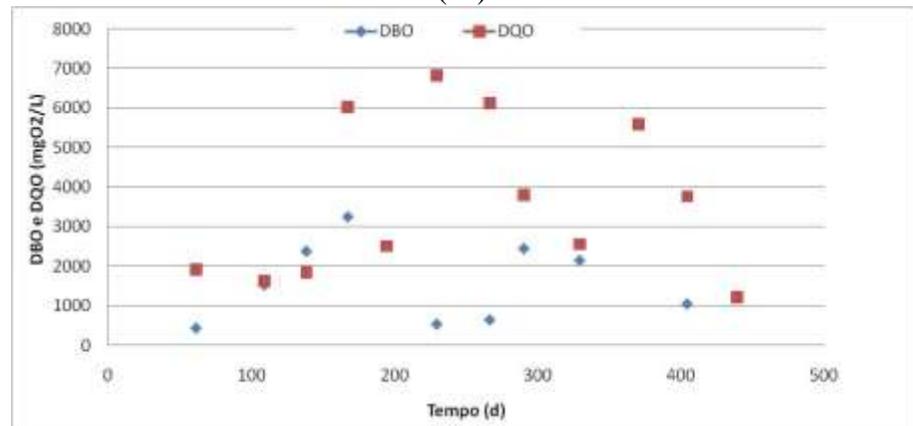
(a1)



(a2)



(b1)



(b2)

Figura 6.13. (a1 e a2) Geração de lixiviado e injeção de água e (b1 e b2) comportamento da DBO e DQO nos lixiviados dos reatores 1 e 2 conforme tempo de monitoramento

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) está relacionada indiretamente à quantidade de matéria orgânica degradável existente no lixiviado, enquanto a demanda química de oxigênio (DQO) está relacionada a matéria orgânica total (degradável ou não) existente nos lixiviados.

No reator 1, observa-se que o valor máximo de DBO obtido foi no início do experimento (cerca de 2.200 mgO₂/L) enquanto que o valor máximo de DQO foi obtido após cerca de 310 dias de experimento, chegando a um valor de 4.900 mgO₂/L. Para melhor analisar o comportamento da biodegradabilidade dos materiais, pode-se utilizar o grau de biodegradabilidade, estabelecido pela relação DBO/DQO. Observa-se que os valores desta relação apresentaram-se acima de 0,5 até cerca de 280 dias no reator 1, indicando um processo mais ativo de biodegradação neste período. Analisando o gráfico de geração de biogás acumulado (Figura 6.12 a1), observa-se um crescimento mais acentuado também até este período.

No reator 2, observa-se que o valor máximo de DBO obtido foi de 3050 mgO₂/L com cerca de 180 dias de realização do experimento, enquanto que o valor máximo de DQO foi de 7.000 mgO₂/L com cerca de 210 dias. Nota-se na Figura 6.11a2, contendo a taxa de geração de biogás, que no período inferior a 210 dias ocorreram as maiores taxas de geração de biogás. Utilizando também o grau de biodegradabilidade neste reator, observa-se grande redução deste valor após 180 dias de experimento, indicando que já havia ocorrido uma biodegradação mais acelerada em períodos anteriores, porém ainda restando pouca matéria biodegradável no lixiviado.

É importante enfatizar que, ao longo de todo o período de monitoramento dos lixiviados nos reatores, o pH apresentou-se numa faixa entre 7,5 e 8,5, um pouco acima da faixa ótima de crescimento microbiano anaeróbio estabelecido por Tchobanoglous *et al.* (1993), entretanto considerado não inibidor da degradação.

Em termos de medição de umidade volumétrica, os sensores dielétricos foram utilizadas para garantir que a umidade estivesse em um valor superior a 30% de umidade volumétrica, recomendado para uma melhor biodegradação do meio conforme Pivato (2004), Barlaz *et al.* (1997) e Christensen (1996). Segundo Alves (2008), a faixa ótima de umidade para a degradação biológica é entre 20-40%. O mesmo autor cita US Army Corps of Engineers (1995) afirmando que é possível que ocorra um aumento na geração de biogás em um

intervalo de umidade entre 50-60%. É importante enfatizar que grande parte das pesquisas envolvendo o teor de umidade dos resíduos está relacionada à umidade gravimétrica e não volumétrica, sendo provável que os autores supracitados tenham feito as suas pesquisas com base na umidade gravimétrica ao invés da volumétrica.

A Figura 6.14 apresenta as medições de umidade volumétrica na parte inferior dos reatores (R1-h1 e R2-h1) e na parte superior (R1-h2, R2-h2). Observa-se que os sensores de umidade localizados na parte superior dos reatores relacionado aos resíduos novos (R1-h2 e R2-h2) apresentaram falhas nas medições com menos de 2 meses de andamento dos experimentos, impedindo a obtenção dos dados de umidade volumétrica nesta altura. Ao mesmo tempo, a substituição dos sensores que apresentaram problemas foi inviável após o fechamento do reator, visto que para a substituição dos sensores seria necessária a abertura dos reatores e o reviramento dos resíduos.

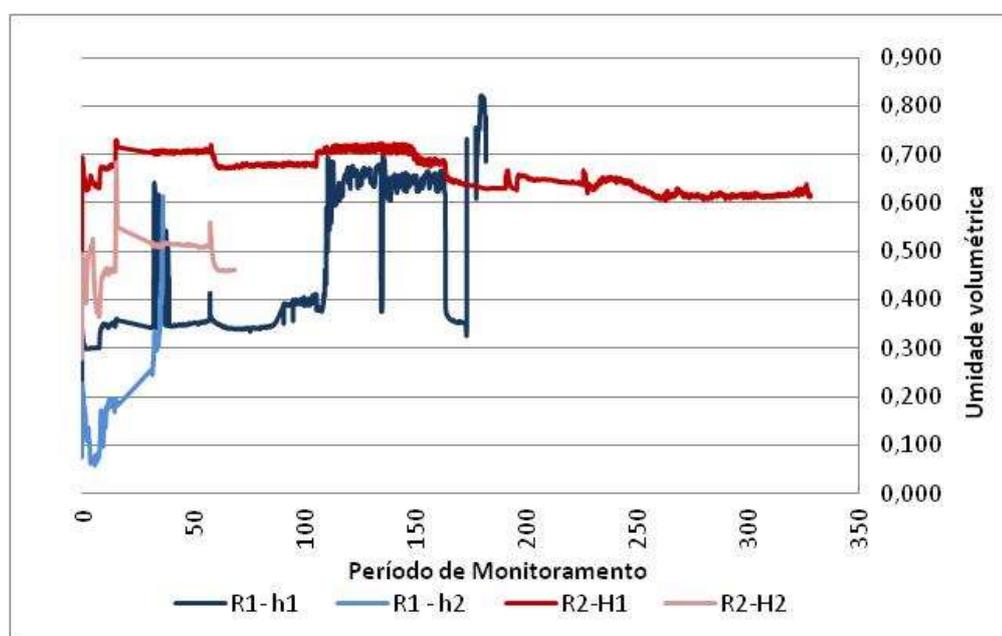


Figura 6.14. Medições de umidade volumétrica obtidas nos sensores dielétricos

Ainda assim, foi possível observar que as camadas superiores de ambos reatores apresentaram-se com uma umidade inferior. Isto se deve a densidade dos líquidos ser superior a dos gases, ocorrendo um movimento natural dos líquidos para a parte inferior do reator, onde eram acumulados. Além disso, o próprio experimento previa o aumento de pressão de gás na parte superior do reator (numa faixa de 0,1 a 0,2kgf/cm²) que impulsionou o

deslocamento dos líquidos existentes nos poros dos resíduos da camada superior para a camada inferior.

Por outro lado, os sensores localizados na parte inferior dos reatores (R1-h1 e R2-h1) estiveram numa faixa de medição superior a 0,3 em todo o período, mesmo quando não houve a inserção de água. Entretanto, após cerca de 180 dias, o sensor de umidade R1-h1 também apresentou problemas de funcionamento, ficando o reator R1 sem medição do teor de umidade volumétrico. Assim, foi mantido o aporte de água utilizado nos monitoramentos anteriores, no intuito de manter o teor de umidade volumétrico próximo a 0,6.

Observa-se que os sensores de umidade *EC-5* da *Decagon* são muito sensíveis às condições adversas existentes nos resíduos, como componentes reativos e oxidantes, havendo o comprometimento deles em todos os experimentos. Assim, recomenda-se reforçar a proteção da parte eletrônica deste sensor com algum tipo de polímero ou silicone que seja realmente inerte ao resíduos e efluentes gerados ao longo do processo de decomposição.

6.3.3. Obtenção de parâmetros cinéticos (k) e potencial de geração de biogás (Lo)

O potencial de geração de biogás e metano foram calculados a partir dos dados experimentais de volume acumulado de biogás e de metano gerado até 467 dias de monitoramento, considerando a massa seca de resíduo e resíduo+lodo utilizados respectivamente nos reatores R1 e R2. A Figura 6.15 apresenta o comportamento do potencial de geração de biogás e metano em ambos os reatores até o período final de monitoramento realizado neste estudo.

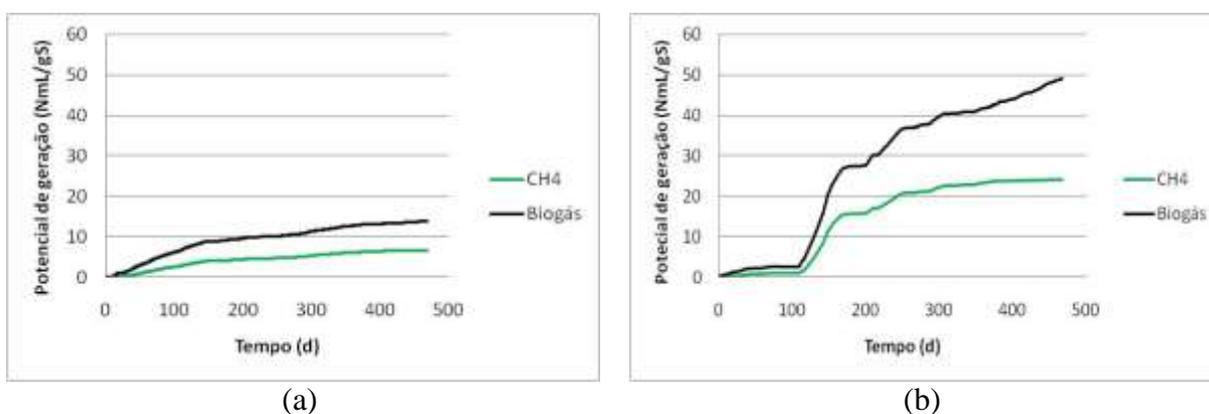


Figura 6.15. Potencial de geração de biogás e metano nos reatores (a) R1 e (b) R2

Observa-se que o potencial de geração de biogás e metano não encontra-se estabilizado, isto é, a geração de biogás deve continuar ainda após este estudo, podendo permanecer por um período ainda desconhecido, mesmo que em quantidades muito pequenas quando comparadas à geração inicial. Esta geração deve continuar até que a quantidade de matérias biodegradáveis se esgote ou as condições internas não sejam favoráveis à biodegradação.

Utilizando a equação de primeira ordem empregada para estimar a constante cinética de degradação dos resíduos para os ensaios BMP (Equação 5.8 descrita também abaixo), também pode-se estimar o potencial de geração de biogás máximo que os resíduos podem atingir até a finalização da biodegradação. Esta aproximação também foi realizada utilizando o Software OriginPro8.0 através do ajuste dos dados experimentais obtidos do potencial de geração de biogás e metano à Equação 5.8, determinando assim a constante de degradação dos resíduos k (d^{-1}), que relaciona o potencial de geração de biogás/metano ao longo do tempo (L em NmL/gS) com o potencial máximo de geração de biogás/metano (L_0 em NmL/gS), resultante ao final do ensaio.

$$L = L_0 \cdot (1 - e^{-k \cdot t}) \quad \text{Eq.5.8}$$

O comportamento das curvas de ajustes e os respectivos parâmetros k , L_0 biogás e L_0 CH₄ nos reatores R1 e R2 podem ser visualizados na Figura 6.16. Para fazer o ajuste do potencial de geração de biogás e metano do reator piloto R2, foi necessário desconsiderar o período em que houve o vazamento de gás (até 100 dias), pois apenas excluindo este período foi possível obter o coeficiente de relação estatisticamente aceitável (valor de R^2 acima de 0,8).

A Tabela 6.5 apresenta os resultados obtidos experimentalmente e os obtidos com o ajuste das curvas nos reatores R1 e R2. Da mesma forma, a Tabela 6.6 apresentam os resultados compilados das taxas máximas de geração de biogás e metano, com os respectivos períodos de detecção da taxa máxima no experimento.

Observa-se que o potencial de geração de biogás e metano, tanto experimental como estimado pela equação de primeira ordem, observado no reator R2, que contém a adição de lodo anaeróbio, aumentou em cerca de 3 vezes quando comparado ao R1, que contém apenas o resíduo.

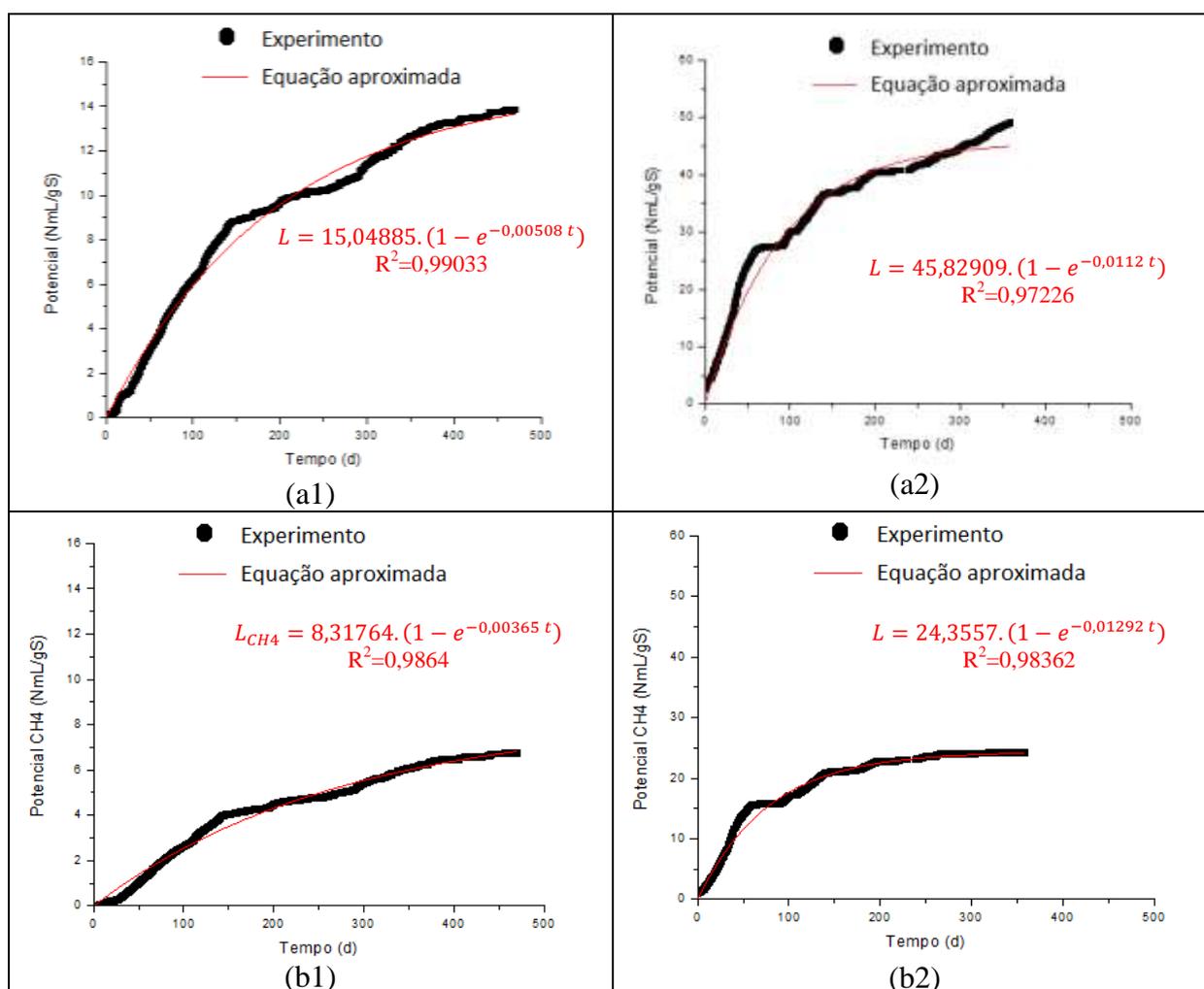


Figura 6.16. Ajustes para obtenção da curva que representa o comportamento do potencial de geração de biogás e metano nos reatores piloto R1 e R2

Tabela 6.5. Potencial de geração de biogás e metano (experimental e estimado), constante cinética de degradação e tempo de meia vida observados nos reatores R1 e R2

Reator	L ₀ biogás	L ₀ biogás	k biogás	t _{1/2} biogás	L ₀ CH ₄	L ₀ CH ₄	k CH ₄	t _{1/2} CH ₄
	(NmL/gS)	(NmL/gS)			(NmL/gS)	(NmL/gS)		
	experimental	estimado	(d ⁻¹)	(d)	experimental	estimado	(d ⁻¹)	(d)
R1	13,85	15,05	0,00508	136,4	6,73	8,32	0,00365	189,9
R2	49,11	45,83	0,0112	61,8	24,27	24,36	0,01292	53,65

Tabela 6.6. Taxa máxima de geração de biogás e metano e o tempo de obtenção após início do experimento nos reatores R1 e R2

Reator	Taxa máxima biogás	Taxa máxima CH ₄	Tempo após início do
	(NmL/gS.d)	(NmL/gS.d)	experimento (d)
R1	6.577,5	4.071,9	330
R2	26.583,1	17.487,1	150

Além de ter aumentado o potencial de geração de biogás e metano (L_0), a adição do lodo anaeróbio ao reator 2 também proporcionou uma diminuição no tempo de degradação dos resíduos. O tempo de meia vida ($t_{1/2}$) apresentado na Tabela 6.5 indica o período necessário para degradar a metade do teor de resíduos degradáveis ali existentes. Assim, analisando o $t_{1/2}$ observou-se que a biodegradação foi acelerada em cerca de 2 vezes para a geração de biogás e cerca de 3,5 vezes para a geração de metano. Isto é razoável quando se imagina que o processo de geração de biodegradação e geração de metano é um processo sequencial que envolve várias reações metabólicas também sequenciais, que dependem de grupos microbianos específicos existentes em cada fase. Assim, na medida em que o lodo anaeróbio é adicionado ao sistema, este lodo apresenta microrganismos específicos da fase metanogênica, o que favorece a geração de metano desde o início do experimento, o que foi observado também na composição volumétrica do biogás gerado no R2.

É possível ainda que, aumentando a fração de lodo nos reatores (que neste experimento foi de 10%), a geração de metano se dê de forma ainda mais eficiente, podendo atingir valores mais constantes e elevados mais rapidamente, isto é, com um tempo de meia vida ainda menor ao encontrado neste experimento. Esta é uma das justificativas do uso de um percentual tão elevado de lodo nos ensaios BMP (90%), pois existe o intuito de converter grande parte da matéria degradável existente no ensaio em metano.

CAPÍTULO 7 – ANÁLISE DOS EXPERIMENTOS EM DIFERENTES ESCALAS

7.1. Considerações Gerais

Segundo Reinhart *et al.* (2005) ainda não existem métodos padronizados para determinação do potencial de geração de biogás e metano a partir da degradação de resíduos. Os métodos experimentais podem ser baseados em diferentes quantidades de resíduos, temperatura de incubação (se controlado), quantidade de inóculo adicionado (se adicionado), granulometria, teor de umidade e outros.

Os métodos, em geral, são baseados na composição dos resíduos ou obtidos por meio de ajuste de dados históricos do biogás de aterros. Utilizando aterros reais, o potencial de geração de biogás provavelmente é mais elevado que os obtidos com ajustes pelo fato de na situação de campo, uma grande parte dos resíduos pode estar inacessível e ainda não estar em condições favoráveis á degradação, pode também haver a formação de outros compostos diferentes de CH₄ e CO₂, ou o acúmulo de biogás no interior do aterro e ainda a existência de fugas não mensuradas e outros.

Para melhor analisar os dados gerados em diferentes escalas e sob diferentes condições (aterro experimental, reatores piloto e ensaios BMP), este capítulo sintetiza alguns dos principais resultados, comparando-os com o objetivo de subsidiar a preparação dos dados para a realização de simulações numéricas sob diferentes cenários. De uma forma geral, a Tabela 7.1 sintetiza as condições de operação em cada um dos experimentos.

Em experimentos de escala de campo, como o aterro experimental, pode-se melhor representar as condições reais aos quais os resíduos estão submetidos quando dispostos em um aterro sanitário. Entretanto, as análises de causa e efeito só conseguem ser observadas em longo prazo, além de existir um menor controle com relação à quantificação dos efluentes gasosos e líquidos gerados ao longo do tempo e do processo de decomposição em si, pois neste caso existe ainda uma grande variabilidade espacial e temporal dos parâmetros. Um dos fatores também relevantes consiste no custo e exigência de maior mão-de-obra para a construção, operação e monitoramento de experimentos em campo. Com relação ao controle

de fugas, nesses experimentos é difícil estimar com confiabilidade, por exemplo, a quantidade de biogás que sai ou é consumida. Assim, pode-se estimar a emissão de biogás pela camada de cobertura, selecionando alguns pontos envolvidos na célula, entretanto, podem existir fissuras não identificadas devido à maior dimensão, ou uma parte do biogás pode ser consumido por algumas bactérias, ou ainda ficar acumulado sob a forma de bolsões.

Tabela 7.1. Características dos experimentos em análise, em diferentes escalas

Experimento	Aterro experimental	Reatores Piloto	Ensaio BMP
Condições ambientais	Não controladas e seguem as condições ambientais de campo	Temperatura de 37°C e umidade controlada (0,3 a 0,7 de umidade volumétrica).	Temperatura de 37°C e umidade acima de 0,7 (umidade volumétrica)
Controle de fugas	Não	Sim	Sim
Granulometria	Não alterada	Partícula de diâmetro inferior a 20 cm	Partículas de diâmetro inferior a 2 mm.
Adição de nutrientes e microrganismos	Não	Em um reator, adição de 10% de lodo.	Adição de 90% de lodo.
Volume do experimento	62.302,53 m ³	0,150 m ³	0,250.10 ⁻³ m ³
Massa de resíduos	36.636.570,0 kg	94,2 – 106,9 kg	5.10 ⁻³ g

Para realizar uma análise mais acurada do potencial de geração de biogás (*Lo*) a partir da degradação de resíduos, pode-se utilizar experimentos com menor escala preenchido com resíduos sob diferentes condições. Para realizar uma análise mais rápida, obtendo-se resultados em poucos dias de experimento, recomenda-se o uso do ensaio BMP visto que a massa de resíduos utilizada é muito pequena e ainda existe a adição de nutrientes, microrganismos, umidade e controle de temperatura que possam acelerar ainda mais essa biodegradação. Entretanto, um dos aspectos questionáveis relacionados ao ensaio BMP consiste na representatividade das amostras, visto que uma massa muito pequena é utilizada e nas condições submetidas ao ensaio. Nos experimentos observou que a não padronização do lodo utilizado como inóculo pode afetar os resultados do potencial de geração de biogás.

No intuito de analisar o comportamento cinético da degradação dos resíduos e uma análise quantitativa da geração de biogás, reatores piloto com condições controladas podem ser recomendados. Esses reatores apresentam estrutura e geometria bem definidas, instrumentação mais confiável e mais controlada e podem-se estabelecer condições iniciais e de contorno mais definidas, além de poder preencher os reatores com resíduos de maior granulometria, semelhante ao utilizado em campo. Assim como o ensaio BMP, questiona-se sobre a representatividade destes experimentos para simular condições de campo, porém,

estes experimentos podem ser importantes instrumentos para análise de causa e efeito, como em análises para observar o efeito da adição de nutrientes e microrganismos aos resíduos, no intuito de acelerar a reação de biodegradação e assim ter uma resposta mais rápida sobre o potencial de geração de biogás sob as condições impostas ao experimento. Além disso, estes experimentos podem ser utilizados também para representar o comportamento da geração de biogás em um biodigestor sob condições semelhantes, havendo apenas a necessidade de adaptar a atual instrumentação existente.

Com relação a experimentos para análise quantitativa de biogás, deve-se ressaltar que, quanto maior a escala do experimento, maiores são as dificuldades em conseguir captar o biogás gerado e controlar a fuga de biogás. Neste estudo, foram utilizados também experimentos de escalas intermediárias (entre o reator piloto e ensaio BMP), porém, não se conseguiu obter uma boa vedação do sistema. No próprio reator piloto, foram encontrados periodicamente vazamentos que precisaram ter medidas de ação para controlá-los, diferente dos ensaios BMP onde raramente foram encontrados vazamentos.

Desta forma, a seguir estão sumarizados os resultados obtidos em cada experimento relacionados ao potencial de geração de biogás (L_0) e metano (L_{OCH_4}) e ainda constante cinética de degradação dos resíduos (k).

7.2. Potencial de Geração de Biogás (L_0) e Metano (L_{OCH_4})

O potencial de geração de gás é um importante parâmetro para o dimensionamento da capacidade de uma usina de tratamento e/ou aproveitamento energético de biogás, que são frequentemente estimadas com base na geração de biogás de estudos experimentais. Este parâmetro está relacionado á capacidade de geração máxima de biogás e metano que uma determinada massa de resíduos pode gerar ao longo de um tempo infinito de degradação.

Os resultados do potencial de geração de biogás e metano obtidos neste estudo, utilizando vários materiais podem ser visualizados na Figura 7.1.

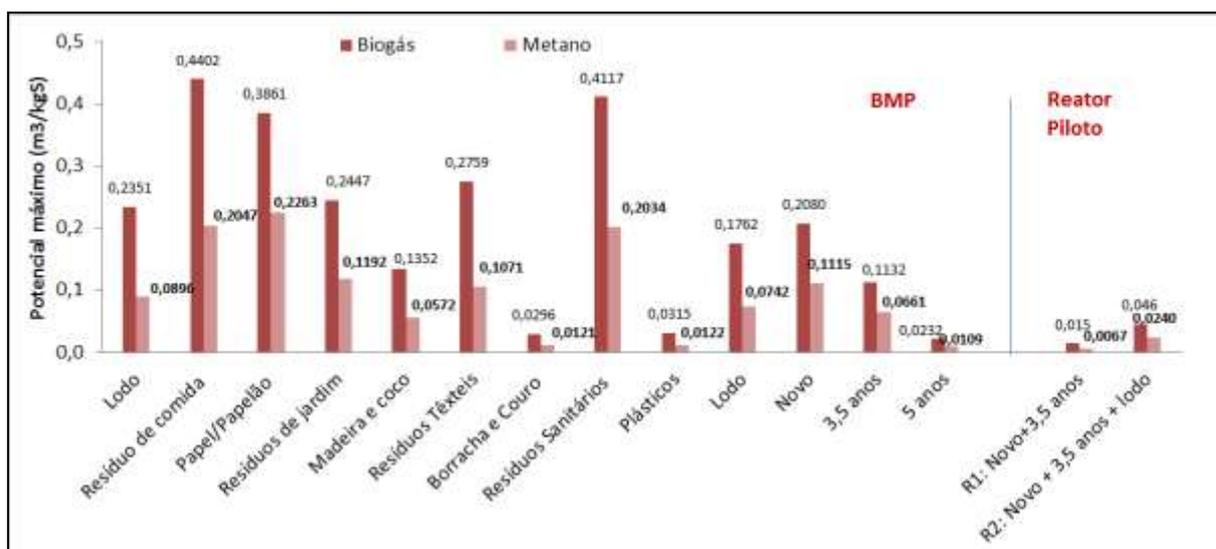


Figura 7.1. Potencial máximo de geração de biogás e metano nos resíduos e nos experimentos estudados

Analisando o potencial de geração de biogás dos resíduos novos e de 3,5 anos, pois ambos foram submetidos ao ensaio BMP e Reator Piloto, observa-se que os resíduos apresentaram potencial mais elevado no ensaio BMP que nos reatores piloto. Isto pode ser justificado pelas características iniciais dos resíduos, principalmente em termos de granulometria, e também das condições de umidade, temperatura e microrganismos existentes no ensaio BMP.

Numa hipótese dos reatores piloto terem as mesmas condições (umidade, temperatura, superfície específica dos resíduos, quantidade de inóculo e outros) do ensaio BMP e considerando a massa seca dos materiais utilizados no preenchimento dos reatores, o reator 1 contendo resíduo novo + resíduo de 3,5 anos poderia gerar um volume total de biogás de $8,143\text{m}^3$ de biogás, cerca de 14 vezes mais do valor encontrado (cerca de $0,6\text{m}^3$). Com relação ao reator 2, contendo resíduo novo + resíduo de 3,5 anos + lodo (desconsiderando a sinergia dos resíduos), este poderia ter gerado um volume de $8,351\text{m}^3$ de biogás, cerca de 4 vezes a mais do biogás gerado experimentalmente nas condições do reator 2 ($2,239\text{m}^3$).

Segundo Russo (2005), os estudos relativos à influência da dimensão e à densidade das partículas são ainda relativamente controversos. Contudo, levando em consideração os resultados de experiências laboratoriais, estas sugerem que os resíduos triturados, por terem maior superfície específica, conduzem a uma maior e mais rápida produção de CH_4 .

El Fadel *et al.* (1997c) utilizando estudos experimentais observaram que as taxas de geração de biogás variaram de 0 a 488 L/kg.ano, enquanto que nos estudos em aterros de escala real, os valores encontrados foram na ordem de 1 a 141 L/kg.ano. Segundo Maciel (2009), observa-se que os ensaios conduzidos em escala laboratorial (reatores e lisímetros) apresentam em geral, potenciais de geração de CH₄ superiores aos estudos conduzidos em escalas de campo. Tal fato pode estar relacionado com o maior controle das condições de degradação dos resíduos e a minimização de fuga de gases nos reatores.

O IPCC (2006) não fornece diretamente os dados de potencial de geração de biogás e metano dos resíduos, mas indica os parâmetros que podem ser utilizados para estimar tais valores pelo uso da Equação 2.12. Para este caso, o fator de correção do carbono (*MCF*) adotado foi 0,9, que é recomendado para aterros bem operados. O fator de conversão da fração carbono (*COD_f*) foi de 0,77 que é o valor máximo recomendado. A concentração de metano no biogás (*F*) foi considerada como 0,5, que é o valor normalmente utilizado nos estudos utilizando o modelo do IPCC (2006). Os valores referentes ao teor de carbono orgânico degradável existente no resíduo (*COD*) utilizado foi o valor máximo da faixa recomendada na Tabela 2.8.

$$L_{0CH_4} = MCF.COD.COD_f.F.(16/12) \quad \text{Eq. 2.12}$$

Assim, a Figura 7.2 apresenta a comparação entre os dados máximos de potencial de geração de biogás e metano recomendados pelo IPCC (2006) e os resultados experimentais obtidos com o uso do ensaio BMP.

Observa-se que o valor experimental de *L₀* e *L_{0CH₄}* para alguns materiais, como os resíduos de comida e resíduos sanitários, foram bem superiores aos recomendados pelo modelo. É importante recordar que no Capítulo 3 deste estudo, os valores do potencial de geração de biogás e metano utilizados foram os máximos recomendados pelo modelo. Em contrapartida, outros materiais como madeira e coco apresentaram valores experimentais inferiores aos recomendados pelo modelo. Entretanto, é importante enfatizar que existem diversos tipos de madeiras com composições e características variáveis que podem influenciar na biodegradação.

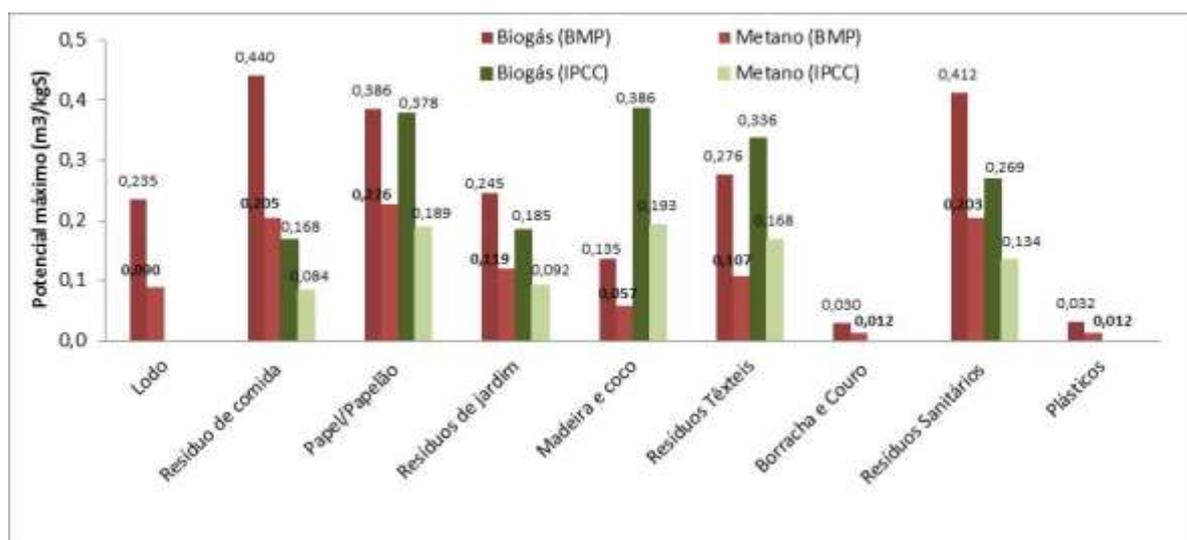


Figura 7.2. Comparação dos dados de potencial de geração de biogás obtido nos ensaios BMP e recomendados pelo modelo do IPCC (2006).

Apesar disto, a maioria dos materiais apresentaram valores experimentais próximos aos valores máximos recomendados pelo modelo, como os resíduos classificados como papel/papelão, resíduos de jardim e resíduos têxteis, indicando que o ensaio BMP pode ser um importante ensaio para obter valores mais reais e não estimados de Lo e Lo_{CH_4} , sendo esses dados importantes para a simulação de aterros e outros sistemas que envolvam a biodegradação de resíduos e geração de biogás.

No entanto, o período de 467 dias utilizados para monitorar os reatores piloto e as condições impostas ao sistema pode ainda não ser suficiente para obter um potencial de geração de biogás equiparado ao utilizado nos modelos como dado de entrada. Entretanto, os reatores piloto são ferramentas importantes para análise de causa e efeito e ainda para ter uma maior representatividade dos resíduos.

7.3. Velocidade de degradação dos materiais (k)

Segundo Scaglia *et al.* (2007), um método adequado para a determinação da estabilidade biológica dos resíduos deve ser capaz de representar numericamente a situação da degradação em um determinado intervalo de tempo, a partir do conhecimento de valores experimentais que permitam determinar a taxa de decomposição dos resíduos.

Assim, considerando que a biodegradação dos resíduos é correspondente a uma cinética de degradação de primeira ordem, conforme adotado por diversos autores para modelar a geração de biogás, a taxa de decomposição, aqui chamada de constante de degradação k , é importante para definir a velocidade de degradação dos resíduos e a consequente geração de biogás.

Esta constante de degradação foi obtida a partir da análise dos resultados experimentais de geração de biogás e da aproximação da curva cinética de decaimento de primeira ordem, conforme descrito anteriormente. Os resultados da constante cinética de degradação e tempo de meia vida estão apresentados na Tabela 7.2.

Para melhor visualizar os resultados, a Figura 7.3 apresenta o comportamento dos valores da constante cinética de degradação para todos os experimentos listados na Tabela 7.2. Observa-se um detalhamento para os dados do aterro experimental, visto que a ordem de grandeza da velocidade de degradação do ensaio BMP e reator piloto são bem maiores que as obtidas pela análise no aterro experimental.

Tabela 7.2. Constantes cinéticas de degradação (de primeira ordem) obtidas nos experimentos e a partir de ajustes dos resultados do aterro experimental

Tipo de ensaio	Resíduos	k (dia ⁻¹)	$t_{1/2}$ (dia)
BMP	Resíduos de comida	0,300	2,31
	Papel/papelão	0,114	6,08
	Resíduos de Jardim	0,059	11,75
	Madeira/coco	0,029	23,9
	Resíduos Têxteis	0,069	10,05
	Resíduos Sanitários	0,143	4,85
	Borracha/couro	0,001	693,15
	Plásticos	0,006	115,52
ATERRO EXPERIMENTAL	Resíduos de comida	$3,835 \cdot 10^{-3}$	180,74
	Papel/papelão	$2,739 \cdot 10^{-4}$	2529,98
	Resíduos Sanitários	$5,479 \cdot 10^{-4}$	1264,99
	Madeira/coco	$1,369 \cdot 10^{-4}$	5059,97
	Resíduos Têxteis	$2,329 \cdot 10^{-4}$	2976,45
BMP	Resíduos novos	0,161	4,31
	Resíduo 3,5 anos	0,143	4,85
	Resíduo 5 anos	0,050	13,86
	Lodo	0,049	14,15
PILOTO	Resíduo novo+3,5 anos	0,0051	136,40
	Resíduo novo+3,5 anos + lodo	0,0112	61,8

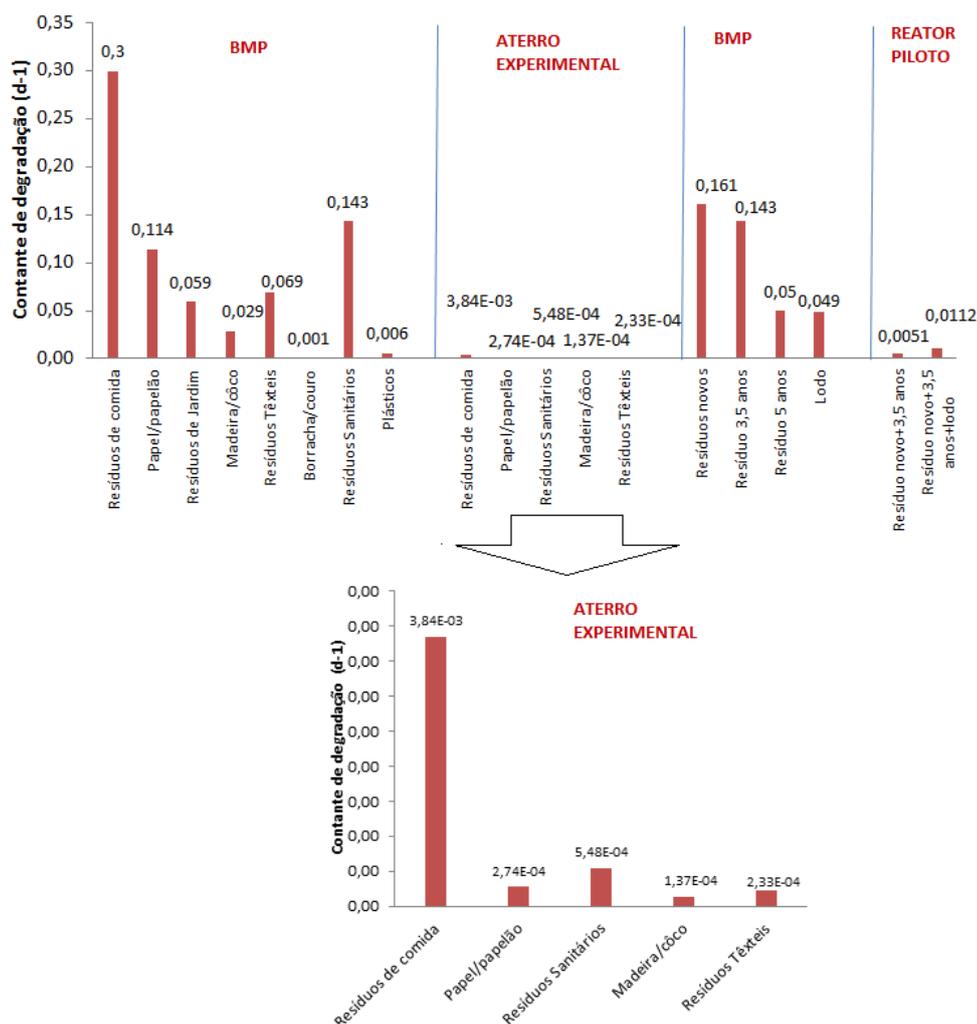


Figura 7.3. Análise do k conforme experimentos e resíduos submetidos aos experimentos

Nos ensaios BMP, além do maior potencial de geração de biogás, tem-se também uma maior velocidade de degradação dos resíduos observada pelos maiores valores de k encontrados. Comparando os resultados do ensaio BMP por materiais com os encontrados pela otimização no aterro experimental, observa-se que as condições do ensaio BMP permitiram acelerar em cerca de 80 vezes a biodegradação dos resíduos de comida, em 400 vezes os resíduos de papel/papelão, em cerca de 200 vezes para os outros resíduos (sanitários, madeira/côco e têxteis).

Comparando os resultados obtidos nos ensaios BMP com os obtidos nos reatores piloto, observa-se que no reator piloto 1 (que não houve a adição de lodo anaeróbico) a velocidade de degradação foi aumentada em cerca de 30 vezes, enquanto que no reator 2 (que houve a adição de 10% de lodo em massa), a velocidade de degradação aumentou em cerca de 15 vezes.

O uso de várias escalas nos experimentos é importante para avaliar o grau de representatividade que os experimentos podem ter em relação às situações de campo. Nos ensaios BMP, ao disponibilizar uma grande quantidade de microrganismos, nutrientes, umidade e maior área superficial dos resíduos, tais ações aceleraram a biodegradação em cerca de 80 a 400 vezes quando comparado ao aterro experimental. Da mesma forma, foi observado que os ensaios BMP aceleraram em cerca de 15 a 30 vezes comparando com os resultados dos reatores piloto, que apresentavam 10% de adição de lodo e granulometria não reduzida dos resíduos. Seguindo o mesmo raciocínio, é possível que o reator piloto esteja relacionado ao aterro experimental em uma ordem de aproximadamente 10 vezes, conforme Figura 7.4.

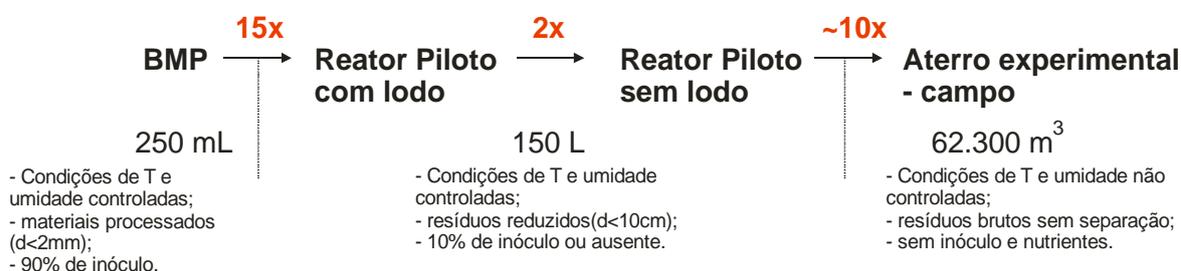


Figura 7.4. Relação entre a velocidade de degradação obtida nos experimentos

Esta relação poderia ser analisada de melhor forma se houvesse a comparação de resultados envolvendo experimentos sob diferentes escalas e com as mesmas condições de biodegradação. Tal estudo poderia ser bem aplicado ao analisar uma tecnologia de tratamento de RSU chamada digestão anaeróbia, que envolve diversos resíduos sob diferentes composições e condições. Em geral, o dimensionamento de um sistema de digestão anaeróbia envolve não só o potencial de geração de biogás, mas também as constantes cinéticas de degradação com base no crescimento dos microrganismos e nas rotas metabólicas envolvidas ao longo do processo de biodegradação.

A digestão anaeróbia consiste em um promissor avanço na área de aproveitamento energético e geração de biogás a partir da decomposição de RSU, principalmente a fração orgânica, pois permite: (i) um maior controle das emissões gasosas e líquidas advindas da biodegradação dos resíduos; (ii) uso de espaços físicos relativamente menores quando comparados com os aterros sanitários; (iii) instalação de reatores anaeróbios próximos a regiões rurais, servindo como alternativa energética nestas regiões, e ainda reduzir os custos com transporte desses

resíduos para outras regiões, (iv) aumentar a vida útil dos aterros sanitários existentes e (iv) ainda uma maior eficiência no processo de geração de metano, quando comparado a aterros sanitários, pois a estrutura de um biodigestor viabiliza a coleta de grande parte do biogás gerado, enquanto que em aterros os índices médios de recuperação são de 30 a 40%.

Segundo Reichert (2005), esta tecnologia é a que mais tem evoluído nos últimos 15 anos principalmente na Europa devido aos elevados preços da energia e à restrição imposta pela Diretiva 1993/31/EC de abril de 1999 que impede a disposição de resíduos biodegradáveis em aterros na Europa. No Brasil, o processo de digestão anaeróbia tem sido utilizado apenas nas grandes indústrias, com destaque na indústria de produção de álcool e outras agroindústrias, como alternativa para o tratamento dos efluentes líquidos e resíduos com alta carga orgânica, além de servir como um aporte da geração de energia. Entretanto, ainda é incipiente o uso de digestores anaeróbios para o tratamento de RSU, pois para o uso desta tecnologia deve-se haver uma efetiva separação prévia dos resíduos biogênicos existentes nos resíduos, e isso atualmente não é observado na maioria dos municípios do país.

Em aterros, além da geração de biogás, conforme observado no balanço de carbono, se faz necessário considerar também o fluxo do biogás na massa de resíduos, no sistema de drenagem, as emissões/fugas de biogás através da camada de cobertura, o acúmulo no interior do aterro e ainda a oxidação do biogás por bactérias. Outro agravante consiste no desafio de se realizar estudos da cinética de crescimento microbiano nos aterros, que pode ser de extrema complexidade devido à grande quantidade de substratos envolvidos, a presença de agentes tóxicos ao crescimento microbiano e ainda a variabilidade espacial e temporal da composição dos resíduos. No Brasil isto é ainda mais ressaltado, pois não há uma efetiva separação, coleta e recepção dos resíduos de forma diferenciada e nem um controle rigoroso dos materiais que estão sendo dispostos nos aterros.

Assim, para realizar as análises numéricas, foram realizadas diversas aproximações no intuito de representar os fenômenos que podem acontecer em um aterro e em um biodigestor, conforme detalhado no Capítulo 8 a seguir.

CAPÍTULO 8 - ANÁLISE NUMÉRICA DA GERAÇÃO DE BIOGÁS

8.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS

No Capítulo 3 foi analisado o uso de equações matemáticas (chamadas de modelos matemáticos usuais) que representassem o comportamento da degradação e geração de biogás em um aterro experimental, visto que neste aterro existem dados experimentais que permitiram analisar a aplicação e otimização dos parâmetros requisitados para o uso dessas equações. Com base no modelo multicomponente, que apresentou o menor erro relativo da geração de biogás no aterro experimental, foi estudada e implementada a equação deste modelo em um código computacional em elementos finitos desenvolvido *in house* (CODE_BRIGTH), que envolve não só a geração de gases mas também o fluxo desses em um sistema com condições iniciais e de contorno definidas, objetivando analisar o comportamento da geração e fluxo de gás de forma acoplada a outros mecanismos de fluxo de líquido e calor em um aterro.

Assim, neste capítulo estão apresentadas as etapas de implementação do modelo multicomponente (IPCC, 2006) no código numérico desenvolvido *in house* (CODE_BRIGTH - *COupled DEformation, BRine, Gas and Heat Transport*), as formulações envolvidas nesta implementação, montagem e simulação de casos 2D e 3D aplicada aos experimentos e ao aterro experimental analisando o comportamento da geração de biogás com relação a mudança de composição dos resíduos e aspectos operacionais.

Nestas análises, foram utilizados os dados que representassem condições similares aos experimentos, isto é, considerando um biodigestor que esteja submetido às condições de maior velocidade de degradação como o ensaio BMP, que apresenta elevado potencial de geração de biogás e velocidade de degradação dos materiais, um biodigestor que esteja preenchido com resíduos inoculados de diferentes composições, como o reator piloto 2, e um aterro sob as condições do aterro experimental. A seguir estão detalhadas as metodologias e resultados obtidos utilizando o modelo multicomponente implementado no CODE_BRIGTH.

8.2. METODOLOGIA

8.2.1. Descrição geral do CODE_BRIGHT

O CODE_BRIGHT (*COupled DEformation of BRine Gas and Heat Transport*) é um programa computacional em elementos finitos originalmente utilizado para resolver problemas de fenômenos acoplados termo-químico-hidro-mecânicos em meios porosos multifásicos (Olivella *et al.*, 1994, Guimarães *et al.*, 2007). Este programa foi desenvolvido na Universidade Politécnica da Catalunha (UPC), em linguagem FORTRAN, que exige o uso da plataforma Linux e de um programa para pré e pós processamento, que neste estudo, foi utilizado o GID, desenvolvido pelo CIMNE (*International Center for Numerical Methods in Engineering*). O GID é utilizado para a definição, preparação e visualização de grande parte das informações pré e pós-processadas relacionadas à simulação numérica (Olivella *et al.*, 1996). Atualmente, o CODE_BRIGHT continua em desenvolvimento no Laboratório de Métodos Computacionais em Geomecânica (LMCG) do Departamento de Engenharia Civil da UFPE.

As equações para sistemas não isotérmicos de fluxo multifásico de água e gás em meios porosos deformáveis são apresentadas por Olivella *et al.* (1994) e Olivella *et al.* (1995) e Guimarães (2002) são categorizadas em 3 grupos principais: equações de balanço, equações constitutivas e as restrições de equilíbrio. Segundo esses autores, as equações de balanço são realizadas seguindo o procedimento composicional para cada espécie mineral, água e ar, além da conservação de energia interna para o problema térmico.

Para resolução do problema de fluxo bifásico tem-se as equações de conservação de massa de líquido, no caso água, e gás, conforme Equação 8.1 e Equação 8.2, respectivamente, que apresentam 3 termos principais: de armazenamento, de fluxo e fonte/sumidouro. Na equação de balanço de água e do ar, o termo de armazenamento e de fluxo incluem tais elementos tanto na fase líquida como na fase gasosa.

$$\frac{\partial}{\partial t} (nS_l \rho_l w_l^w + nS_g \rho_g w_g^w) + \nabla \cdot (\mathbf{j}_l^w + \mathbf{j}_g^w) + f^w = 0 \quad \text{Eq. 8.1}$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(nS_g \rho_g w_g^a + nS_l \rho_l w_l^a) + \nabla \cdot (\mathbf{j}_g^a + \mathbf{j}_l^a) + f^g = 0 \quad \text{Eq. 8.2}$$

Onde:

- S_l e S_g corresponde a saturação da fase líquida e gasosa;
- ρ_l e ρ_g corresponde a densidade da fase líquida e gasosa (em kg/m³);
- n é a porosidade;
- j_l^w e j_g^w é o fluxo mássico total da água na fase líquida e gasosa, seja advectivo ou não advectivo;
- j_l^a e j_g^a é o fluxo mássico total do ar seco na fase líquida e gasosa, seja advectivo ou não advectivo;
- w_l^w e w_g^w correspondem a fração mássica de água na fase líquida e na fase gasosa, obtidos através das equações de restrição de equilíbrio;
- w_l^a e w_g^a correspondem a fração mássica de ar na fase líquida e na fase gasosa, obtidos através das equações de restrição de equilíbrio;
- f^w é o termo fonte/sumidouro de água no sistema (que no caso aqui simulado foi igual a zero, considerando que não havia a geração de água no sistema);
- f^g é o termo fonte/sumidouro de gás no sistema, onde foi implementado o modelo multicomponente do IPCC (2006).

O termo fonte/sumidouro está relacionado à existência de elementos que possam gerar ou consumir líquido ou gás (em análises bifásicas) do sistema em questão. No caso de aterros sanitários, que possuem elementos de geração de biogás, este termo deve ser considerado e nele foi implementado o modelo do IPCC (2006).

No CODE_BRIGHT, os sistemas de equações diferenciais parciais definidos pelas equações de balanço de massa, equações constitutivas e de equilíbrio são resolvidas numericamente e discretizadas em duas partes: espacial e temporal. O método dos elementos finitos é utilizado para a discretização espacial e o método das diferenças finitas é utilizado para a discretização temporal.

8.2.1.1. Equações constitutivas e de equilíbrio utilizadas na equação de conservação das espécies (água e ar)

Em geral, as equações de balanço são escritas em termos das variáveis independentes (como pressão de líquido, pressão de gás e temperatura), tornando-se necessário relacioná-las com as variáveis dependentes com o uso das equações constitutivas e restrições de equilíbrio. As equações constitutivas implementadas no CODE_BRIGTH para um sistema hidro-térmico podem ser observadas na Tabela 8.1.

Tabela 8.1. Equações constitutivas e de equilíbrio implementadas no CODE_BRIGTH (Fonte: Olivella *et al.*, 1995)

Equação	Nome da variável	Símbolo da variável
EQUAÇÃO CONSTITUTIVA		
Lei de Darcy	Fluxo advectivo de líquido e gás	q_l, q_g
Lei de Fick	Fluxo não advectivo de líquido e gás	i_g^w, i_l^a
Lei de Fourier	Fluxo de calor por condução	i_c
Curva de retenção	Grau de saturação na fase líquida	S_l, S_g
Densidade da fase	Densidade do líquido	ρ_l
Lei de gases	Densidade do gás	ρ_g
RESTRIÇÃO DE EQUILÍBRIO		
Lei de Henry	Fração mássica de ar dissolvido	ω_l^a
Lei Psicrométrica	Fração mássica de vapor	ω_g^w

As propriedades das fases sólidas, líquidas e gasosas podem ser inseridas no modelo e as equações implementadas podem ser observadas em Guimarães (2002). No sistema bifásico, a densidade do gás (ρ_g em kg/m^3) é obtida pela soma das densidades parciais da água (θ_g^w) existente na fase gasosa e do ar seco na fase gasosa (θ_g^a), conforme a Equação 8.3.

$$\rho_g = \theta_g^a + \theta_g^w \quad \text{Eq. 8.3}$$

Segundo Guimarães (2002), a densidade do ar seco na fase gasosa (θ_g^a) é dada pela Equação 8.4, conforme Lei dos Gases Ideais. A densidade do líquido na fase gasosa é dada pela Lei Psicrométrica e Lei dos Gases Ideais apresentada na Equação 8.5, onde $(\theta_g^w)^\circ$ é a densidade do vapor de água na fase gasosa em contato com uma superfície plana ($P_g - P_l = 0$), M_w é a massa molar da água, R é a constante dos gases ideais.

$$\theta_g^a = \frac{M_a P_a}{R(273.15 + T)} \quad \text{Eq. 8.4}$$

$$\theta_g^w = \omega_g^w \rho_g = (\theta_g^w)^\circ \exp\left[\frac{-(P_g - P_l)M_w}{R(273.15 + T)\rho_l}\right], \text{ sendo:} \quad \text{Eq. 8.5}$$

$$(\theta_g^w)^\circ = \frac{M_w P_v(T)}{R(273.15 + T)}$$

$$P_v(T) = 136075 \exp\left(\frac{-5239.7}{273.15 + T}\right)$$

Para a fase líquida, a equação que determina a densidade do líquido implementada no CODE_BRIGHT pode ser observada na Equação 8.6, onde ρ_l é a densidade do líquido (em kg/m^3); ρ_{l0} é a densidade de referência do líquido a temperatura de 0°C (em kg/m^3); β está relacionado á compressibilidade (em MPa^{-1}); ΔP é o gradiente de pressão do líquido (em MPa); α é o coeficiente de expansão térmica volumétrica da água (em $^\circ\text{C}^{-1}$); T é a temperatura do líquido (em $^\circ\text{C}$); γ é a variação do soluto e w_l^a é a fração mássica de ar dissolvido na água, dada pela Lei de Henry (Equação 8.7). Na Lei de Henry, $P_a = P_g - P_v$ é a pressão parcial do ar como um componente da fase gasosa, $H=1000$ MPa é a constante de Henry, M_a é a massa molar do ar seco. Por restrição física, $\omega_l^w + \omega_l^a = 1$.

$$\rho_l = 1002.6 \exp(4.5 \times 10^{-4} (P_l - 0.1) - 3.4 \times 10^{-4} T) \quad \text{Eq. 8.6}$$

$$\omega_l^a = \frac{P_a M_a}{H M_w} \quad \text{Eq. 8.7}$$

Dois parâmetros importantes envolvendo o fluxo não saturado em um meio poroso consistem no grau de saturação de líquido (S_l) e de gás (S_g). O grau de saturação de líquido (S_l) consiste na relação entre o volume de poros preenchidos por líquido (V_l) e o volume total de poros (V_v). O mesmo conceito é válido para a obtenção do grau de saturação de gás (S_g), sendo a Equação 8.8 válida para análise de fluxo bifásico em um sistema.

$$S_l + S_g = 1 \quad \text{Eq. 8.8}$$

A curva de retenção, também chamada de curva característica de sucção, é importante para analisar o fluxo de fluidos em meios porosos não saturados e está relacionada à energia potencial de retenção de líquido pelo meio poroso quando em diferentes graus de saturação. Esta curva pode ser quantitativamente definida relacionando a diferença entre a pressão de gás e a pressão de líquido ($P_g - P_l$) com a saturação efetiva do meio. A equação de Van Genuchten, apresentada na Equação 8.9, estabelece uma relação da saturação efetiva de líquido (S_e) com base na saturação residual (S_{rl}) e saturação máxima (S_{sl}) na mesma fase. Esta relação também pode ser obtida para relacionar a pressão de gás (P_g), pressão de líquido (P_l) conforme saturação efetiva do meio. A tensão superficial corresponde a σ (N/m), obtida através da Equação 8.10, sendo correlacionada com P conforme Equação 8.11. P_o , λ , e σ_o são parâmetros que dependem das características do material.

$$S_e = \frac{S_l - S_{rl}}{S_{sl} - S_{rl}} = \left[1 + \left(\frac{P_g - P_l}{P} \right)^{\frac{1}{1-\lambda}} \right]^{-\lambda} \quad \text{Eq. 8.9}$$

$$\sigma = 0.03059 \exp\left(\frac{252.93}{273.15 + T} \right) \quad \text{Eq. 8.10}$$

$$\frac{P}{\sigma} = \frac{P_o}{\sigma_o} \quad \text{Eq. 8.11}$$

O fluxo mássico total \mathbf{j} das espécies i (água e ar) na fase α (líquida ou gasosa) em geral, corresponde à soma de dois termos: fluxo não advectivo e fluxo advectivo, este último formado pelo movimento do fluido dado pela Lei de Darcy.

A Equação 8.12 representa o fluxo mássico total das espécies nas fases, desconsiderando o problema mecânico, onde \mathbf{i}_α^i e representam os fluxos não advectivos da espécie i na fase α , \mathbf{q}_l e \mathbf{q}_g são os fluxos de Darcy da fase líquida e gasosa.

$$\mathbf{j}_\alpha^i = \mathbf{i}_\alpha^i + \theta_\alpha^i \mathbf{q}_\alpha \quad \text{Eq. 8.12}$$

O fluxo não advectivo das espécies fluidas é dado pela Lei de Fick que descreve os fluxos em termos de gradiente da fração mássica através de um tensor de dispersão hidrodinâmico,

constituído pela soma da difusão molecular com a dispersão mecânica. Assim, o fluxo da massa de i (água ou ar) não advectivo nas fases α (líquida ou gasosa) é dado pela Equação 8.13. Por definição, $\mathbf{i}_l^w + \mathbf{i}_g^w = 0$ e $\mathbf{i}_l^a + \mathbf{i}_g^a = 0$.

$$\mathbf{i}_\alpha^i = \mathbf{D}_\alpha \nabla \omega_\alpha^i = -\left(n\rho_\alpha \tau S_\alpha D_m^i \mathbf{I} + \rho_\alpha \mathbf{D}'_\alpha\right) \nabla \omega_\alpha^i \quad \text{Eq. 8.13}$$

Onde, \mathbf{D}_α é o tensor de dispersão das espécies na fase α , τ é a tortuosidade do meio poroso, D_m^i é o coeficiente de difusão molecular da espécie dado pela Equação 8.14, \mathbf{I} é a matriz identidade e \mathbf{D}'_α é o tensor de dispersão mecânica dado pela Equação 8.15.

$$D_m^i = 5.9 \times 10^{-12} \frac{(273.15 + T)^{2.3}}{P_g} \quad \text{Eq. 8.14}$$

$$\mathbf{D}'_\alpha = d_t |\mathbf{q}_\alpha| \mathbf{I} + (d_l - d_t) \frac{\mathbf{q}_\alpha \mathbf{q}'_\alpha}{|\mathbf{q}_\alpha|} \quad \text{Eq. 8.15}$$

No qual \mathbf{q}_α é o fluxo de Darcy, relacionado ao fluxo advectivo conforme Equação 8.16, que determina o fluxo de cada fase com relação à fase sólida, em termos dos campos de pressões da fase e gravitacional (Gomes, 2009),

$$\mathbf{q}_\alpha = -\frac{\mathbf{k} k_{r\alpha}}{\mu_\alpha} (\nabla P_\alpha - \rho_\alpha \mathbf{g}) \quad \text{Eq. 8.16}$$

onde \mathbf{k} é o tensor de permeabilidade intrínseca; $k_{r\alpha}$ é a permeabilidade relativa da fase; μ_α é a viscosidade da fase; ∇p_α é o gradiente de pressão da fase; ρ_α é a densidade da fase; \mathbf{g} é o vetor de aceleração da gravidade.

O tensor de permeabilidade intrínseca é baseada em uma lei exponencial apresentada na Equação 8.17, onde k_0 , a e n_0 são parâmetros específicos do material normalmente obtidos experimentalmente.

$$\mathbf{k} = k_0 \exp[a(n - n_0)] \mathbf{I} \quad \text{Eq. 8.17}$$

A permeabilidade relativa da fase gasosa implementada está relacionada á permeabilidade relativa da fase líquida conforme Equação 8.18, que segue uma lei quadrática baseada em dados experimentais (Equação 8.19).

$$k_{rg} = 1 - k_{rl} \quad \text{Eq. 8.18}$$

$$k_{rl} = S_e^2 \quad \text{Eq. 8.19}$$

Em geral, para os casos indeformáveis, a porosidade e a permeabilidade intrínseca são propriedades do meio poroso e nesses casos, os valores permanecem constantes ao longo de toda a simulação.

Com relação á viscosidade das fases envolvidas no problema, as equações 8.20 e 8.21 apresentam a relação de viscosidade da fase líquida e da fase gasosa (em MPa.s) , respectivamente, relacionando-as á temperatura do meio (em °C).

$$\mu_l = 2.1 \times 10^{-12} \exp\left(\frac{1808.5}{273.15 + T}\right) \quad \text{Eq. 8.20}$$

$$\mu_g = 1.48 \times 10^{-12} \exp\left(\frac{119.4}{273.15 + T}\right) \quad \text{Eq. 8.21}$$

8.2.1.2. Equações constitutivas e de equilíbrio utilizadas na equação de conservação da energia interna do sistema

A equação de conservação utilizada para estabelecer o balanço de energia interna do meio poroso é baseada na quantidade de energia interna (E) em cada fase (sólida, líquida e gasosa) envolvida no problema, conforme Equação 8.22, onde i_c consiste no fluxo de energia devido á condução através dos meios porosos (segundo a Lei de Fourier) e j_{Es} , j_{El} e j_{Eg} são respectivamente o fluxo advectivo de energia causado pelo fluxo de sólidos, líquido e gás no sistema e f_Q corresponde ao termo fonte/sumidouro de energia. Neste estudo, não há o fluxo de sólidos e assim o $j_{Es}=0$.

$$\frac{\partial(E_s \rho_s (1-n) + (E_l \rho_l S_l n + E_g \rho_g S_g n))}{\partial t} + \nabla \cdot (i_c + j_{Es} + j_{El} + j_{Eg}) + f_Q = 0 \quad \text{Eq. 8.22}$$

A energia interna da fase gasosa, líquida e sólida (em J/kg) é dada pela Equação 8.23, 8.24 e 8.25, respectivamente, onde $E_g^w = 2.5 \times 10^6 + 1900.0T$, $E_g^a = 1000.0T$, $E_l^w = 3144.0T$, $E_l^a = 1000.0T$, E_s^0 e c_p são parâmetros do material que compõe a matriz sólida.

$$E_g = E_g^w w_g^w + E_g^a w_g^a \quad \text{Eq. 8.23}$$

$$E_l = E_l^w w_l^w + E_l^a w_l^a \quad \text{Eq. 8.24}$$

$$E_s = E_s^0 T + \frac{c_p}{2} T^2 \quad \text{Eq. 8.25}$$

O fluxo de energia originado pelo movimento das fases pode ser representado pela Equação 8.26, onde $j'_\alpha{}^w$ e $j'_\alpha{}^a$ são os fluxos advectivos relativos á fase sólida.

$$j_{E\alpha} = j'_\alpha{}^w E_\alpha^w + j'_\alpha{}^a E_\alpha^a \quad \text{Eq. 8.26}$$

O fenômeno de condução de calor, i_c , é quantificado utilizando a Lei de Fourier (Equação 8.27), com um coeficiente de condutividade térmica efetivo que considera as características do meio poroso em termos de coeficiente do meio poroso seco e saturado (Equação 8.28).

$$i_c = \lambda \nabla T \quad \text{Eq. 8.27}$$

$$\lambda = \lambda_{dry} (1.0 - \sqrt{S_l}) + \lambda_{sat} \sqrt{S_l}, \text{ sendo:} \quad \text{Eq. 8.28}$$

$$\lambda_{sat} = \lambda_s^{1-n} \lambda_l^n$$

$$\lambda_{dry} = \lambda_s^{1-n} \lambda_g^n$$

8.2.2. Implementação do modelo IPCC (2006) como fonte de geração de gás

A implementação do modelo multicomponente do IPCC (2006) foi realizada no CODE_BRIGHT considerando o aporte de gás (f_g) no termo fonte/sumidouro existente na equação de balanço de massa de gás. A implementação foi feita em linguagem FORTRAN considerando o algoritmo do modelo interpretado conforme Figura 8.1.

Analisando o algoritmo, observa-se que para cada componente i existente no resíduo analisado, calcula-se a massa de carbono liberado para degradação ($docml_i$). Esta massa estará disponível para degradação, porém a velocidade de consumo do carbono é regida pela Equação 8.29, conforme cinética de decaimento primeira ordem, onde, $docml_i^0$ é a massa do componente i no tempo inicial (em kg), $docml$ é a massa do componente ao longo da degradação (em kg), k_i é a constante cinética de degradação do componente i (em s^{-1}) e t é o tempo de degradação em análise (em s). Observa-se que a geração total de biogás é feita considerando o somatório do biogás gerado a partir da decomposição do carbono degradável existente em cada componente i , onde cada material apresenta velocidade de degradação k_i diferenciada. Como aproximação, considera-se que o resíduo apresenta até 6 componentes que podem ser degradáveis e gerar biogás.

$$\int_{m_i^0}^{m_i} \frac{d docml_i}{docml_i^0} = -k_i \cdot (t - t_0) \quad \text{Eq. 8.29}$$

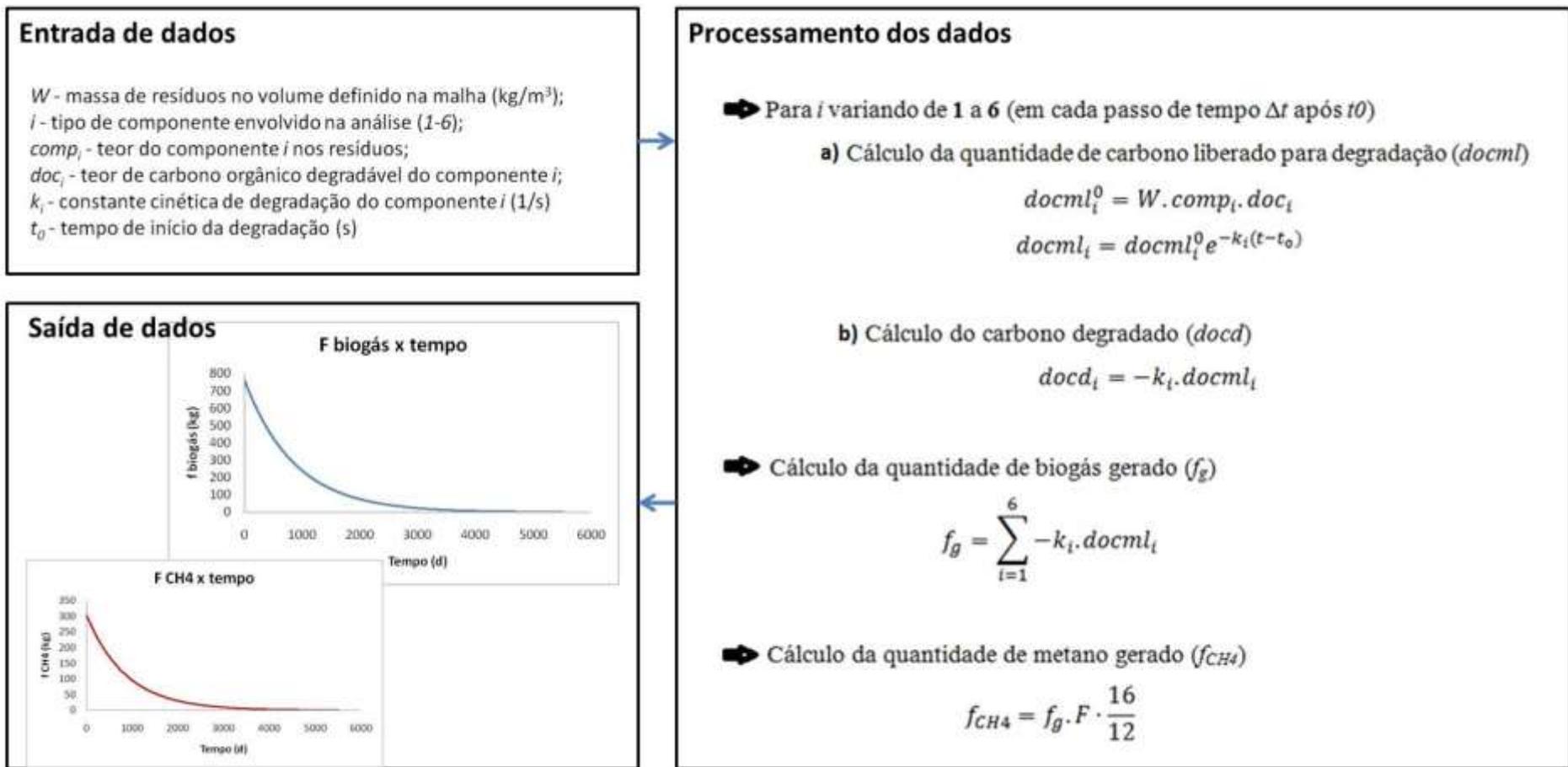


Figura 8.1. Algoritmo utilizado na implementação do modelo do IPCC (2006) no CODE_BRIGHT

A análise da geração de metano foi feita após analisar a geração de biogás nos casos simulados. Assim, foi necessário definir F como fração média de CH_4 no biogás (aqui definida como constante) e estabelecer a relação de conversão molar entre CH_4 e CO_2 , $16/12$, conforme apresentado na Equação 8.30.

$$f_{\text{CH}_4} = f_g \cdot F \cdot \frac{16}{12} \quad \text{Eq. 8.30}$$

Para realizar a análise acoplada termo-hidráulica, foi estabelecida uma relação proporcional direta entre a geração de biogás e a de calor (Equação 8.31) considerando que as situações que possuem maior geração de biogás, podem apresentar uma maior geração de calor.

$$f_Q = \alpha_Q \cdot f_g \quad \text{Eq. 8.31}$$

Assim, o termo fonte de geração de gás f_g estabelecido pelo modelo do IPCC (2006) e pela equação de balanço de massa de gás (Equação 8.1) está relacionado ao termo fonte de geração de calor f_Q utilizado na equação de balanço de energia interna (Equação 8.22). Nas análises realizadas neste estudo, a constante de proporcionalidade α_Q foi estimada conforme comparação das temperaturas médias observadas nos experimentos e resultantes da simulação.

8.2.3. Etapas para uso do CODE-BRIGHT

Para análise do modelo, foram feitas a simulação de dois casos chamados de Caso 1 e Caso 2. O Caso 1 incorpora um sistema mais simplificado, envolvendo uma malha de elementos finitos 2D, objetivando comparar as unidades de geração de biogás obtidas pelo modelo e pelas planilhas do Excel desenvolvidas no Capítulo 3 desta tese. Esta simulação pode ser utilizada, por exemplo, para analisar o comportamento dos parâmetros experimentais perante a geração de biogás e simular o caso de um biodigestor anaeróbio, com dimensões mais definidas e quando o fluxo de gás não é muito relevante no problema, como no ensaio BMP e em um biodigestor.

O Caso 2 está relacionado à simulação da geração e fluxo de biogás no aterro experimental definido no Capítulo 3 a partir da discretização de uma malha de elementos finitos 3D e impondo condições de contorno que possam representar o comportamento estático da camada de base, cobertura e drenos existentes no aterro, considerando não só a geração de biogás, mas também o fluxo deste através da camada de resíduos e dos drenos.

Entretanto, para o desenvolvimento e uso do CODE_BRIGTH, tem-se a necessidade de realizar etapas anteriores e posteriores, aqui chamadas de pré-processamento e pós-processamento, conforme Figura 8.2. O pré-processamento consiste em definir as dimensões e geometria do sistema a ser analisado juntamente com a definição dos materiais, condições de contorno e condições iniciais envolvidas e inserção dos dados requisitados para uso dos modelos hidráulicos e de biodegradação. Esta etapa pôde ser feita utilizando o software *GID* e *Octave*, ambiente de computação numérica altamente compatível com o MATLAB, todos com a necessidade de utilizar rotinas de adaptação para o formato de leitura do CODE_BRIGTH.

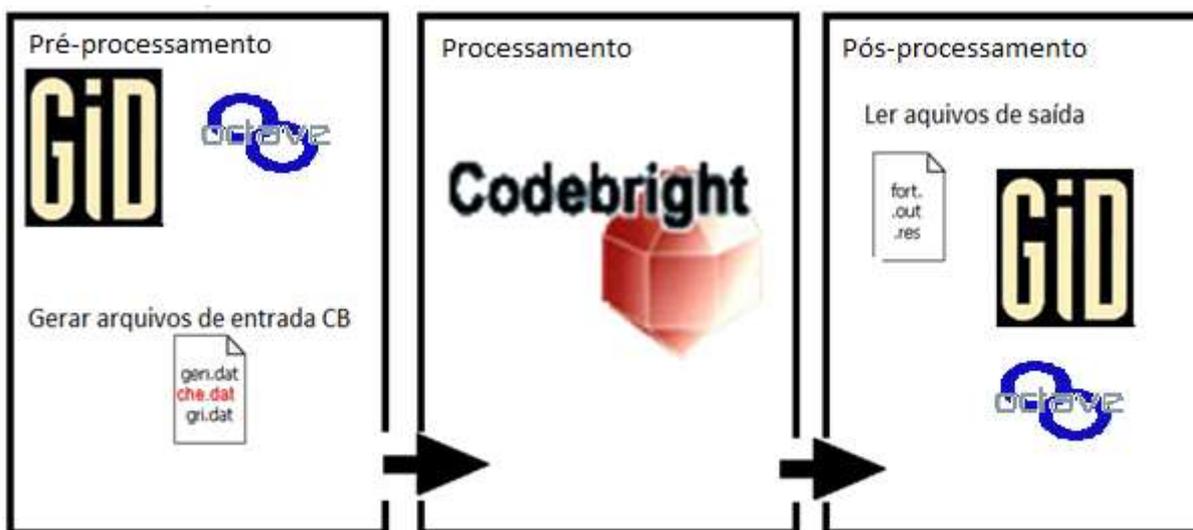


Figura 8.2. Descrição das etapas para uso do CODE_BRIGTH, com detalhamento para os arquivos de leitura e softwares utilizados no pré e pós-processo

Os dados de entrada no CODE_BRIGTH são feitos em arquivos do tipo *.dat*, chamados de *gri.dat* e *gen.dat*. Os arquivos do tipo *gri.dat* listam as coordenadas dos nós, os elementos, os materiais dos elementos, a indicação das condições de contorno dos nós e também as condições iniciais do problema e porosidade, conforme Figura 8.3.

Coordenadas x y z dos nós									
Número do nó	0	0							
	1	-21.6574	2.4968	37.9778	0	3			
	2	-19.5104	2.4968	37.9778	0	3			
	3	-17.3635	2.4968	37.9778	0	3			
	4	-15.2165	2.4968	37.9778	0	3			
	5	-13.0695	2.4968	37.9778	0	3			
	6	-10.9226	2.4968	37.9778	0	3			
	7	-8.7756	2.4968	37.9778	0	3			
	8	-6.6286	2.4968	37.9778	0	3			
	9	-4.4816	2.4968	37.9778	0	3			
	10	-2.3347	2.4968	37.9778	0	3			
	...								
	8250	-10.0125	4.8443	10.4720	0	1			
	8251	28.0949	7.1660	8.5702	0	1			
	8252	30.2933	7.1638	-12.1573	0	1			
	8253	14.1689	7.1642	-24.9362	0	1			
	8254	-18.8141	4.8258	-9.4162	0	1			
	8255	-18.8154	4.8269	-7.2080	0	1			
	8256	27.3622	4.8327	8.1482	0	1			
	8257	25.8977	7.1701	7.2247	0	1			
	8258	-18.0843	7.1644	4.2678	0	1			
	...								
Material do elemento	1	1	1 2560 2561 2371 2562	0 0	0				
	2	1	1 2560 2563 2564 2565	0 0	0				
	3	1	1 2564 2566 2567 2568	0 0	0				
	4	1	1 2568 2569 2570 2571	0 0	0				
	5	1	1 2568 2569 2571 2426	0 0	0				
	6	1	1 2572 2573 2574 256	0 0	0				
	7	1	1 2568 2569 2575 2570	0 0	0				
	8	1	1 2568 2576 1391 2575	0 0	0				
	9	1	1 2568 2571 2577 2578	0 0	0				
	10	1	1 2579 2580 2396 2395	0 0	0				
	11	1	1 2581 2579 2582 2583	0 0	0				
	12	1	1 2581 2584 2576 2579	0 0	0				
	...								
	40450	1	1 7148 7145 6839 7147	0 0	0				
	40451	1	1 6729 7783 7779 7782	0 0	0				
	40452	1	1 8001 6772 7672 6803	0 0	0				
	40453	1	1 6729 5811 6787 5812	0 0	0				
	40454	1	1 7781 8103 6729 7783	0 0	0				
	40455	1	1 7782 6730 7589 5940	0 0	0				
	...								
Porosidade	1	0.1000000E+00	0.1000000E+00	30.					
	8258	0.1000000E+00	0.1000000E+00	30.					
	1	0.7900000E+00							
	40455	0.7900000E+00							
	0								
	0								
	0	0							
	2								
	0								
	0								
	End								

Figura 8.3. Exemplo de entrada de dados no arquivo gri.dat

Os arquivos *gen.dat* consistem em descrever a forma de solução do problema, os parâmetros de tempo de análise, as características dos materiais envolvidos e das condições de contorno impostas ao problema, conforme Figura 8.4.

No pós-processamento, utilizou-se da interface gráfica do software GID para realizar as análises de distribuição do fluxo, geração de gás e outros resultantes do problema em questão. Entretanto, para realizar análises com o fluxo em pontos específico e da geração total de biogás no sistema, utilizou-se de rotinas do *Octave*.

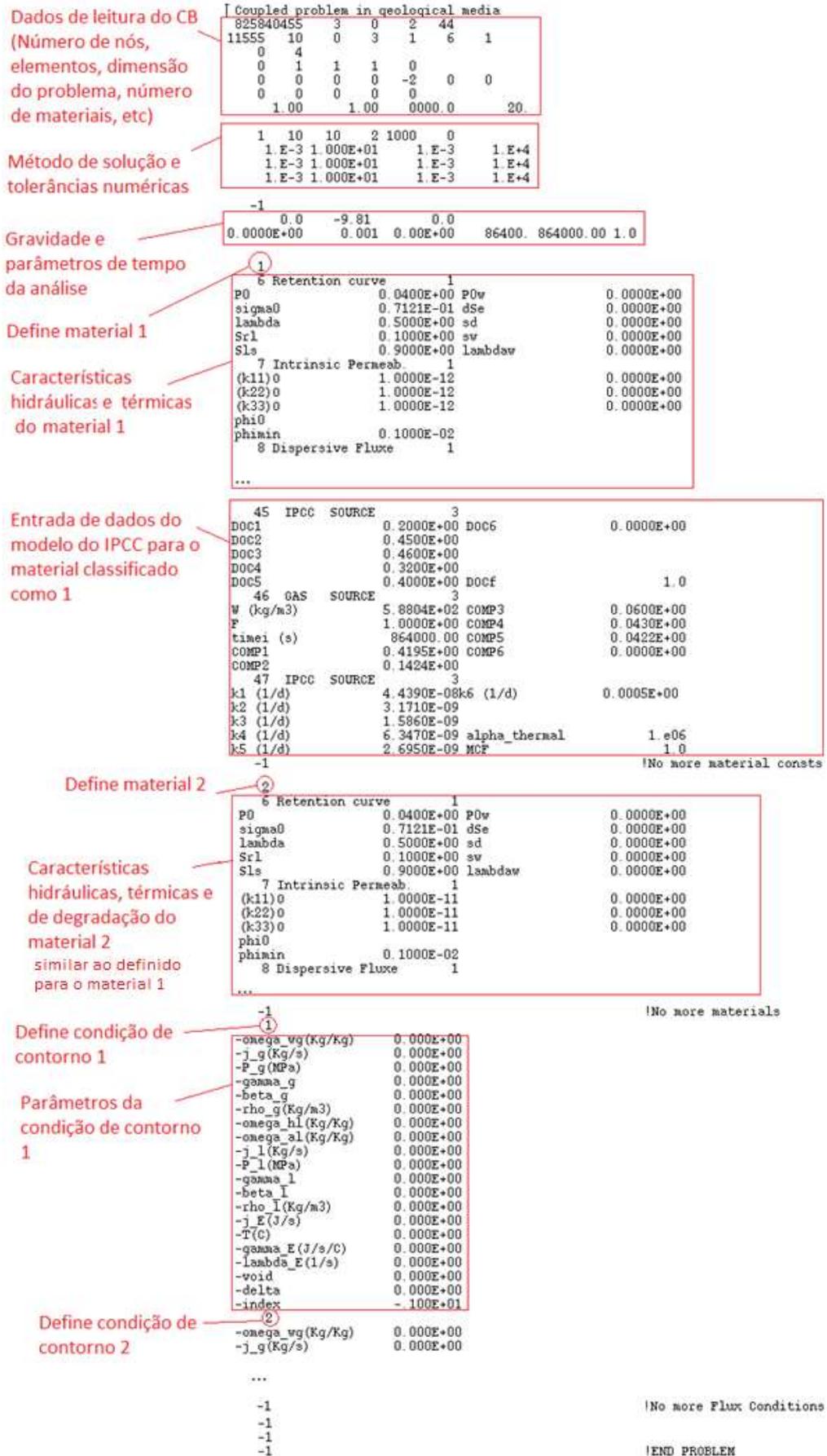


Figura 8.4. Exemplo de entrada de dados no arquivo gen.dat

8.2.3.1. Discretização dos experimentos - construção da malha de elementos finitos e definição das condições de contorno

Em ambos os casos estudados foram construídas malhas de elementos finitos triangulares e tetraédricos utilizando o *Octave*, para o caso 1, e o software *GID*, para o caso 2.

Para o Caso 1, foi idealizado um reator com 1 m^3 , construindo uma malha 2D de $1 \times 1 \text{ m}$ no qual cada elemento tem profundidade de 1 m , utilizando uma rotina do *Octave* para desenvolver uma malha triangular linear com tamanho médio das arestas de $0,5 \text{ m}$, as coordenadas dos nós (9 nós) e a composição dos elementos (8 elementos). A Figura 8.5 representa a malha 2D utilizada para o Caso 1 e as condições de contorno impostas neste problema. Observa-se que as condições de contorno estão relacionadas (i) à pressão de gás (P_g) e de líquido (P_l), sendo ambas de $0,1 \text{ MPa}$; (ii) à existência de um fluxo de gás, líquido e calor, representados por γ_g , γ_l e γ_E ; (c) à uma temperatura fixa T de 37°C nas fronteiras do sistema, representado pela condição de contorno 1.

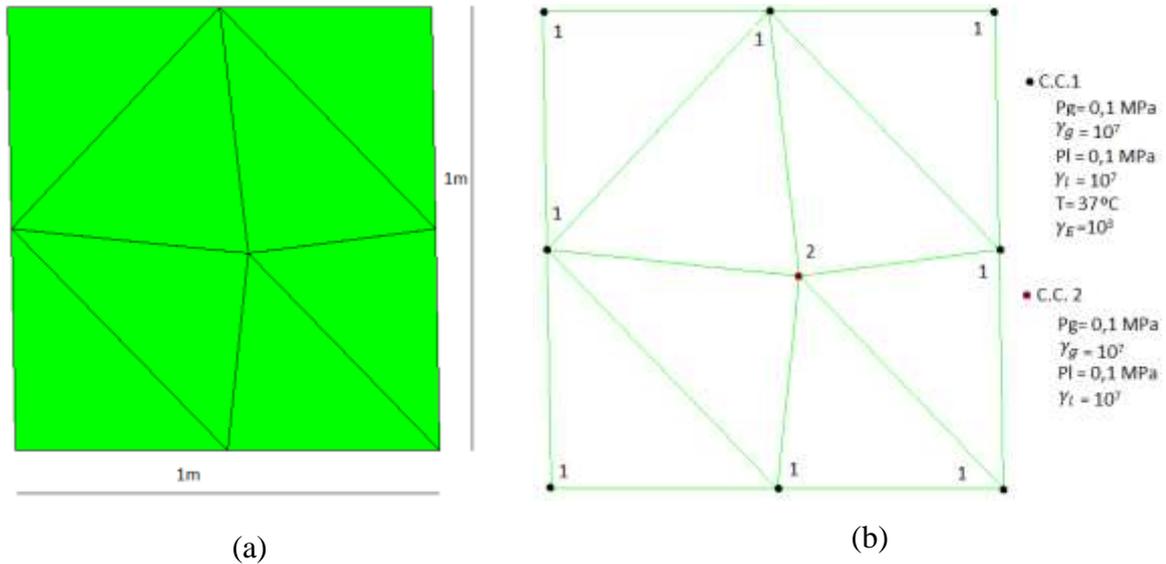


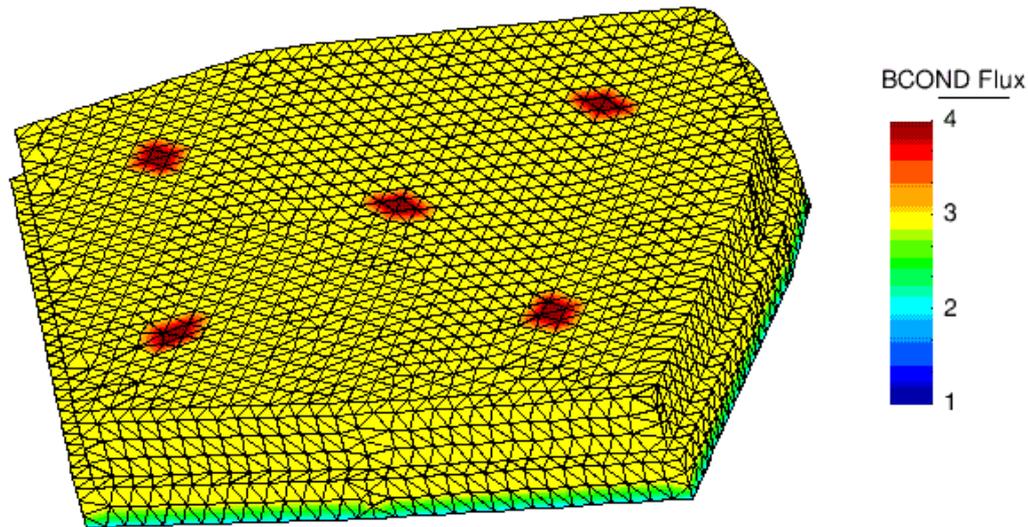
Figura 8.5. (a) Geometria e malha de elementos finitos e (b) condições de contorno estabelecidas para o Caso 1

O γ_g , γ_l e γ_E estão relacionados a uma constante de dissipação de gás, líquido e calor. Conforme Olivella *et al.* (1995), o uso desses parâmetros atrela-se à existência de fluxos nodais (J_α , em kg/s ou J/s) proporcionais à diferença do parâmetro fixo imposto (P_α^0 ou T^0) e ao encontrado na simulação (P_α ou T), conforme Equação 8.32.

$$J_\alpha = J_{\alpha 0} + \gamma_\alpha \cdot (P_\alpha^0 - P_\alpha) \quad \text{Eq. 8.32}$$

Na construção do Caso 2, seguiu-se uma geometria aproximada da base e cobertura do projeto do aterro experimental utilizando uma planta arquitetônica construída no formato *.dwg*. Com base nisto, construiu-se a malha de elementos finitos com elementos tetraédricos utilizando um tamanho médio de aresta do elemento de 2m, que resultou em 8.258 nós e 40.455 elementos, conforme apresentado na Figura 8.6. Adicionalmente, foram utilizadas rotinas do *Octave* para a especificação e diferenciação dos materiais. Objetivando a simplificação do problema no caso simulado, considerou-se que o aterro foi totalmente preenchido no mesmo instante de tempo, não havendo diferenciação de camadas ou de ordem de preenchimento dos resíduos.

As condições de contorno adotadas para o aterro experimental estão relacionadas às situações do campo pelo qual o aterro experimental esteve submetido, porém considerando-as estáticas ao longo do tempo. Para a definição das condições de contorno impostas ao problema, também foi utilizada uma rotina do *Octave* que permitiu escolher um plano, reta ou ponto na malha que deseja-se impor uma condição de contorno. As condições de contorno adotadas podem ser visualizadas na Figura 8.7.



1- Todos os elementos	2- Camada de base	3- Camada de cobertura	4- Drenos (nós superficiais)
Utilizada apenas como referência de cálculo para definir a quantidade total de biogás gerado	$P_l = 0,1 \text{ Mpa}$ $\gamma_l = 10^7 \text{ (kg/s/Mpa)}$ $T = 30^\circ \text{ C}$ $\gamma_E = 10^7 \text{ (J/s/C)}$	$P_g = 0,1 \text{ Mpa}$ $\gamma_g = 0 - 10^7 \text{ (kg/s/Mpa)*}$ $T = 30^\circ \text{ C}$ $\gamma_E = 10^7 \text{ (J/s/C)*}$	$P_g = 0,1 \text{ Mpa}$ $\gamma_g = 10^7 \text{ (kg/s/Mpa)}$ $T = 30^\circ \text{ C}$ $\gamma_E = 10^7 \text{ (J/s/C)}$

* γ_g e γ_E da camada de cobertura foram variáveis em algumas simulações, pois foi necessário fazer uma calibração para a determinação desses parâmetros, comparando com os dados experimentais obtidos experimentalmente relacionado à emissão de gás, que foi próximo à 40% do total gerado.

Figura 8.7. Detalhamento das condições de contorno utilizadas no Caso 2

Inicialmente, todos os nós foram analisados sob uma mesma condição de contorno (igual a 1), para verificar a quantidade total de gás gerado no aterro, considerando o seu preenchimento em um único dia. Em seguida, foram impostas as condições de contorno 2 (para a camada de base), 3 (para a camada de cobertura) e 4 (para os nós superficiais dos drenos).

Para os nós superficiais dos drenos, considerou-se que estes estiveram submetidos à pressão de 0,1Mpa e que todo o gás e calor que cheguem a esses nós é dissipado (similar a um material muito condutor de gás e calor), definindo tal condição com um valor muito elevado de γ_g e γ_E .

Assim, para o fluxo de gás J_g nos drenos, relaciona-se a pressão imposta P_g^0 na condição de contorno com a encontrada no nó P_g . Analisando o comportamento do γ_g na camada de cobertura, pode-se afirmar que para analisá-la numa condição totalmente permeável ao gás, os valores de γ_g devem ser bem elevados e para uma condição totalmente não permeável, os

valores de γ_g devem ser iguais a zero. A mesma lógica é válida para o fluxo de líquido e de calor.

Para a camada de cobertura foram impostas as mesmas condições dos drenos, exceto para as o γ_g e γ_E , que foram feitas análises variadas deste parâmetro, com base nos resultados experimentais obtidos.

8.2.3.2.. *Caracterização dos materiais*

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) consistem em um meio poroso composto por diversos materiais de três fases: sólida, líquida e gasosa. Para se analisar o fluxo de gás através de um meio poroso, faz-se necessário definir previamente as hipóteses e valores utilizados como entrada no modelo.

Os valores adotados neste trabalho tiveram aproximações com base nos experimentos realizados e nos valores recomendados por outros autores.

a) Porosidade

A porosidade total de um meio poroso (n) é definida como a relação entre o volume de vazios (V_v) e o volume total (V_t) do meio, conforme Equação 8.33. No sistema bifásico representando os aterros, o volume de vazios pode ser ocupado pelo líquido ou pelo gás, enquanto que a volume de sólidos é composto por resíduos inertes e por resíduos degradáveis, conforme ilustra a Figura 8.8.

$$n = \frac{V_v}{V_t} \quad \text{Eq. 8.33}$$

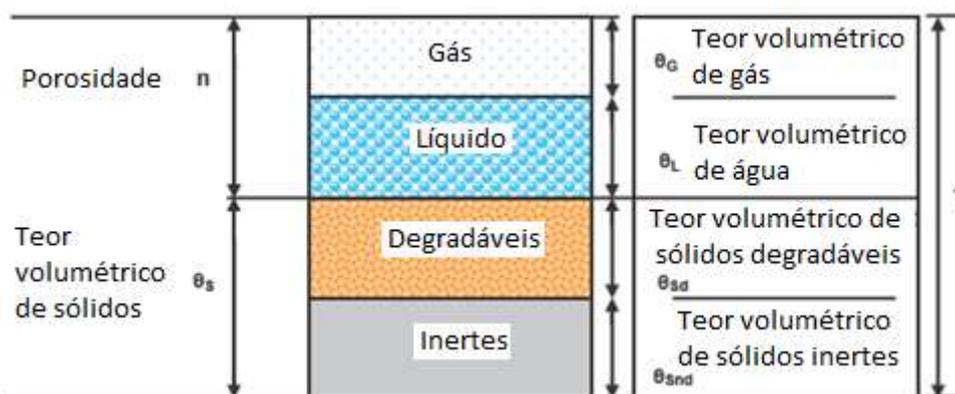


Figura 8.8. Definição das fases na base volumétrica total dos resíduos (adaptado de Nousheen Arif, 2010)

Nos estudos paralelos realizados para a obtenção dos parâmetros hidráulicos que pudessem representar o comportamento dos resíduos de diferentes idades, foram realizados ensaios para a determinação da umidade de saturação, umidade de capacidade de campo e umidade residual, conforme metodologia definida por EMBRAPA (1997), Lins (2003) e Carvalho (2006). A determinação da umidade de saturação consistiu na medição do volume de água que ocupou o volume total de vazios existentes nos resíduos, por meio do ensaio de saturação, conforme Figura 8.9.



(a)



(b)

Figura 8.9. Ensaio experimental para determinação da umidade volumétrica saturada

Nestas condições, o teor de umidade volumétrica é dado pelo produto da porosidade e grau de saturação, onde nesse caso considerou-se que a saturação de líquido (S_l) era igual a 1. Sendo assim, a porosidade total é igual a umidade volumétrica. Nos experimentos, o valor médio encontrados para os resíduos novos foi de 0,79. Para resíduos de 3,5 anos, o valor médio encontrado foi de 0,53 e para resíduos de 5 anos, a umidade de saturação encontrada foi de

0,41. Assim, neste estudo, foi utilizada a porosidade igual a 0,79, pois foram simulados os Casos 1 e 2 considerando o início da degradação dos resíduos novos.

Muitas vezes em análises de meios porosos, considera-se a porosidade constante. Nos casos aplicados a RSU, faz-se necessário ter mais cautela pois existe uma redução de massa e volume de sólidos ao longo do tempo devido ao processo de biodegradação. Tal fato não foi considerado neste estudo, mas o CODE_BRIGTH permite que seja implementada uma lei de variação de porosidade do meio poroso.

b) Curva de retenção e permeabilidade do meio

A curva de retenção adotada na simulação dos casos analisados neste estudo foi definida na Equação 8.34 apresentada anteriormente, sendo os valores adotados de S_{rl} e S_{sl} foram iguais a 0,1 e 0,9, $\lambda=0,5$ e $P_0 = 0,04$ Mpa, que representa para os resíduos uma curva de retenção de baixo valor de pressão de entrada de ar.

$$S_e = \frac{S_l - S_{rl}}{S_{sl} - S_{rl}} = \left[1 + \left(\frac{P_g - P_l}{P_0} \right)^{\frac{1}{1-\lambda}} \right]^{-\lambda} \quad \text{Eq. 8.34}$$

A condutividade hidráulica (\mathbf{K}_α) está relacionada com as propriedades dos fluidos da fase α (densidade ρ_α , viscosidade μ_α), permeabilidade intrínseca (\mathbf{k}), permeabilidade relativa da fase ($k_{r\alpha}$) e a aceleração da gravidade (\mathbf{g}), conforme Equação 8.35.

$$\mathbf{K}_\alpha = \mathbf{k} \cdot k_{r\alpha} \cdot \frac{\rho_\alpha \cdot \mathbf{g}}{\mu_\alpha} \quad \text{Eq. 8.35}$$

Neste trabalho, por meio dos ensaios em laboratório de determinação da condutividade hidráulica dos resíduos sólidos à água, verificou-se que os resíduos provenientes (1) do lisímetro (resíduos de 5 anos) apresentaram permeabilidade da ordem de $5,0 \times 10^{-5}$ m/s; (2) os resíduos da célula experimental (resíduos de 3 a 4 anos) da ordem de 1×10^{-4} m/s e (3) resíduos novos da ordem de 1×10^{-4} a 6×10^{-5} m/s. Esta diminuição da permeabilidade conforme avanço do tempo de decomposição dos resíduos pode ser devido a desintegração das partículas

conforme degradação dos materiais resultando no aumento do percentual de frações mais finas que modifica o tamanho dos poros, a geometria e continuidade do fluxo de fluidos.

No CODE_BRIGHT, a entrada de dados relacionada à permeabilidade é dada pela inserção dos dados de permeabilidade intrínseca. Para os resíduos novos, a permeabilidade intrínseca foi de 1.10^{-12} m^2 e para os drenos foi de 1.10^{-11} m^2 . Além disso, para o caso analisado, a anisotropia foi desconsiderada.

c) Propriedades da fase sólida - densidade das partículas sólidas

A maioria dos dados experimentais existentes na bibliografia relacionada à RSU refere-se à massa específica aparente úmida (ρ). Os valores de massa específica aparente seca (ρ_d) e massa específica da fase sólida (ρ_s) são mais empregados em aplicações da geotecnia em geral e na simulação de meios porosos.

Em estudos de RSU, existe uma grande dificuldade em se obter um valor fixo de densidade pois existem diversas condições pelos quais os resíduos podem estar submetidos, difíceis de serem representadas em laboratório, além da grande variabilidade de componentes existentes nos resíduos com densidades distintas. Sowers (1973) e Manassero *et al.* (1996) afirmam que, em virtude da natureza complexa dos resíduos, dificuldades na obtenção de amostras representativas, falta de procedimentos padronizados na área de resíduos e a existência de diversos materiais em sua composição, a determinação precisa de ρ_s é praticamente inviável e incipiente.

No aterro experimental utilizado neste estudo, Maciel (2009) encontrou um valor médio de densidade úmida dos resíduos no valor de 1085 kg/m^3 , variando de 940 a 1230 kg/m^3 . A densidade úmida ρ consiste na massa de resíduos úmidos que ocupam um determinado volume definido de resíduos, sendo relacionada com a massa específica da fase sólida (ρ_s), porosidade (n), saturação das fases (S) e densidades dos fluidos envolvidos em cada fase, conforme apresentado na Equação 8.36. Assim, como a densidade do gás é muito pequena quando comparada à do líquido, a equação pode ser simplificada e assim pode-se estimar a densidade seca ρ_s das partículas, como na Equação 8.37.

$$\rho = \rho_s(1 - n) + n[S_l\rho_l + (1 - S_l)\rho_g] \quad \text{Eq. 8.36}$$

$$\rho_s = \frac{\rho - nS_l\rho_l}{1 - n} \quad \text{Eq. 8.37}$$

Assim, considerando o ensaio de umidade de saturação no qual a densidade úmida foi semelhante ao valor encontrado para o aterro experimental (1010kg/m^3), a porosidade igual a 0,79, grau de saturação do líquido (S_l) igual a 1, densidade do líquido ρ_l igual a 1000 kg/m^3 , obtém-se a massa específica da fase sólida (ρ_s) de 1047 kg/m^3 .

d) Dados de biodegradação – modelo do IPCC (2006)

Os principais dados de entrada do modelo do IPCC estão descritos nos blocos de propriedades de número 45, 46 e 47 do arquivo *gen.dat*, conforme apresentado na Figura 8.3 e Figura 8.4. No bloco de propriedades de número 46, foram inseridos os dados relacionados à massa total de resíduos existente no volume total do problema na unidade de kg/m^3 , definida como W. Os valores de W utilizados nas simulações aqui realizadas estão apresentados na Tabela 8.2.

Tabela 8.2. Valores de W utilizados nos casos simulados

Caso	Material	Volume do domínio (m^3)	Massa (kg)	W (kg/m^3)
Caso 1	Material 1	1,00	588,04	588,04
Caso 2	Material 1	62.302,53	36.636,57	588,04

Para o Caso 2, simulação do aterro experimental, o volume do domínio definido foi de $62.302,53\text{m}^3$, sendo que neste deve conter uma massa de $36.636,57\text{ kg}$ de resíduos. Assim, o valor de W utilizado foi igual a $588,04\text{ kg/m}^3$. Para o Caso 1, a massa utilizada por unidade de volume foi a mesma do aterro experimental, no Caso 2.

Neste mesmo bloco de propriedades, também são inseridos o valor de F, que está relacionado à fração de metano no biogás. Em todas as análises o valor utilizado no CODE_BRIGHT foi igual a 1, pois a análise foi feita em relação ao biogás gerado. Entretanto, em termos de análise de metano, isto pode ser feito considerando a fração deste gás no biogás e utilizando o *Octave* para realizar o pós-processamento.

Conforme utilizado nas planilhas do Excel, considerou-se que a biodegradação dos resíduos só iniciou após 10 dias de deposição no experimento. Este atraso no tempo de biodegradação é definido no parâmetro $time_i$ (em s).

Nos blocos de propriedades de número 45, 46 e 47 do mesmo arquivo, foram inseridos os dados de composição gravimétrica de cada componente i ($COMP_i$), fração de carbono orgânico degradável convertida á biogás (DOC_i) existente em cada um dos 6 componentes e as respectivas velocidades de degradação (k_i). A Tabela 8.3 apresenta os valores utilizados em cada caso referentes à $COMP_i$.

Tabela 8.3. Dados de $COMP_i$ utilizados na alimentação do modelo nos casos 1 e 2 estudados

COMP i	Caso 1 e 2
1 (matéria orgânica)	0,4195
2 (papel/papelão)	0,1424
3 (madeira/coco)	0,0600
4 (sanitários)	0,0430
5 (têxteis)	0,0422
6 (lodo)	0,0000

Uma aproximação nos casos analisados consistiu na desconsideração do preenchimento do aterro ao longo do tempo, concebendo que os experimentos foram preenchidos no mesmo instante de tempo. Para realizar tal consideração, faz-se necessário desenvolver um algoritmo de cálculo que permita o aparecimento de elementos ao longo do tempo da simulação.

Esta hipótese pode ser válida para o Caso 1. Entretanto, no Caso 2 (utilizado para simulação do aterro experimental), os dados de geração total de biogás utilizando o CODE_BRIGTH foi comparado com a planilha desenvolvida no Capítulo 3 contendo os valores de entrada modificados para que fosse possível simular a geração de biogás e metano caso o aterro experimental tivesse sido preenchido com os resíduos em um único momento. Os resultados desta análise serviram como base para realizar uma comparação da quantidade de biogás e metano gerada utilizando as planilhas, adaptadas das fornecidas pelo IPCC (2006), e pelo CODE_BRIGTH.

Assim, com a implementação feita do modelo do IPCC (2006) no CODE_BRIGTH, pôde-se analisar não só a geração de biogás, como no Capítulo 3, mas também uma análise do fluxo de gás, considerando os parâmetros hidráulicos dos resíduos e do sistema de drenagem vertical, e ainda o acoplamento do problema térmico, consistindo na análise termo-hidráulica.

8.3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A heterogeneidade dos RSU, o comportamento dinâmico das rotas metabólicas de biodegradação, os diversos fatores intervenientes e as especificidades dos locais de tratamento e disposição final dos resíduos são fatores relevantes e que dificultam o entendimento dos modelos matemáticos e a realização de análises numéricas aplicados a sistemas de tratamento e disposição final de resíduos.

Os principais desafios consistem na representação da heterogeneidade, no levantamento de informações que possam ser representativas, nos parâmetros necessários para definir o perfil de degradação dos resíduos depositados em um sistema de tratamento ou aterros sanitários e as aproximações feitas ao simular os casos. Aliado a isto, tem-se ainda a dificuldade de representar a geração de gás a partir da biodegradação dos resíduos utilizando modelos matemáticos comercialmente existentes e ainda o seu acoplamento aos modelos que representem com menor erro o comportamento térmico, hidráulico, mecânico e químico-biológico do sistema, sendo esta análise acoplada um dos maiores desafios existentes atualmente na área.

Para meios porosos como solos, existem informações e bases de dados que podem subsidiar a entrada de parâmetros envolvidos nos modelos hidráulicos. Entretanto, o mesmo não acontece para resíduos, pois os parâmetros hidráulicos dependem principalmente da composição do resíduo, forma de disposição, fase de biodegradação e outros. Assim, para realizar as análises numéricas neste trabalho, foi necessário fazer algumas hipóteses e aproximações.

Entretanto, para verificar se a implementação foi realizada, seguindo a mesma lógica e algoritmo das planilhas desenvolvidas no Capítulo 3, fez-se uma análise 2D em um caso simplificado, chamado de Caso 1. Assim, podem-se utilizar os parâmetros obtidos nos experimentos e simular o comportamento da geração de biogás em uma situação mais controlada e condições de contorno mais definidas.

Após a constatação da similaridade do comportamento da geração de biogás resultante do uso do CODE_BRIGHT, iniciou-se a análise dos parâmetros obtidos nos experimentos utilizando um caso simples 2D, simulando um biodigestor. Em seguida, estão detalhados os estudos da geração de fluxo de biogás no aterro experimental, com ênfase na quantidade de biogás que é

gerada em sua totalidade, captada pelo sistema de drenagem definido, emitido pela camada de cobertura e dissolvido pelo lixiviado.

8.3.1. Caso 1: reator 2D

O caso 1 consiste em um modelo bidimensional com malha simplificada pouco refinada, com espessura dos elementos de 1m, representando o comportamento de um reator de 1m³ de resíduos, com condições de pressão de gás e de líquido controladas e que permite o fluxo de gás e de líquido pelas fronteiras do sistema.

O uso deste Caso 1 teve como objetivo analisar a efetividade de aplicação do modelo do IPCC (2006) multicomponente no CODE_BRIGTH comparando com os resultados de geração de biogás obtidos através da planilha, programada no Capítulo 3. Além disso, este caso permitiu analisar o comportamento da taxa de geração de biogás perante a simulação acoplada do problema termo hidráulico.

Para o início da simulação, foram utilizados os dados de composição gravimétrica e teor de carbono orgânico degradável que gera biogás semelhante aos valores encontrados na otimização do modelo aplicado ao aterro experimental, no Capítulo 3. Entretanto, para uma resposta mais rápida do modelo, foram inseridos inicialmente dados de k_i bem elevados (Tabela 8.4), conseguindo obter um decaimento em menos de 2000 segundos. Esses mesmos valores foram inseridos na planilha para efeito comparativo.

Tabela 8.4. Valores de k_i utilizados para testar a implementação do modelo

i	k_i	DOC_i
1 (matéria orgânica)	0,007	0,20
2 (papel/papelão)	0,005	0,45
3 (madeira/coco)	0,003	0,46
4 (sanitários)	0,002	0,32
5 (têxteis)	0,001	0,40
6 (lodo)	0	0,00

Assim, a curva de geração de gás (f_g) obtida analisando apenas a geração de biogás no CODE_BRIGTH (CB) e pela planilha pode ser observada na Figura 8.10, no qual se demonstra que a implementação feita no CB apresenta resultados bem ajustados aos obtidos na planilha, quanto a massa de biogás gerada ao longo do tempo.

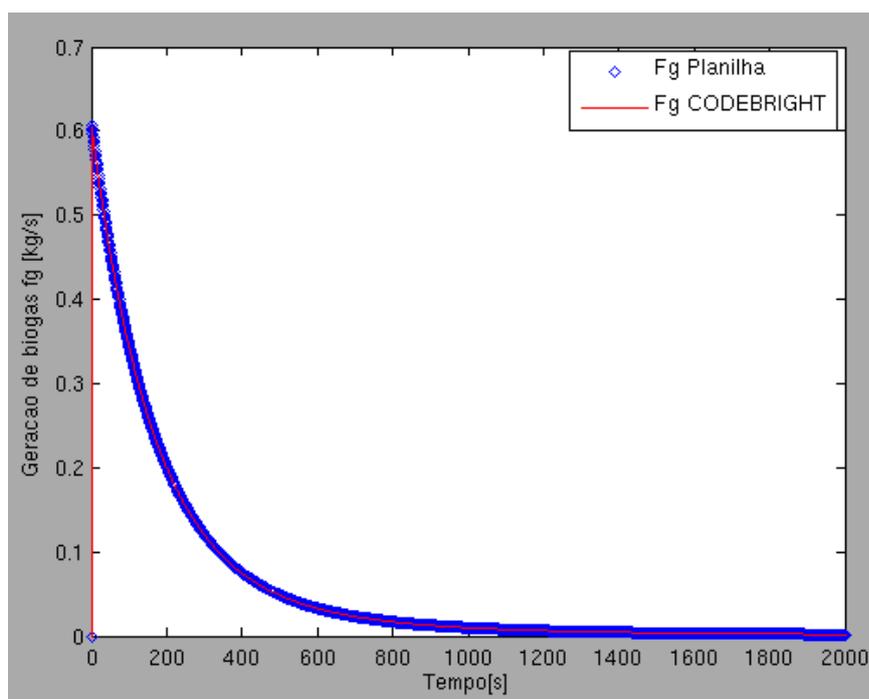


Figura 8.10. Curva de geração de biogás obtida com a implementação do modelo multicomponente no CB, comparando com a implementação feita no Excel

Esse caso também foi utilizado para analisar o comportamento da taxa e volume acumulado de biogás perante os resultados experimentais relacionados ao COD_i e k_i , aqui chamados de Caso 1a, Caso 1b e Caso 1c.

O Caso 1a foi desenvolvido utilizando os parâmetros COD_i e k_i obtidos no Capítulo 3 para aterro experimental (Tabela 8.5). Em contrapartida, o Caso 1b foi feito utilizando COD_i e k_i obtidos no reator piloto com lodo (

Tabela 8.6) e o Caso 1c utilizando esses mesmos parâmetros advindos do ensaio BMP (Tabela 8.7).

Para simular o Caso 1c, foram adotados como DOC_i os valores experimentais relacionados ao potencial de geração de biogás encontrado nos experimentos BMP (em m^3/kg), seguindo a definição do modelo e conforme apresentado e detalhado no Capítulo 2. Assim, o potencial de geração de biogás é dado pela Equação 2.10 onde se considera a quantidade carbono orgânico degradável, acessível aos microrganismos na massa de resíduos e que pode gerar biogás (DOC em $kg\ C / kg$ de resíduo), a variável MCF que consiste no fator de correção conforme gerenciamento dos resíduos (adimensional) e COD_f que é a relação de volume de biogás

gerado a partir de uma massa de carbono (m^3 biogás/ kg C). Assim, nessas análises, o valor de COD_f foi igual a 1, incorporando ao valor de DOC para cada material.

Tabela 8.5. Valores utilizados na análise do Caso 1a

i	k_i	DOC_i
1 (matéria orgânica)	$4,437 \cdot 10^{-8}$	0,20
2 (papel/papelão)	$3,171 \cdot 10^{-9}$	0,45
3 (madeira/coco)	$1,586 \cdot 10^{-9}$	0,46
4 (sanitários)	$6,347 \cdot 10^{-9}$	0,32
5 (têxteis)	$2,695 \cdot 10^{-9}$	0,40
6 (lodo)	0	0,00

Tabela 8.6. Valores utilizados na análise do Caso 1b

i	k_i	DOC_i
1 (matéria orgânica)	$2,314 \cdot 10^{-7}$	0,4402
2 (papel/papelão)	$8,796 \cdot 10^{-8}$	0,3861
3 (madeira/coco)	$2,237 \cdot 10^{-8}$	0,1352
4 (sanitários)	$1,103 \cdot 10^{-7}$	0,4117
5 (têxteis)	$5,324 \cdot 10^{-8}$	0,2759
6 (lodo)	$3,781 \cdot 10^{-8}$	0,2351

Tabela 8.7. Valores utilizados na análise do Caso 1c

i	k_i	DOC_i
1 (matéria orgânica)	$3,472 \cdot 10^{-6}$	0,4402
2 (papel/papelão)	$1,319 \cdot 10^{-6}$	0,3861
3 (madeira/coco)	$3,356 \cdot 10^{-7}$	0,1352
4 (sanitários)	$1,655 \cdot 10^{-6}$	0,4117
5 (têxteis)	$7,986 \cdot 10^{-7}$	0,2759
6 (lodo)	$5,671 \cdot 10^{-7}$	0,2351

Em todas as análises foram consideradas o mesmo valor de W ($588,04 \text{ kg/m}^3$), ciente de que o sistema é de 1m^3 .

Observando a Figura 8.11a, a taxa máxima de geração de biogás foi de aproximadamente $2,4 \cdot 10^{-6} \text{ kg/s}$ (equivalente a $0,207 \text{ kg/d}$) e após 1 ano de simulação ($3,15 \cdot 10^7 \text{ s}$) este valor reduziu a cerca de 30%, isto é, $0,75 \cdot 10^{-6} \text{ kg/s}$ (equivalente a $0,065 \text{ kg/d}$).

Comparando com as condições obtidas no reator piloto, com inoculação de lodo anaeróbio, representadas pelo caso 1b, pode-se visualizar na Figura 8.11c que houve uma maior taxa de geração de biogás ($0,99 \cdot 10^{-4} \text{ kg/s}$ equivalente a $8,55 \text{ kg/dia}$) e também um decaimento mais acelerado quando comparado ao caso 1a.

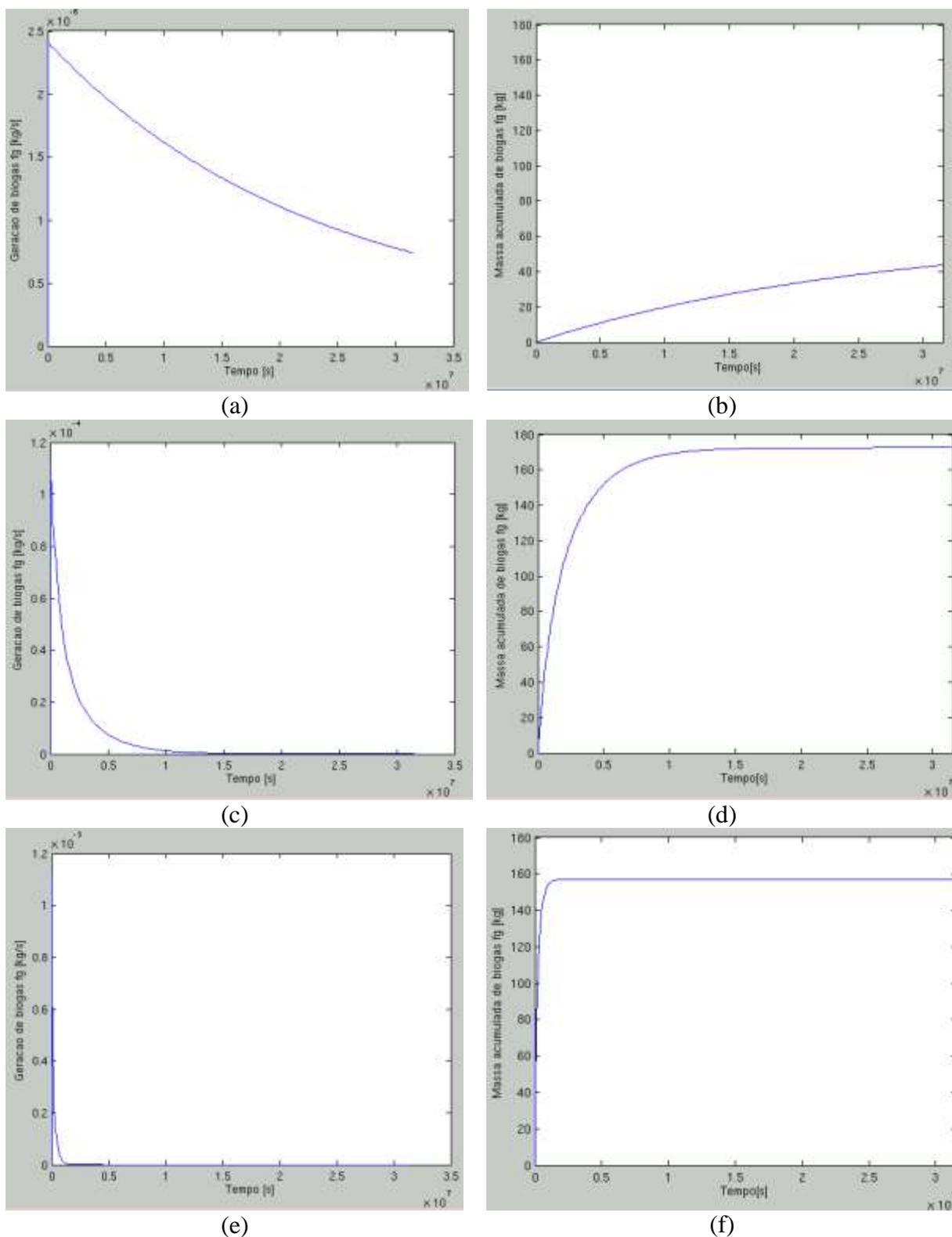


Figura 8.11. Taxa de geração de biogás e volume acumulado resultantes dos casos 1a, 1b e 1c, utilizando os parâmetros *DOC* e *k* obtidos (a,b) no aterro experimental, (c,d) no reator piloto e (e,f) no reator piloto simulando um biodigestor

Assim, houve uma maior taxa de geração de biogás e um tempo para consumo da fração biodegradável que pode ser convertida a biogás de aproximadamente de 170 dias. Se esta situação estivesse relacionada a um biodigestor, sob condições similares às utilizadas nesta simulação, como drenagem de todo o gás gerado, temperatura nas fronteiras de 37°C, inoculação com lodo anaeróbio e separação da fração biodegradável, uma eficiência de 50% de conversão de biogás seria obtida em 41 dias de detenção dos resíduos no biodigestor, diferente do caso do aterro experimental que apresentou esta mesma eficiência em 185 dias.

Analisando ainda o comportamento da geração de biogás sob as condições de um biodigestor com processamento dos resíduos, semelhante ao ensaio BMP, que segundo observado no Capítulo 7 aumentou a velocidade de degradação em 15 vezes a obtida no reator piloto com inoculação, foram obtidos os resultados apresentados na Figura 8.11e e Figura 8.11f. Nessas condições, uma taxa maior de geração de biogás seria obtida desde o início do experimento (cerca de $1,05 \cdot 10^{-3}$ kg/s, isto é, 90,72 kg/dia), com um tempo para estabilização total dos resíduos de apenas 40 dias.

Pelas condições de contorno impostas no problema, pressão de gás e de líquido constantes, não foram observadas modificações espaciais e temporais no comportamento desses parâmetros ao longo do tempo. Entretanto, na simulação considerando o acoplamento termo hidráulico (fronteiras com temperatura fixa de 37°C e a existência de um fluxo de calor enquanto que o nó interno pode variar de temperatura conforme geração de gás), a temperatura apresentou o comportamento da Figura 8.12, utilizando os dados do aterro experimental. Sob essas condições de biodegradação e conforme relação direta entre geração de biogás e de calor estabelecida no modelo, a temperatura interna do resíduo poderia chegar a 40,9°C, que pode ser comumente encontrada nos locais de disposição final de resíduos na fase metanogênicas, onde a temperatura ideal pode variar de 35 a 45°C. Entretanto, Jucá *et al.* (1999) e Alcântara (2007) reportam temperaturas de 55 a 65°C em camadas de resíduos no Aterro da Muribeca/PE e em Lisímetros preenchidos com resíduos novos. Maciel (2009) também registrou valores de 35 a 55°C durante todo o período de monitoramento do aterro experimental.

Nota-se ainda que, à medida que o ponto de análise se aproxima das fronteiras do sistema, tem-se uma maior dissipação de calor, identificado pelo decaimento mais acentuado da

temperatura. Isto se deve à condição de contorno estabelecida nas fronteiras, com elevada dissipação e temperatura de 37°C.

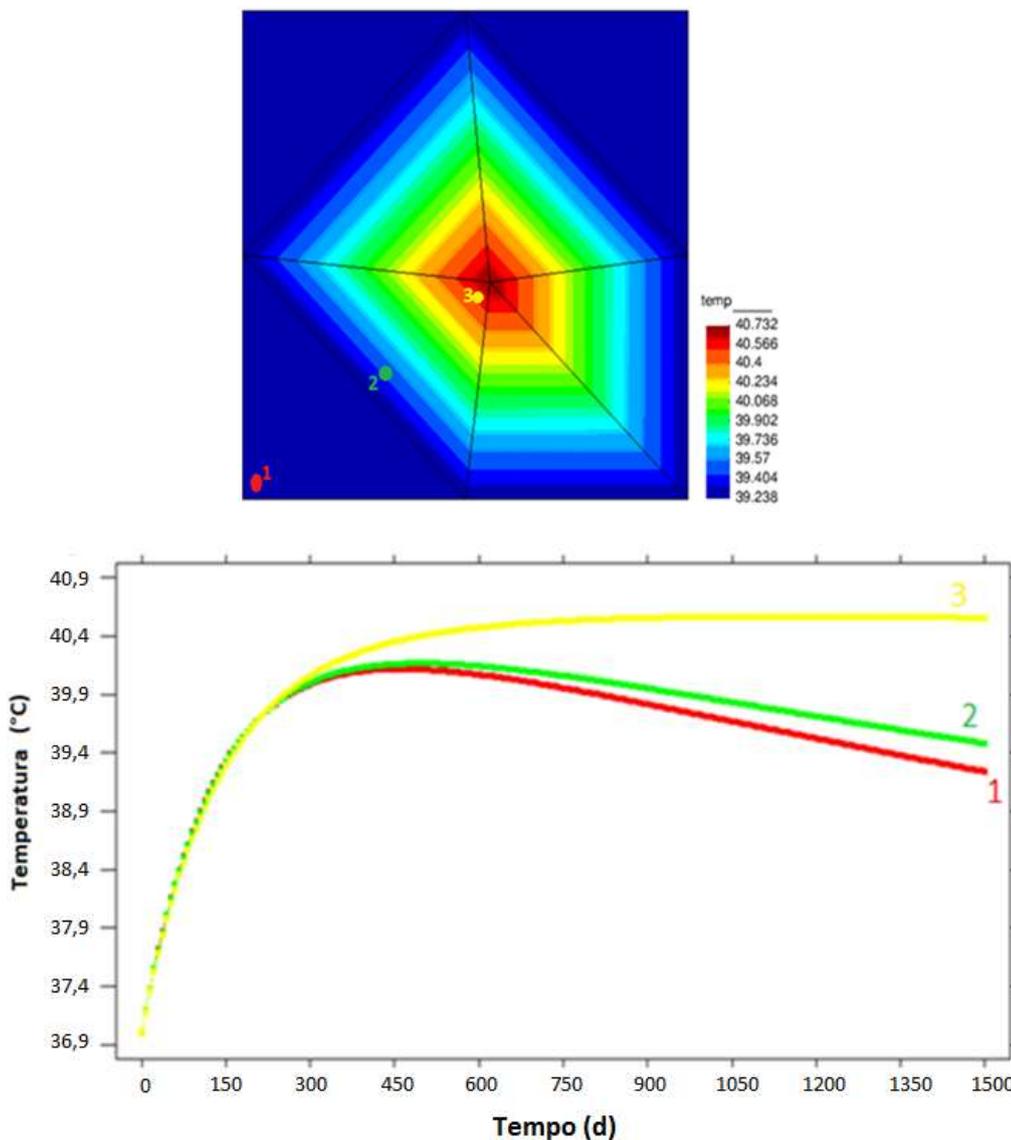


Figura 8.12. Comportamento da temperatura ao longo do tempo em 3 pontos da malha

A Figura 8.13 apresenta a variação espacial da temperatura em 0,5 e 1 ano de análise, comprovando que a fonte de geração de calor é reduzida conforme a estabilização dos resíduos e que o calor gerado é dissipado nas fronteiras do sistema ao longo do tempo.

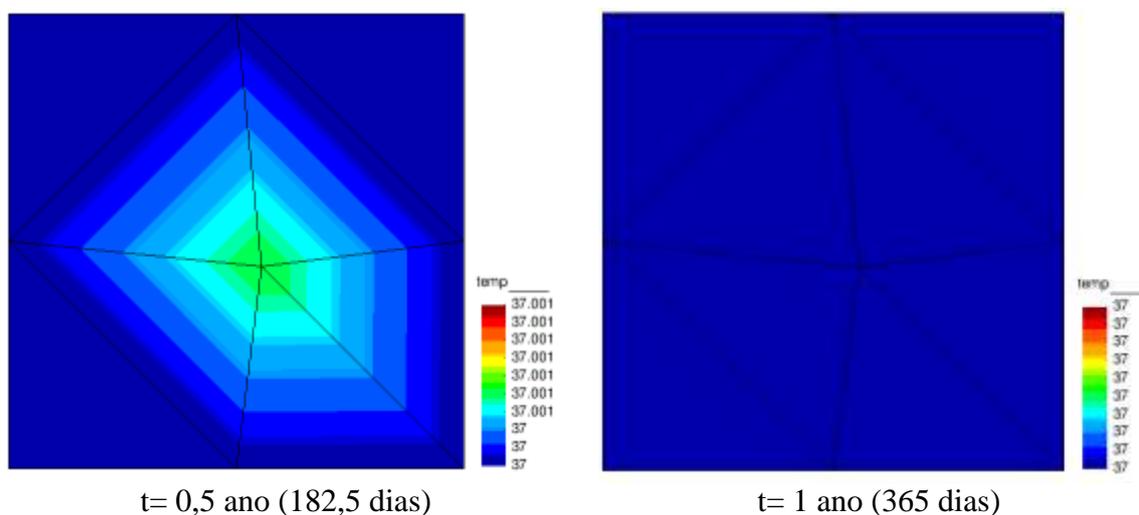


Figura 8.13. Comportamento da temperatura após a estabilização dos resíduos

O efeito do acoplamento termo hidráulico pode ser visualizado analisando o comportamento da densidade do líquido e do gás conforme alterações na temperatura do sistema (Figura 8.14 a e b). É importante destacar que a mudança de temperatura do meio pode influenciar na densidade dos fluidos, na viscosidade, na quantidade de gás dissolvido no líquido, na capacidade de retenção de água do meio poroso e conseqüentemente no comportamento hidráulico de todo o sistema. Essa variação pode afetar o volume do biogás gerado, mas não a massa.

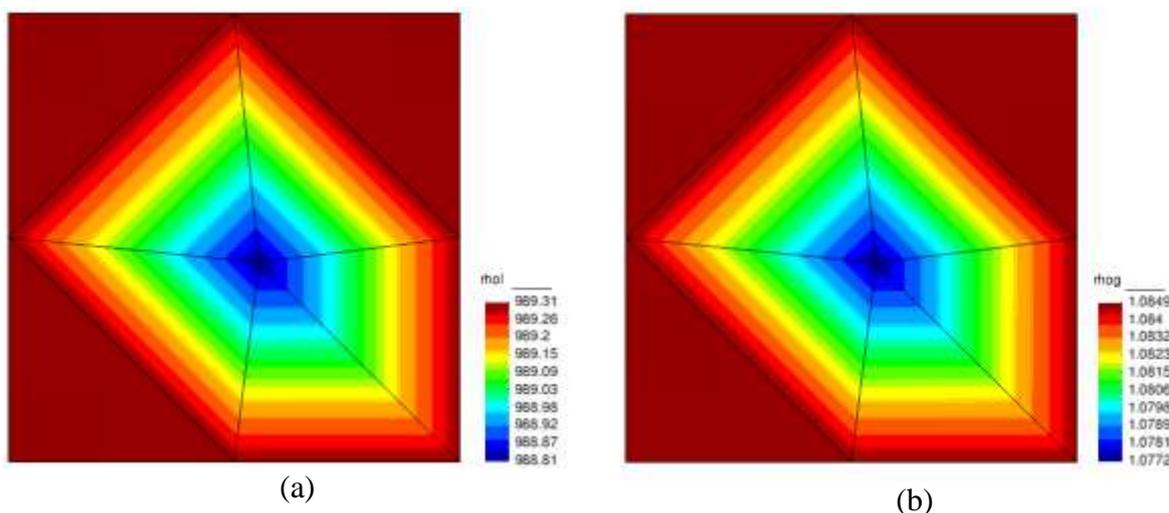


Figura 8.14. Variação da densidade (a) do líquido e 9b) do gás envolvidos na análise termo-hidráulica

A Figura 8.15 apresenta a comparação da taxa e volume mássico de geração de gás obtidas analisando o problema unicamente hidráulico e o acoplado termo hidráulico. Neste caso, não foram observadas diferenças nos resultados de geração mássica de biogás. Entretanto, se for

analisado o volume de gás gerado, os valores correspondentes devem ser modificados conforme temperatura, pela alteração da densidade e de outras propriedades que alteram o volume dos fluidos.

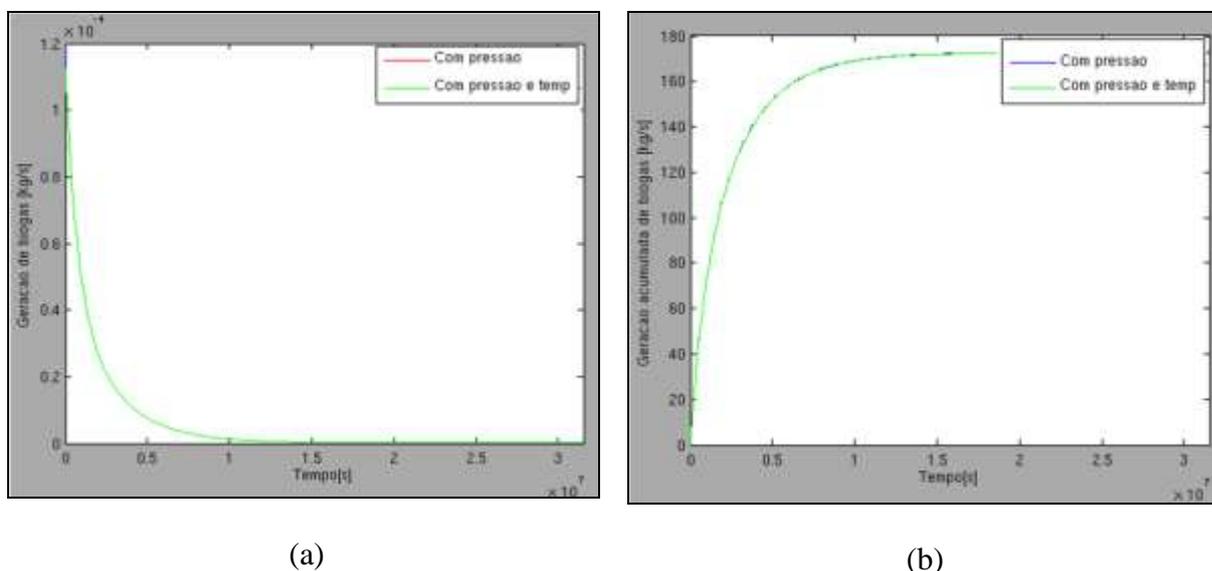


Figura 8.15. Termo fonte de geração de gás como resultado na análise (a) dos mecanismos hidráulicos e (b) dos mecanismos acoplados termo hidráulicos

8.3.2.Caso 2: Aterro experimental 3D

Este caso representa o comportamento da geração e fluxo de gás no aterro experimental, utilizando os mesmos parâmetros de biodegradação do modelo obtidos no Capítulo 3. Adicionalmente, aqui foram realizadas análises da geração mássica de biogás concomitantemente com o comportamento espacial e temporal da pressão de gás e líquido, e do fluxo de gás e temperatura.

Para isto, o aterro experimental foi discretizado em uma malha não estruturada 3D de elementos tetraédricos, considerando materiais com propriedades hidráulicas diferenciadas entre os resíduos e dreno e condições de contorno diferenciadas na base, no topo e nos drenos do aterro, analisando a geração mássica total de biogás e a captada pelos drenos. A Tabela 8.8 apresenta os parâmetros que foram utilizados para caracterizar os resíduos e drenos envolvidos na simulação deste caso.

Tabela 8.8. Resumo dos parâmetros que definem as propriedades dos materiais 1 (resíduo) e 2 (dreno) adotados para simular as condições do aterro experimental.

Propriedades dos materiais		Material 1 (resíduo) Material 2 (dreno)
Curva de retenção	S_{rl} – saturação residual	0,1
	S_{sl} - saturação máxima	0,9
	P_0 – pressão de entrada de ar (MPa)	0,04
	λ - parâmetro de ajuste	0,5
Permeabilidade intrínseca	k (m ²) – em todas as direções x, y e z	1 x 10 ⁻¹² (resíduo) 1 x 10 ⁻¹¹ (dreno)
	n_{\min} – porosidade mínima	1.10 ⁻³
Permeabilidade relativa do líquido	A – parâmetro de ajuste	1
	λ - parâmetro de ajuste	2
	S_{rl} – saturação residual	0,1
	S_{sl} - saturação máxima	0,9
Propriedade da fase sólida	c_s – calor específico da fase sólida (J/kg)	730
	ρ_s – densidade da fase sólida (kg/m ³)	1085
Massa de resíduos por volume do elemento	W (kg/m ³)	588
Tempo de início da geração de biogás	$time_i$ (s)	86400
Composição gravimétrica dos componentes	$COMP1$ – teor de matéria orgânica	0,4195
	$COMP2$ – teor de papel/papelão	0,1424
	$COMP3$ – teor de madeira e coco	0,06
	$COMP4$ – teor de resíduo sanitário	0,043
	$COMP5$ – teor de resíduo têxtil	0,0422
Carbono Orgânico degradável (COD)	$COD1$ na matéria orgânica	0,2
	$COD2$ no papel/papelão	0,45
	$COD3$ na madeira/coco	0,46
	$COD4$ no resíduo sanitário	0,32
	$COD5$ no resíduo têxtil	0,40
Velocidade de degradação dos componentes	$k1$ - matéria orgânica (s ⁻¹)	4,439 x 10 ⁻⁸
	$k2$ - papel/papelão (s ⁻¹)	3,171 x 10 ⁻⁹
	$k3$ - madeira/coco (s ⁻¹)	1,586 x 10 ⁻⁹
	$k4$ - resíduo sanitário (s ⁻¹)	6,347 x 10 ⁻⁹
	$k5$ - resíduo têxtil (s ⁻¹)	2,695 x 10 ⁻⁹

No caso aqui simulado considerou-se que o aterro foi preenchido em um único momento. Para efeito comparativo, a Figura 8.16 apresenta o resultado obtido analisando a taxa de geração mássica, considerando 41,4% do total gerado, conforme adotado por Maciel (2009), e massa acumulada de biogás total gerada, atendendo o preenchimento real do aterro e se caso tivesse ocorrido a situação hipotética de preenchimento em um único momento, utilizando as planilhas desenvolvidas no Capítulo 3.

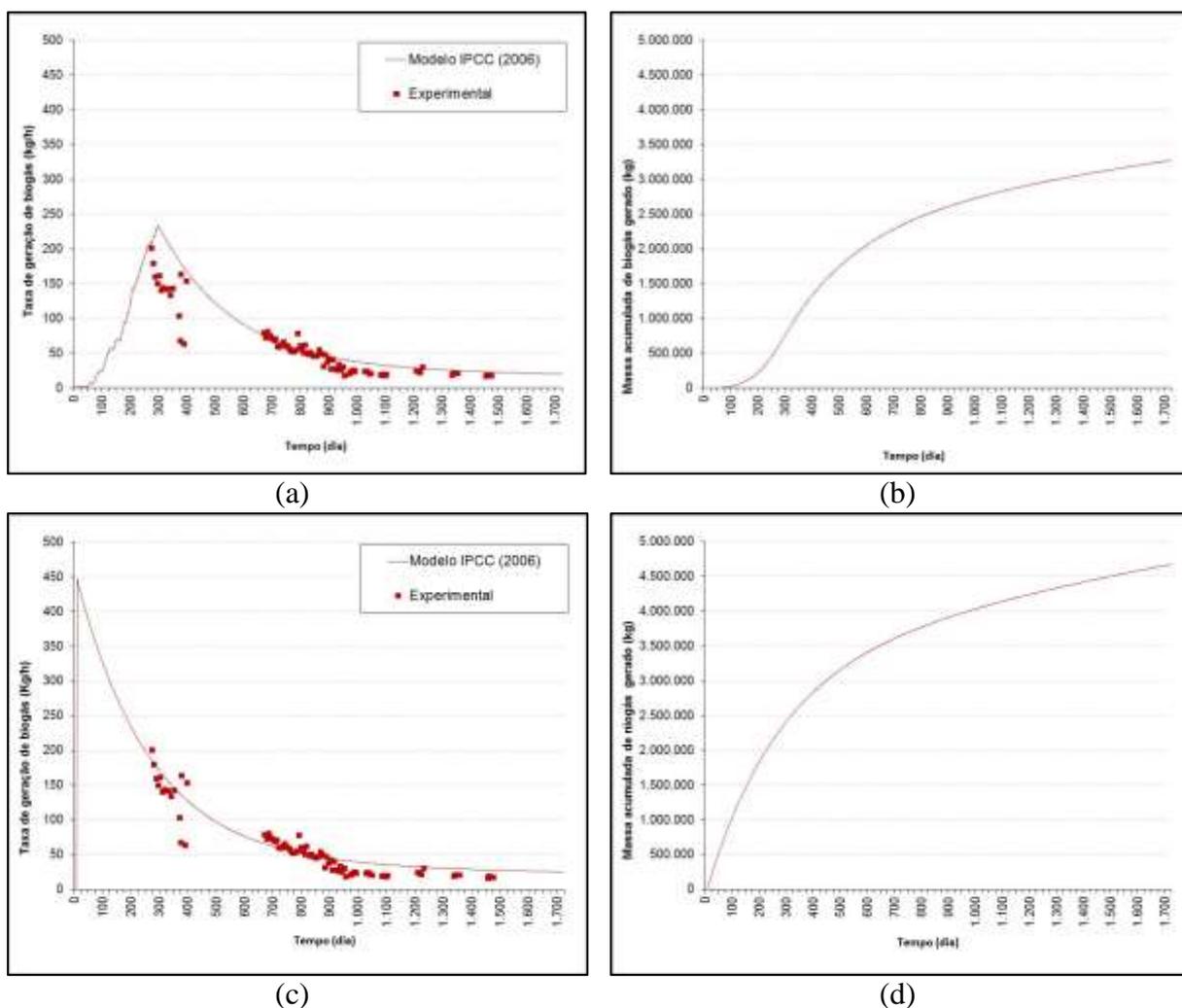


Figura 8.16. Resultado da taxa mássica de geração e massa acumulada de biogás considerando o aterro preenchido (a,b) ao longo de 10 meses e (c, d) em um único momento

Nota-se que, na situação real de preenchimento em 10 meses, a taxa mássica de geração de biogás máxima foi de aproximadamente 228 kg/h, enquanto que na situação hipotética seria de 447,44kg/h, quase o dobro da taxa máxima na situação real. Entretanto, por ter um aporte periódico de resíduos, o decaimento da geração de biogás é observado apenas após 300 dias na situação real enquanto que na situação hipotética, esse decaimento se dá logo após o preenchimento.

Com relação à massa total de biogás gerada, a situação real apresentou um valor de 3.292.354 kg enquanto que na situação hipotética foi de 4.694.500 kg, cerca de 40% a mais, que poderia representar um potencial energético superior ao encontrado no experimento.

Com base nessa situação hipotética, foram realizadas simulações utilizando o CODE_BRIGHT para analisar o comportamento espacial e temporal da pressão de gás (p_g),

de líquido (p_l) e temperatura (T), além de comparar a geração total de biogás com a taxa de biogás drenado, emitido pela camada de cobertura e dissolvido no lixiviado. O detalhamento das simulações está apresentado a seguir, com base na condição de contorno adotada para simular a camada de cobertura como totalmente impermeável, aproximando a condição de um biorreator, e semelhante às condições de drenagem de biogás encontradas nas condições reais do aterro experimental.

a) Análise da geração e fluxo de biogás do aterro experimental

Maciel (2009) estimou que a relação entre volume de biogás drenado e o total gerado foi cerca de 40%, considerando o sistema de drenagem vertical e horizontal, a existência de três tipos de camada de cobertura, a alternância do uso do sistema de extração de biogás forçado e natural e ainda as variações climáticas ocorrentes em um experimento de campo. De uma forma geral, cerca de 40% foram captados pelo sistema de drenagem e o restante foi acumulado ou oxidado ou emitido através da camada de cobertura.

Assim, os parâmetros aqui utilizados tentaram representar condições similares a quantidade de biogás captado pelos drenos. Para representar tal aproximação, foram feitas diversas simulações com mudanças do γ_g da condição de contorno 3, que representa a superfície do aterro em contato com a camada de cobertura, variando este parâmetro de 0 a 1×10^7 kg/s MPa, que respectivamente representa uma camada de cobertura totalmente impermeável e permeável. Após os diversos testes, observou-se que o valor de $\gamma_g = 0,5 \times 10^{-3}$ kg/s MPa foi o que melhor representou a quantidade de biogás drenado obtida no experimento, isto é, próximo a 40%.

Vale salientar que γ_g da condição de contorno está relacionado à constante de dissipação de gás, que relaciona o fluxo de gás proporcionalmente à diferença de pressão, entre a pressão da superfície e a pressão interna, conforme descrito no item 8.2.3.1 da metodologia deste capítulo. Foi possível relacionar o coeficiente de permeabilidade K (em m/s) com o γ_g , com o uso da equação de Darcy (Equação 8.38), onde Q_v é a vazão volumétrica do fluido (em m^3/s), L é a espessura do material (em m), ΔP é a diferença de pressão (em $\text{m}_{\text{H}_2\text{O}}$) e A é a área (em m^2). Segundo Jucá & Maciel (1999), essa equação é válida para fluidos incompressíveis e compressíveis, como o ar, desde que ΔP seja menor que 120kPa, como nos casos analisados.

Como γ_g é dado pela Equação 8.39, onde Q_m é a vazão mássica do material (em kg/s) e ΔP é a diferença de pressão (em MPa), pode-se relacionar o coeficiente de permeabilidade do material (K em m/s) com o γ_g , onde ρ é a densidade do gás em kg/m³, considerando que $Q_v = Q_m/\rho$ e $\Delta P_{m_{H_2O}} = 0,0098 \cdot \Delta P_{MPa}$.

$$K \left(\frac{m}{s} \right) = \frac{Q_v \left(\frac{m^3}{s} \right) \cdot L(m)}{\Delta P (m_{H_2O}) \cdot A(m^2)} \quad \text{Eq. 8.38}$$

$$\gamma_g = \frac{Q_m \left(\frac{kg}{s} \right)}{\Delta P (MPa)} \rightarrow K \left(\frac{m}{s} \right) = \gamma_g \cdot \frac{L(m)}{0,0098 \cdot \rho \left(\frac{kg}{m^3} \right) \cdot A(m^2)} \quad \text{Eq. 8.39}$$

Assim, utilizando o valor de $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s.MPa, a densidade ρ igual a densidade do ar atmosférico na temperatura de 30°C (1,165 kg/m³) e área A igual a 2m², segundo área média do elemento na superfície do aterro, observa-se uma equivalência de γ_g com o coeficiente de permeabilidade ao ar de $1,75 \cdot 10^{-4}$ cm/s. Maciel (2009) não relatou o coeficiente de permeabilidade ao ar da camada de cobertura, porém encontrou o coeficiente de permeabilidade à água no valor médio de $3 \cdot 10^{-6}$ cm/s, o que parece coerente visto que este coeficiente depende da viscosidade do fluidos. Desta forma, como o ar tem uma viscosidade menor que da água, o coeficiente de permeabilidade ao ar de um solo deve ser maior que este coeficiente de permeabilidade à água do mesmo solo.

Os resultados de geração total de biogás (em kg/s), assim como a quantidade de biogás drenada, emitida pela camada de cobertura e dissolvida no líquido podem ser visualizados na Figura 8.17. Analisando a massa acumulada de biogás após 1500 dias de simulação, cerca de 43% do biogás gerado foi captado pelo sistema de drenagem vertical, 56% foi acumulado temporariamente no sistema e/ou emitido através da camada de cobertura, e uma pequena fração (cerca de 1%) saiu do sistema pela dissolução do gás no líquido, seguindo a Lei de Henry definida na Equação 8.7.

A Figura 8.18 apresenta a distribuição espacial do fluxo de biogás na superfície do aterro nos espaços de tempo de 10, 17, 167 e 610 dias de simulação, sendo que após 10 dias é que foi iniciada a degradação, destacando a existência de fluxos maiores nos drenos e fluxos bem menores ao longo da camada de cobertura.

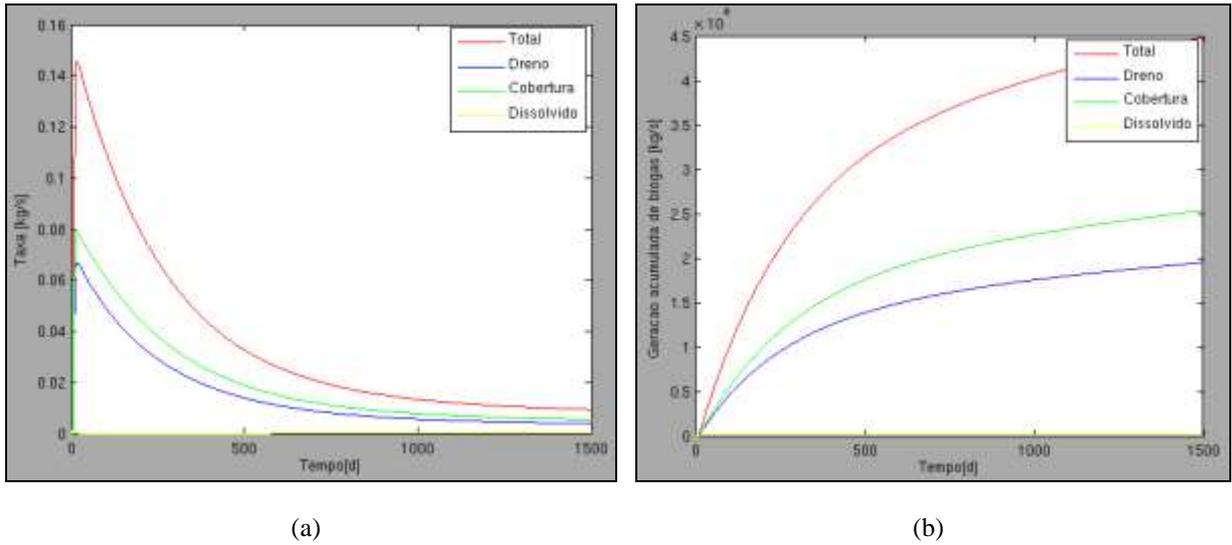


Figura 8.17. (a) Taxa de geração e (b) massa acumulada de biogás total, drenada, emitida pela camada de cobertura e dissolvida no lixiviado considerando um $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa na condição de contorno da camada de cobertura

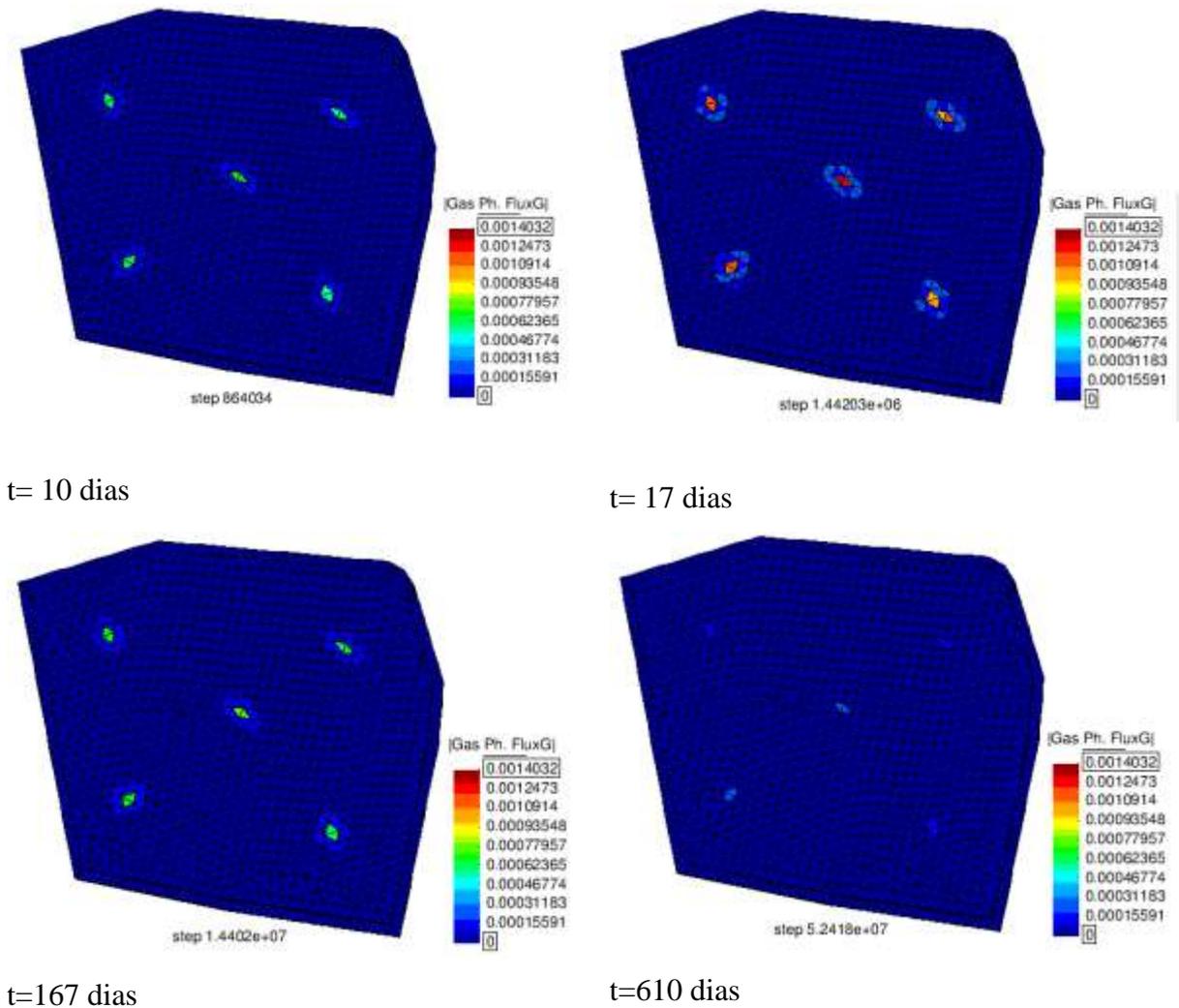


Figura 8.18. Distribuição espacial do fluxo de biogás na superfície do aterro, considerando $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa na condição de contorno da camada de cobertura

A Figura 8.19 apresenta os vetores de fluxo após o início da geração de biogás no aterro experimental, enfatizando os maiores fluxos de gás nos drenos e a redução deste fluxo à medida que se tem uma redução da geração de biogás ao longo do tempo.

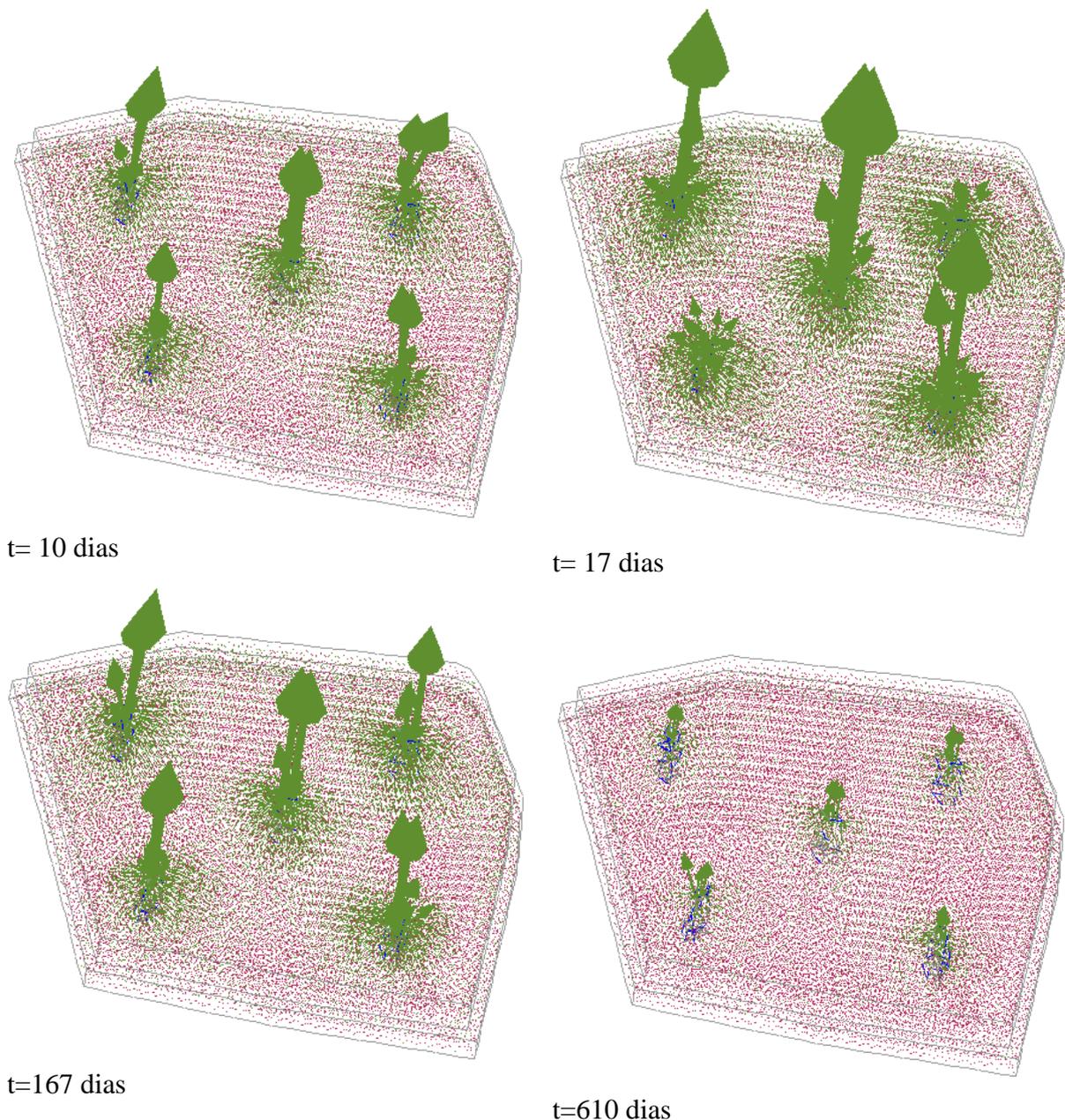


Figura 8.19. Comportamento dos vetores de fluxo de gás na superfície do aterro, considerando $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3} \text{ kg/s MPa}$ na condição de contorno da camada de cobertura

A Figura 8.20 apresenta o detalhamento dos vetores de fluxo ao longo da profundidade do aterro, seja através dos drenos e ainda da camada de cobertura, indicando que existe um maior fluxo de gás nos drenos e fluxos menores através da camada de cobertura. O fluxo de gás pela

camada de cobertura foi possível de ser visualizada impondo uma mesma dimensão para todos os vetores, conforme detalhamento apresentado na figura.

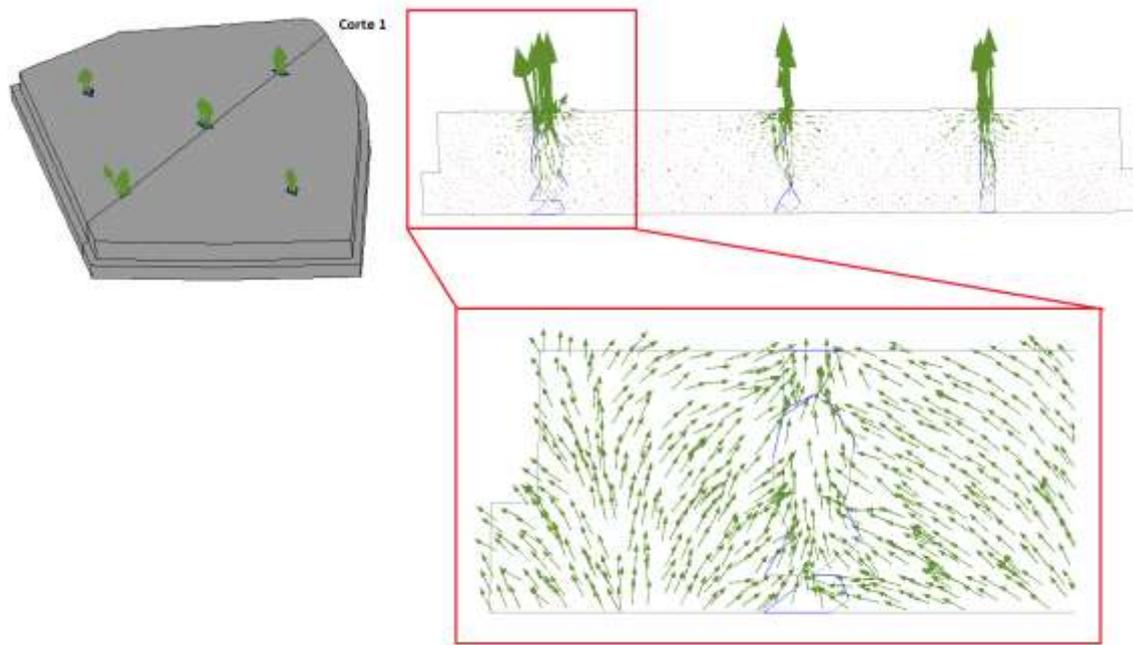


Figura 8.20. Detalhamento dos vetores de fluxo de gás nos drenos e camada de cobertura do aterro, considerando $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3} \text{ kg/s MPa}$ para a camada de cobertura

Analisando a mudança de direção dos vetores de fluxo (Figura 8.20) no período de maior geração de biogás, observou-se que o raio de influência médio entre os drenos para este caso variou de 15 a 20 m, valor um pouco abaixo ao utilizado na elaboração de projetos de rede de drenagem, que é entre 25 a 40 m, a depender da geometria do aterro.

Maciel (2009) também analisou o comportamento da pressão de gás (p_g) nos piezômetros distribuídos ao longo do aterro experimental, conforme Figura 8.21. Nos resultados experimentais, observa-se que o valor máximo de p_g foi identificado com cerca de 300 dias de experimento ($2,59 \times 10^7 \text{ s}$), com pressão manométrica máxima de 7 KPa. Além disso, na rotina de monitoramento do aterro experimental foram observados em campo o acúmulo de líquidos nos piezômetros instalados em locais próximos aos drenos verticais, indicando uma elevada p_l e tal fato pode ter elevado ainda mais a p_g no meio poroso.

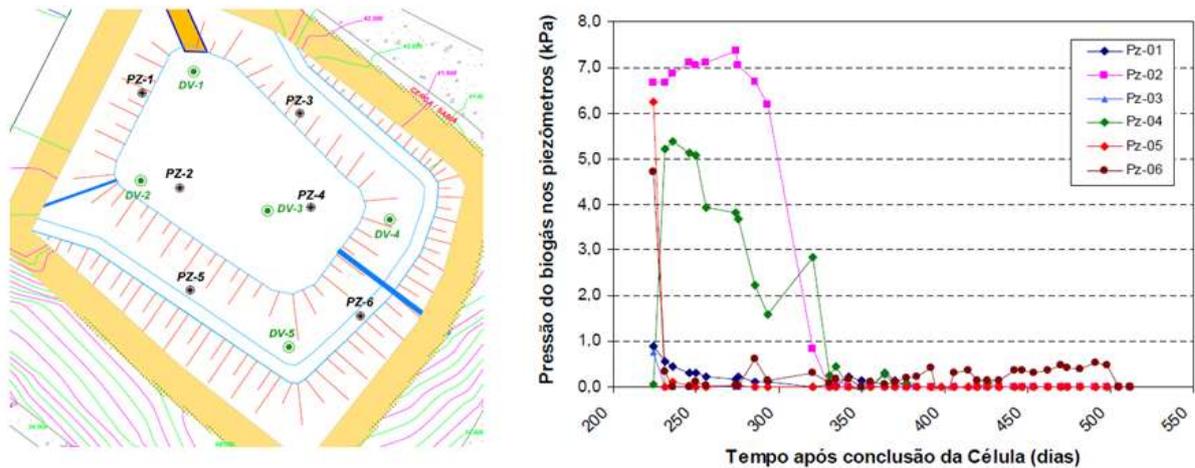


Figura 8.21. Posicionamento dos piezômetros e respectivas medições de pressão de gás realizadas por Maciel (2009)

A Figura 8.22 ilustra a distribuição da p_g ao longo da superfície do aterro no instante de tempo em que foi identificado o maior valor de p_g (0,024 MPa em 17 dias de análise), conjuntamente com a variação temporal de p_g nos pontos localizados similarmente aos piezômetros instalados no aterro experimental. Segundo o modelo, os maiores picos de p_g foram encontrados nos pontos 5 e 6, localizado entre dois drenos, indicando um possível acúmulo de biogás nessa área e uma maior emissão pela camada de cobertura. Este maior fluxo de biogás pela superfície é proporcional á diferença de pressão Δp , conforme Equação 8.32, onde nesses pontos foi indicado um valor mais elevado de Δp .

A Figura 8.23 apresenta o comportamento espacial da p_g , em alguns passos de tempo envolvidos nas análises, apontando que ocorre a dissipação de gás ao longo do tempo no aterro, devido ao fluxo de gás pelo sistema de drenagem, camada de cobertura e dissolução nos líquidos existentes. Para melhor visualizar o comportamento da p_g ao longo da profundidade do aterro, foram realizados cortes perpendiculares á superfície, conforme Figura 8.24.

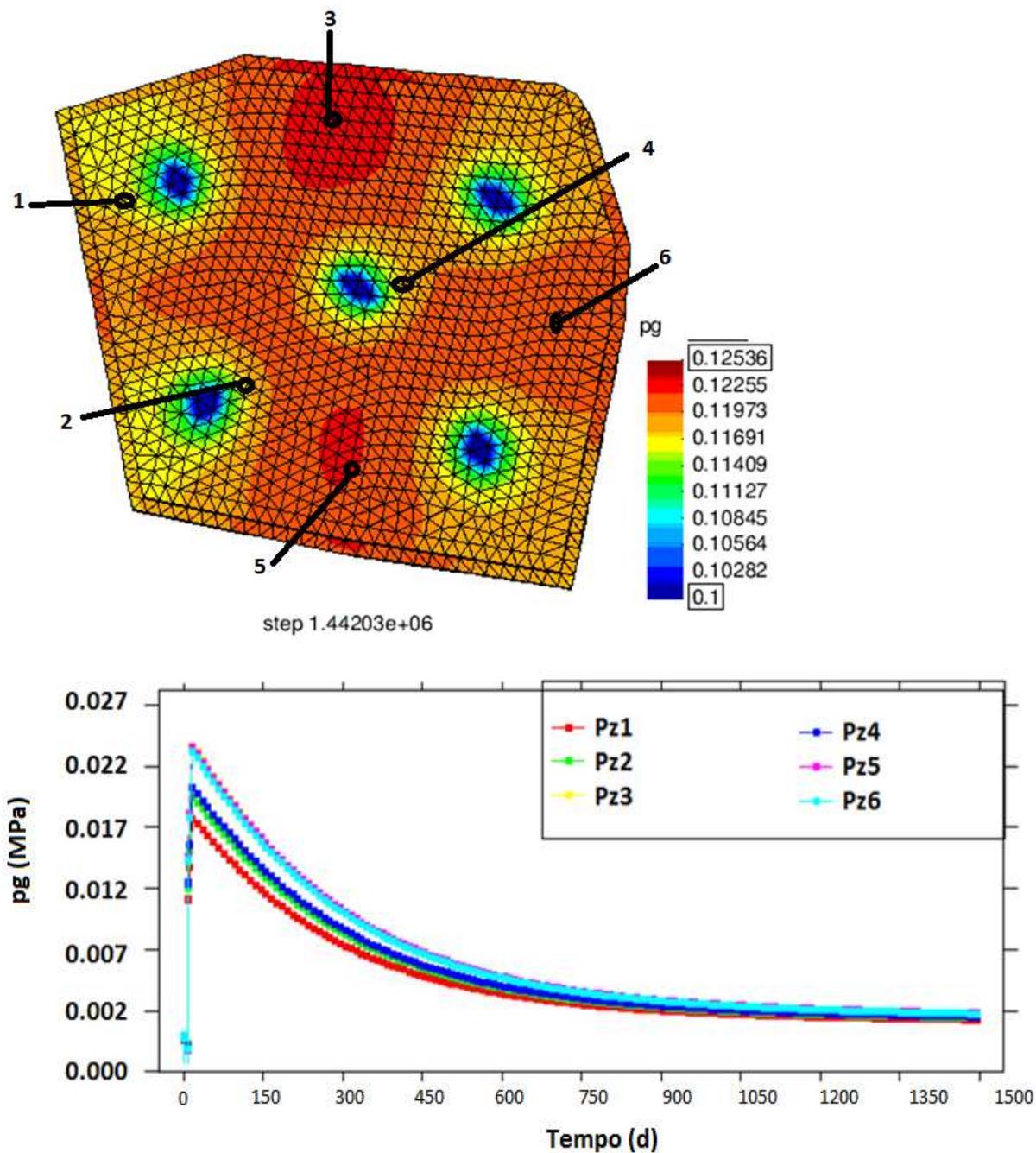


Figura 8.22. Comportamento espacial e temporal da p_g na superfície do aterro experimental, considerando a camada de cobertura de baixa permeabilidade ao gás (em $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa)

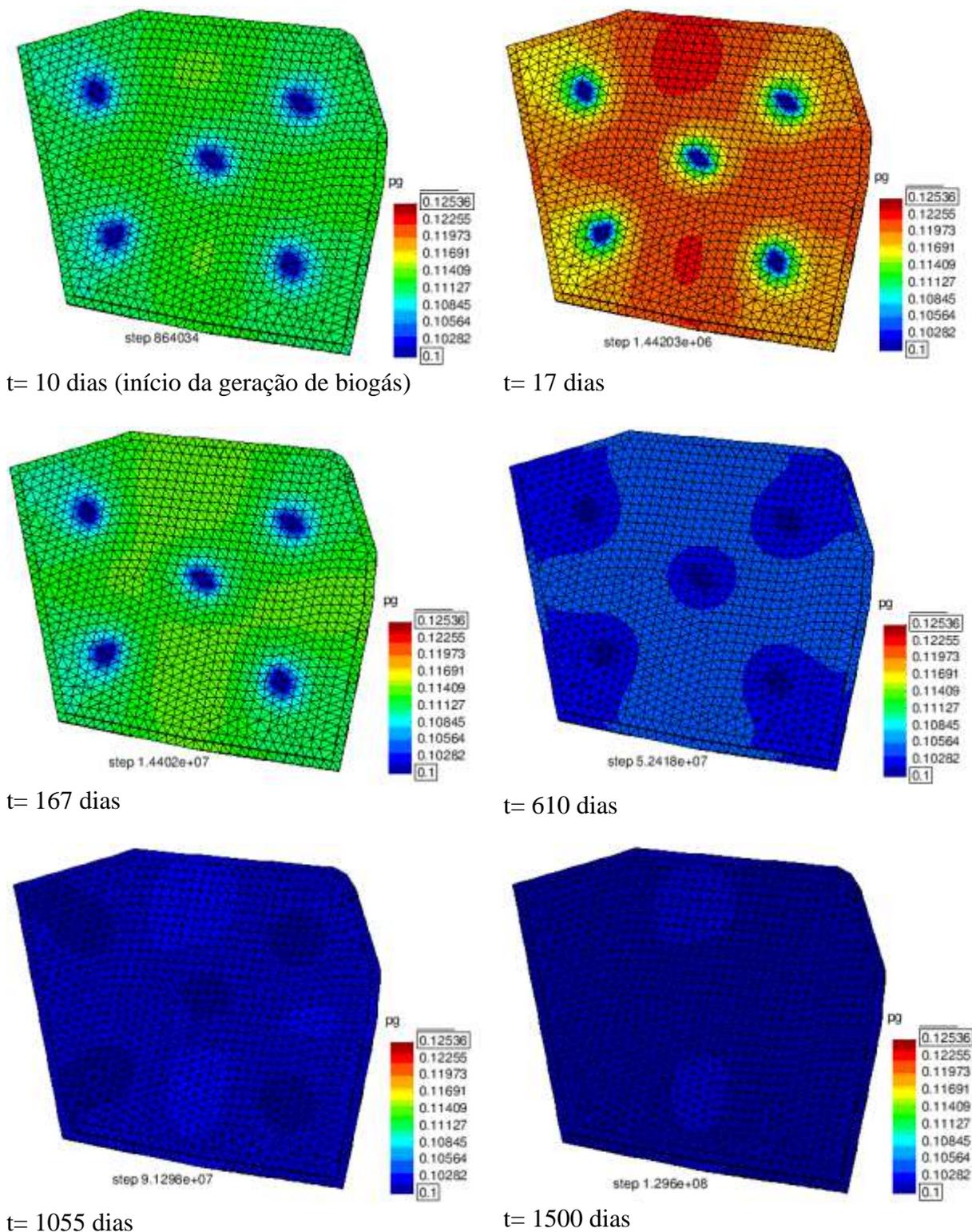


Figura 8.23. Pressão de gás (p_g em MPa) na superfície do aterro experimental em alguns passos de tempo da simulação considerando $\gamma_g=0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa

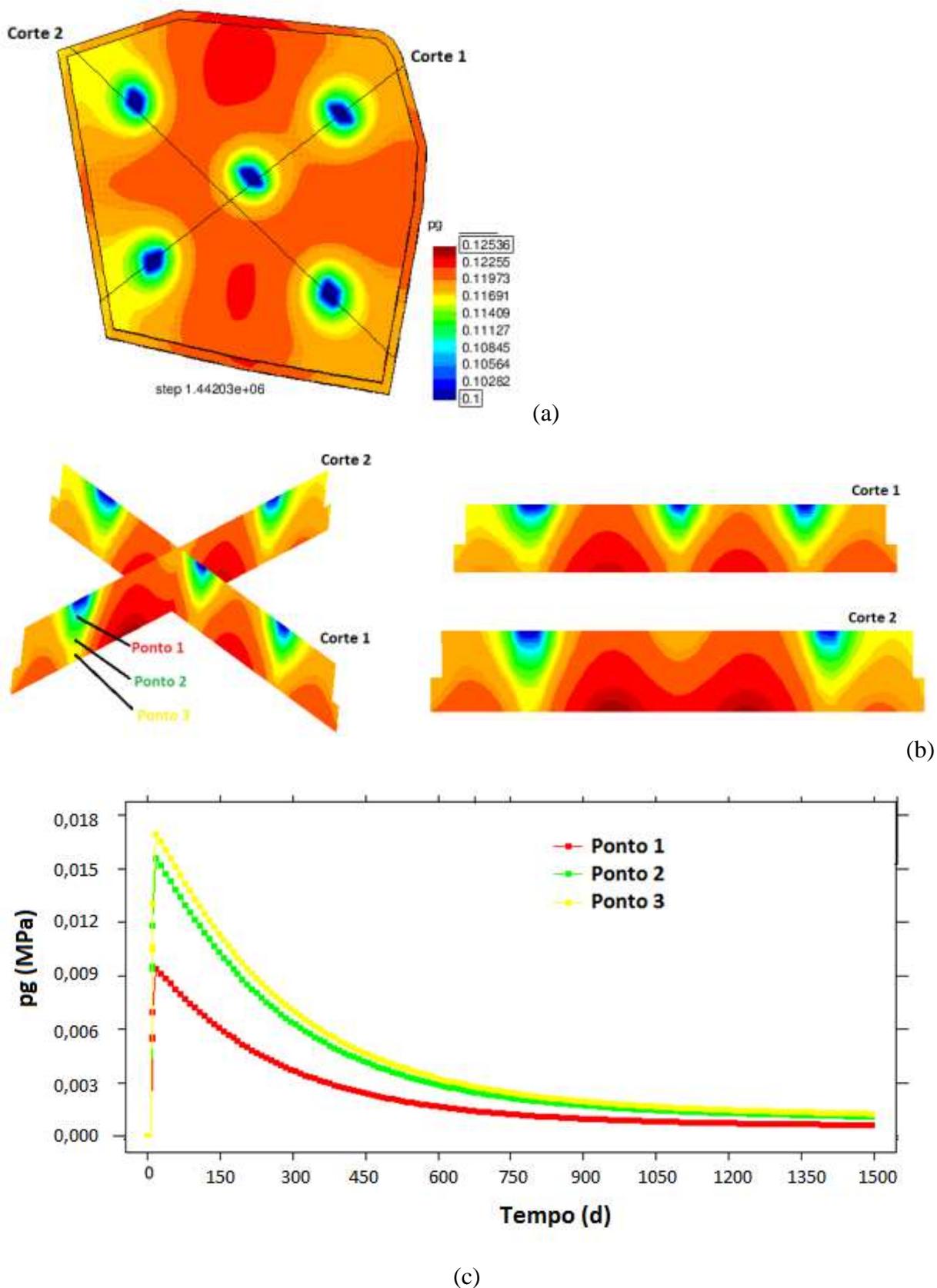


Figura 8.24. Pressão de gás (p_g em MPa) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa)

Nos resultados experimentais, a pressão manométrica máxima encontrada foi de 7kPa, no ponto próximo ao piezômetro 4 do aterro experimental. Analisando as Figura 8.22, Figura 8.23 e Figura 8.24 observa-se que a pressão máxima de gás (p_g máximo) na simulação do aterro experimental foi de 0,024 MPa (24kPa) próximo a 17 dias de análise, utilizando $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s MPa para simular a existência de fluxo na camada de cobertura do aterro. Assim, no modelo numérico e nas condições adotadas nesta simulação, a p_g foi cerca de 3 vezes superior, respeitando as condições do teor de gás captado pelos drenos.

Contudo, experimentalmente o aterro foi preenchido ao longo de 10 meses e cerca de 3 meses após o fechamento da célula é que foram iniciadas as medições de pressão em campo. Assim, o período inicial de geração de biogás, no qual normalmente apresenta as maiores taxas de geração, não foi analisado experimentalmente, sendo provável que tenha ocorrido a dissipação do gás gerado ao longo de 1 ano de degradação e não tenha ocorrido acúmulo de pressão no interior do aterro. Isto pode justificar as pressões mais elevadas nas simulações que no experimento. No caso aqui simulado, o preenchimento do aterro foi procedido em um único passo de tempo e a biodegradação de todos os resíduos iniciou igualmente após 10 dias.

É importante ressaltar que pressões manométricas de 80kPa foram encontrados em um aterro de grande porte em São Paulo com profundidade de até 100m de resíduos, diferente da condição do aterro experimental que tem uma profundidade média de 10 metros.

Assim, para melhor simular as condições reais observadas no aterro experimental, faz-se necessário também considerar a variabilidade espacial e temporal dos materiais ali existentes e que são depositados ao longo do tempo. Tal condição também foi afirmada por McDougall (2009).

É evidente que a geração de biogás elevou a p_g do meio poroso. Por esta ação juntamente com a ação da força da gravidade, foi observado também que houve modificações na pressão de líquido (p_l), conforme apresentado na Figura 8.25. Esta figura apresenta o comportamento espacial da p_l na parte superficial (Figura 8.25a), na profundidade (Figura 8.25b), conforme corte 1 e 2 perpendicularmente realizados, e a variação temporal (Figura 8.25c) da p_l no aterro em pontos localizados ao longo da profundidade do dreno vertical 1.

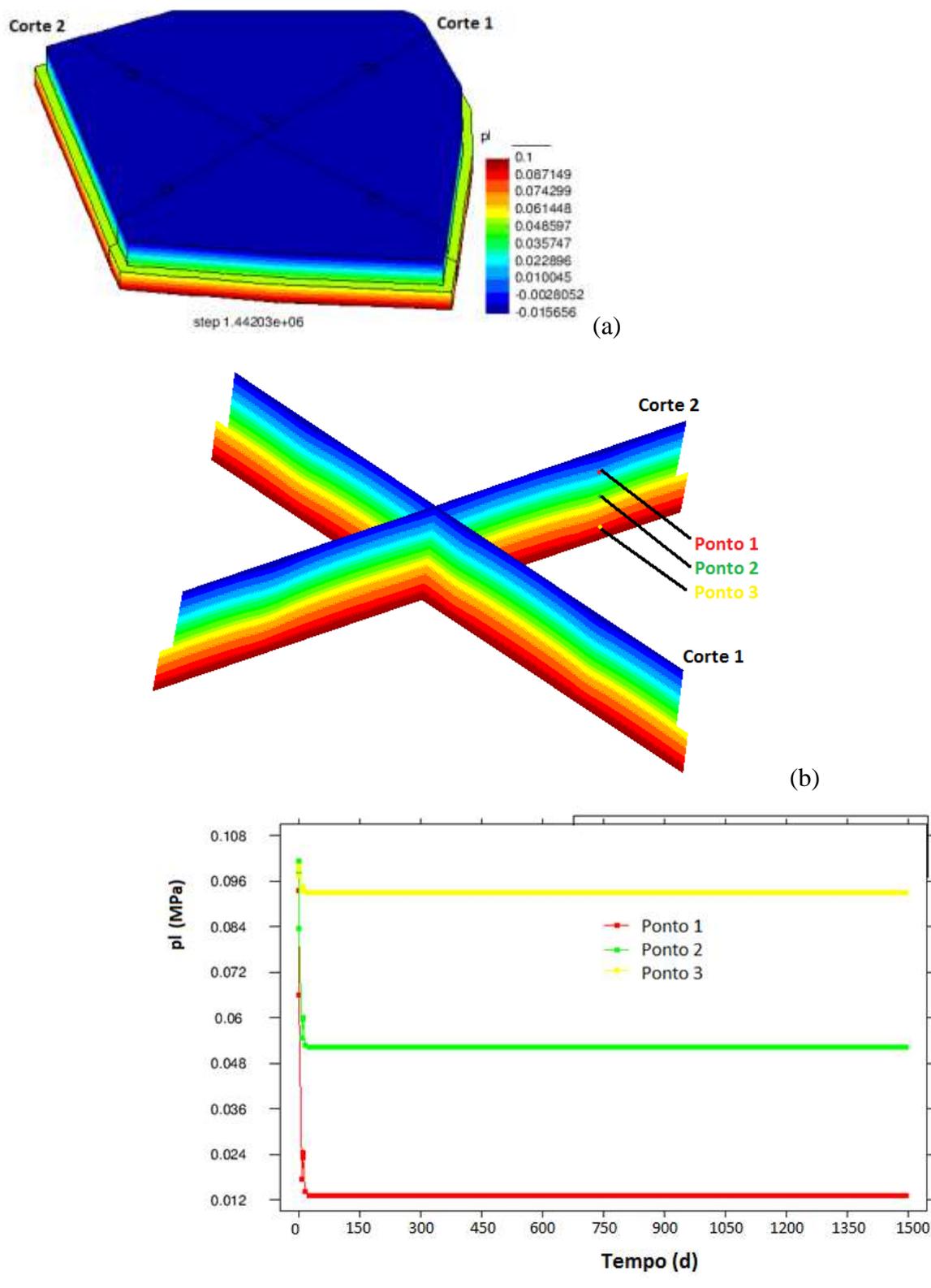


Figura 8.25. Pressão de líquido (em MPa) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g=0$)

Ressalta-se um maior decaimento da p_l nos primeiros dias de análise, no qual até o dia 10 não há a geração de gás ocorrendo apenas a ação da gravidade. Adicionalmente, após 10 dias,

têm-se as maiores taxas de geração de biogás e também as maiores p_g , o que impulsiona o deslocamento dos líquidos para as camadas inferiores, e o aumento da p_l ao longo da profundidade. Tal fato pode ser observado analisando concomitantemente as Figura 8.24c e Figura 8.25c no ponto 3, onde aponta-se as maiores p_l , com menor decaimento, e maiores p_g , com maior decaimento.

É importante também enfatizar que no CODE_BRIGHT não houve a implementação de uma lei constitutiva de geração de líquido e também não foi considerado nenhum aporte de água pela superfície do aterro, similar à situação de ocorrência de chuvas. Assim, foi observada uma estabilização do comportamento da p_l na medida em que ocorreu a ação constante da gravidade e após a diminuição da taxa de geração de biogás no aterro.

Com relação ao fluxo de calor, foi imposta uma condição de contorno estática para temperatura, fixando a temperatura na superfície do aterro em 30°C, temperatura média encontrada na região, ao longo de todo o período da simulação. Para relacionar a geração de biogás com a temperatura, ajustou-se o parâmetro γ_E para encontrar temperaturas similares às encontradas no aterro experimental.

Analisando o comportamento experimental da temperatura no aterro, Maciel (2009) encontrou uma temperatura máxima de 61,7°C, com valores médios entre 36,1 a 48,0°C. Nesta simulação, a temperatura máxima encontrada foi de 38,85°C, no interior do aterro no qual se tem as maiores taxas de geração de biogás além de uma menor interferência das condições externas de temperatura. Isto pode ser evidenciado ao analisar o decaimento da temperatura na Figura 8.26c, onde no ponto 1, mais próximo à superfície, observa-se um decaimento mais acentuado da temperatura que nos pontos 2 e 3 que ficam localizados internamente no aterro.

Adicionalmente, nos pontos próximos aos drenos, observa-se que existe uma maior dissipação de calor ocorrido principalmente pela existência do fenômeno de advecção, isto é, a ação concomitante da condução de calor e o fluxo de gás nos drenos.

Assim, as temperaturas sofrem influência direta da temperatura ambiente, onde nessas análises foi considerada uma temperatura fixa em 30°C. O comportamento térmico dos resíduos poderia ser melhor ajustado quando as condições de contorno puderem ser inseridas

dinamicamente, onde serão consideradas as mudanças da temperatura no ambiente externo ao aterro ao longo do tempo.

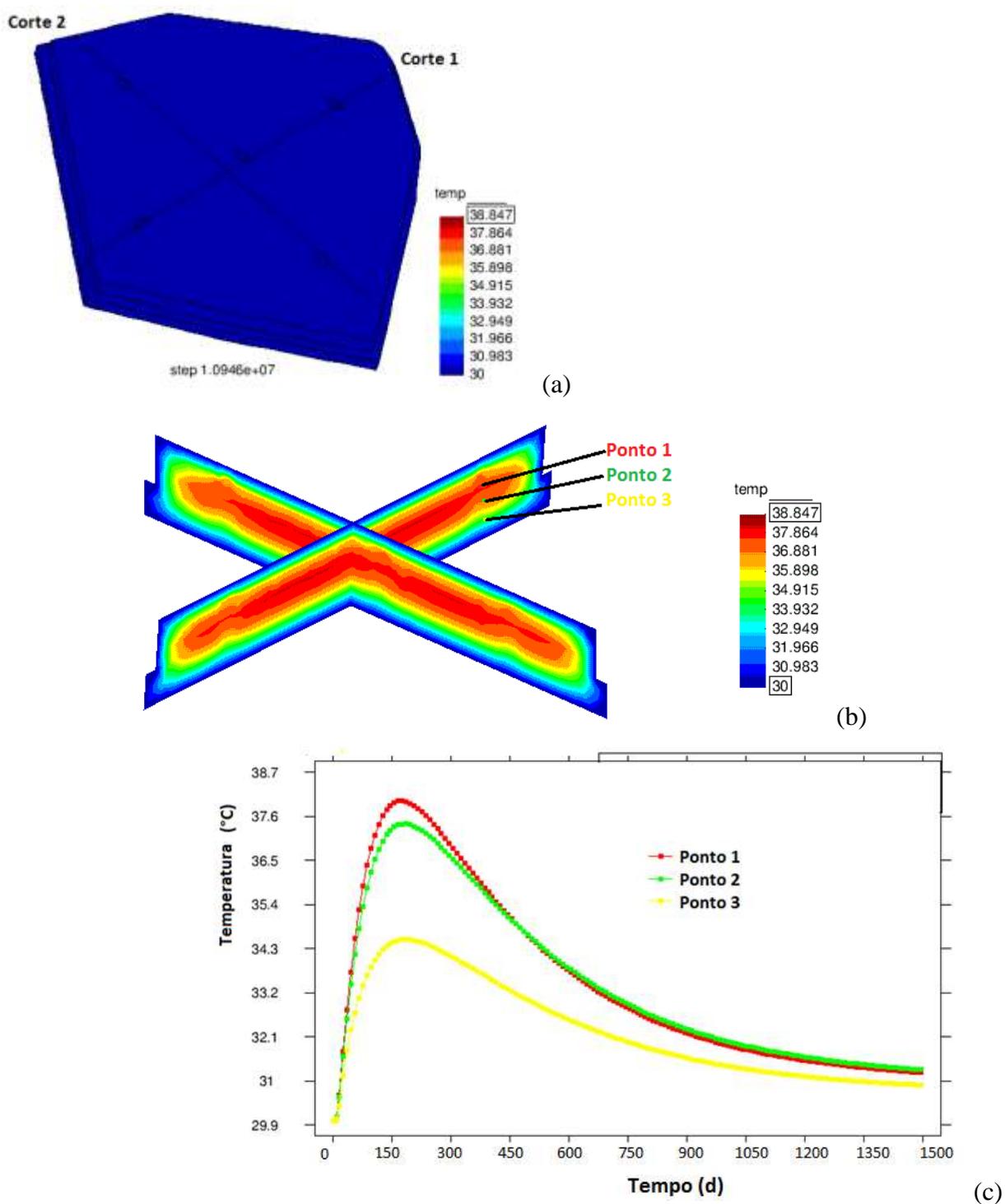


Figura 8.26. Temperatura (em °C) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g=0$)

b) Geração e fluxo de biogás em condições de camada de cobertura impermeável

Nas avaliações de análise de viabilidade técnica e econômica do aproveitamento energético de biogás em aterros, a empresa norte americana *SCS Engineers*, que tem atuado no Brasil e no Mundo em diversos projetos de aproveitamento energético de biogás advindos de aterros sanitários, normalmente trabalha com a utilização de três cenários diferentes para desenvolver uma faixa de estimativa de recuperação do biogás para dimensionamento do sistema de coleta e geração de energia. Os cenários são baseados em projeções de baixa, média e alta geração de biogás, com alterações nos parâmetros de composição dos resíduos, constante cinética de degradação e capacidade de recuperação do biogás.

Neste caso, a análise da geração e fluxo de biogás foi realizada considerando uma condição ótima da camada de cobertura, isto é, uma situação extrema de impermeabilização quanto ao gás na superfície, considerando uma elevada capacidade de recuperação do biogás.

Esta prática de uso de mantas impermeáveis na camada superior do aterro é muito utilizada em aterros norte-americanos e europeus no intuito de aumentar a capacidade de captação do biogás gerado, aprimorando assim a geração de energia existente no aterro. Entretanto, esta prática de impermeabilização total da camada de cobertura é questionável perante a manutenção da umidade interna do meio e necessidade de implantação de sistemas de injeção de água na massa de resíduos, visto que uma maior geração de biogás pode ser obtida em resíduos com elevado teor de umidade.

Diferentemente das simulações anteriores, foi adotado o valor de $\gamma_g=0$ na condição de contorno 3, apresentada da Figura 8.7, indicando uma camada de cobertura totalmente impermeável. Impondo esta condição de contorno significa dizer que o biogás gerado só pode ser acumulado e sair da fronteira do sistema através dos drenos, que estão sob a condição de contorno 4, ou ser dissolvido no líquido existente no aterro.

A Figura 8.27 apresenta o comportamento da taxa de geração de biogás total, captada pelos drenos, emitida pela camada de cobertura e que pode ter sido dissolvido no lixiviado, considerando o $\gamma_g=0$. Com relação à geração total, assim como no caso anterior, observa-se um comportamento similar aos valores encontrados na planilha (Figura 8.16).

Como a camada de cobertura foi considerada impermeável, praticamente todo o biogás gerado (99,99%) saiu do sistema apenas pelos drenos verticais e uma pequena parcela foi dissolvida nos líquidos.

Com relação ao comportamento espacial do fluxo de biogás no aterro, a Figura 8.28 apresenta os vetores de fluxo e a distribuição ao longo da superfície do aterro, destacando a existência de um maior fluxo de biogás nos drenos, cerca de 2 vezes superior ao fluxo encontrado no caso anterior, e a ausência na camada de cobertura, que pode ser melhor visualizado na Figura 8.29 ao considerar os vetores com a mesma dimensão.

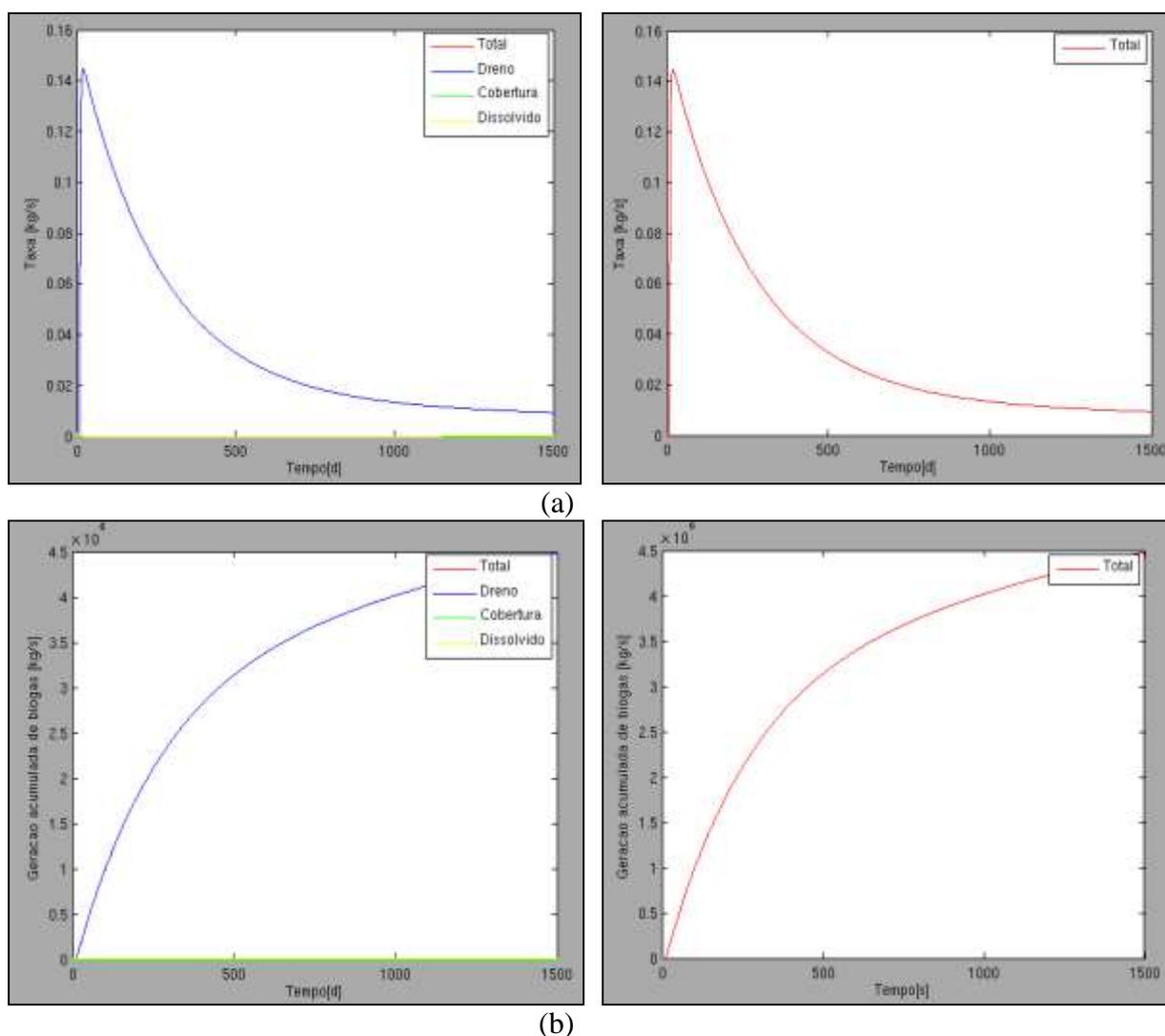


Figura 8.27. (a) Taxa de geração e (b) massa acumulada de biogás total, drenada, emitida pela camada de cobertura e dissolvida no lixiviado considerando um $\gamma_g=0$

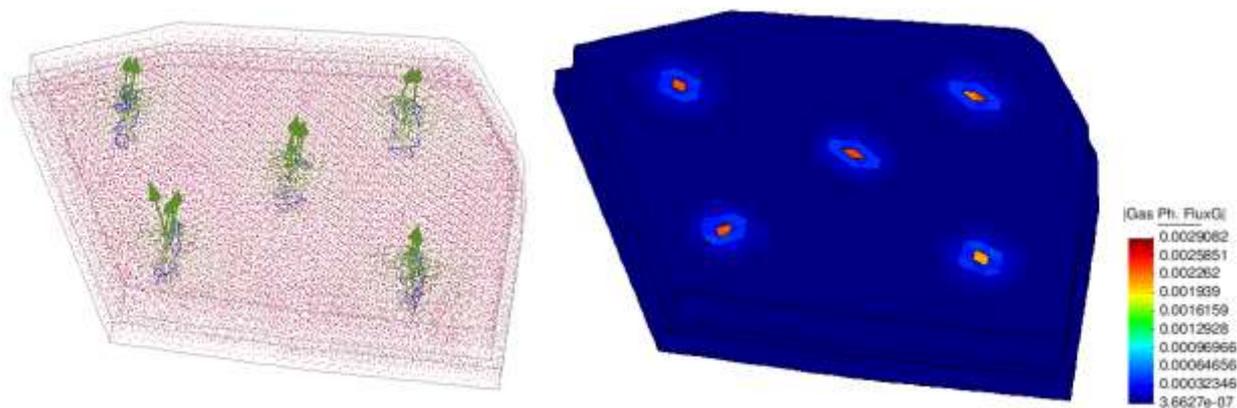


Figura 8.28. Vetores e distribuição espacial do fluxo de biogás na superfície do aterro, considerando $\gamma_g=0$

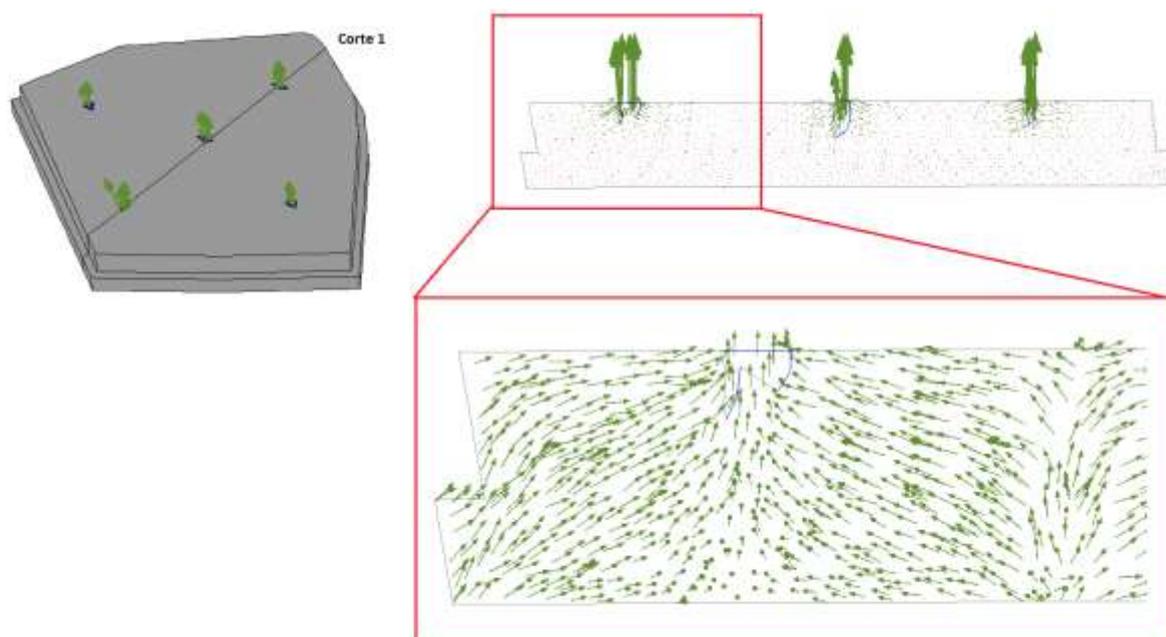


Figura 8.29. Detalhamento dos vetores de fluxo de gás nos drenos e camada de cobertura do aterro, considerando $\gamma_g=0$ para a camada de cobertura

Analisando a mudança de direção dos vetores de fluxo na Figura 8.29, é possível estimar o raio de influência médio entre os drenos, que para este caso utilizando uma camada de cobertura impermeável variou de 25 a 30 m, valores superiores aos encontrados considerando a camada de cobertura permeável, analisada no caso anterior, que variou de 15 a 20 m. Isto indica que, ao impermeabilizar ou diminuir a permeabilidade da camada de cobertura de um

aterro, pode-se haver uma elevação do raio de influência da rede de drenagem pelo fato de impedir ou dificultar as emissões gasosas através da superfície resultando em um maior fluxo de gás através da massa de resíduos existente no interior do aterro.

Neste caso simulado, como não houve emissão pela camada de cobertura, conforme imposição da condição de contorno 3 na superfície do aterro, observa-se que realmente houve uma maior elevação p_g no aterro. A Figura 8.30 ilustra a distribuição da p_g ao longo da superfície do aterro no instante de tempo em que foi identificado o maior valor de p_g (0.146 MPa), conjuntamente com a variação temporal desta variável nos pontos similares aos piezômetros instalados no aterro experimental.

A Figura 8.31 apresenta o comportamento espacial da p_g , em alguns passos de tempo da análise, apontando que ocorre a dissipação de gás ao longo do tempo no aterro, devido ao fluxo de gás pelo sistema de drenagem e dissolução nos líquidos existentes. Para melhor visualizar o comportamento da p_g ao longo da profundidade do aterro, foram realizados cortes perpendiculares á superfície, conforme Figura 8.32.

Avaliando as Figura 8.30, Figura 8.31 e Figura 8.32, observa-se que a pressão máxima de gás (p_g máximo) na simulação do aterro experimental utilizando as condições de camada de cobertura impermeável foi de 0,045 MPa (equivalente a 45 kPa), próximo a 17 dias de análise, isto é, após 7 dias de início da degradação. Esta pressão é cerca de 2 vezes superior a p_g encontrada na simulação considerando a camada de cobertura parcialmente permeável apresentada anteriormente. Entretanto, no modelo numérico e nas condições adotadas nesta simulação, como um biorreator, a p_g foi cerca de 6 vezes superior e $p_{g\text{máxima}}$ encontrada experimentalmente, sendo todo o gás gerado praticamente captado pelo sistema de drenagem vertical considerado.

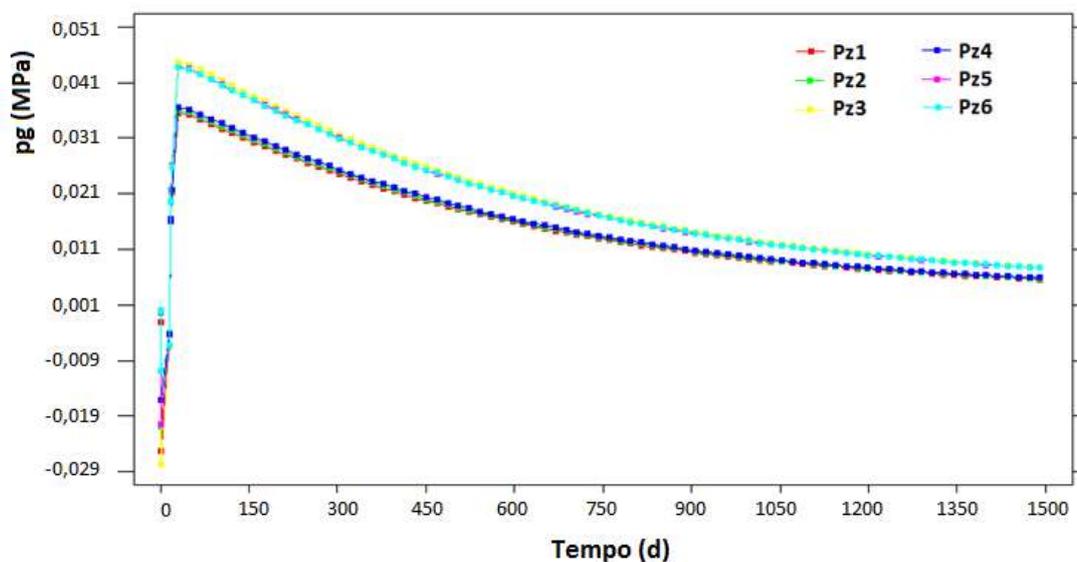
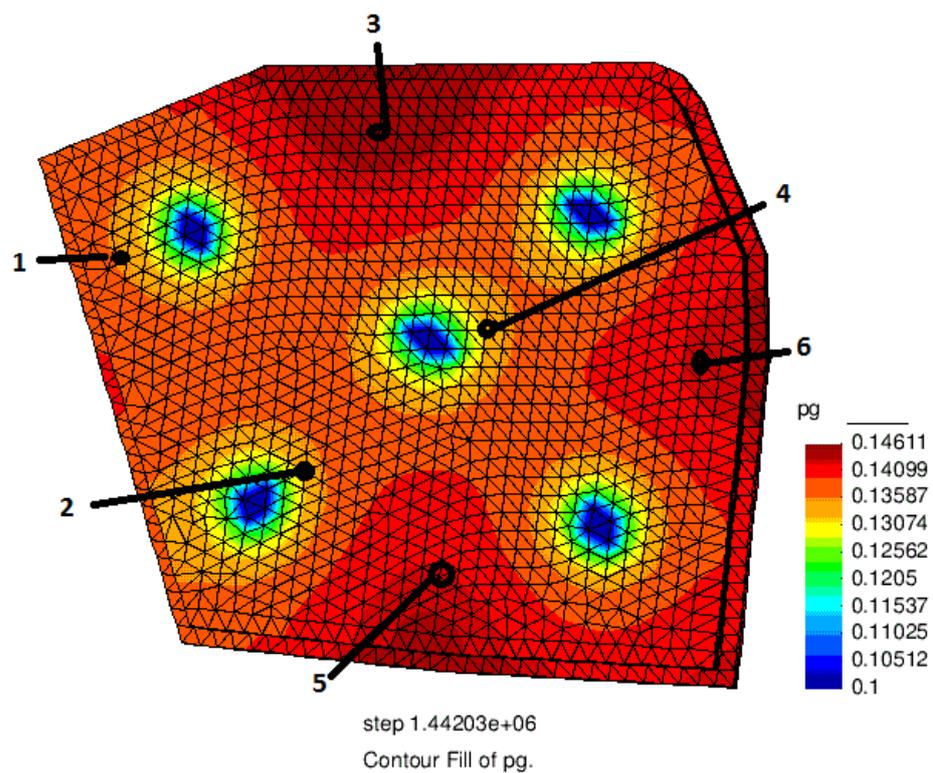


Figura 8.30. Comportamento espacial e temporal da p_g na superfície do aterro experimental, considerando a camada de cobertura de baixa permeabilidade ao gás (em $\gamma_g=0$)

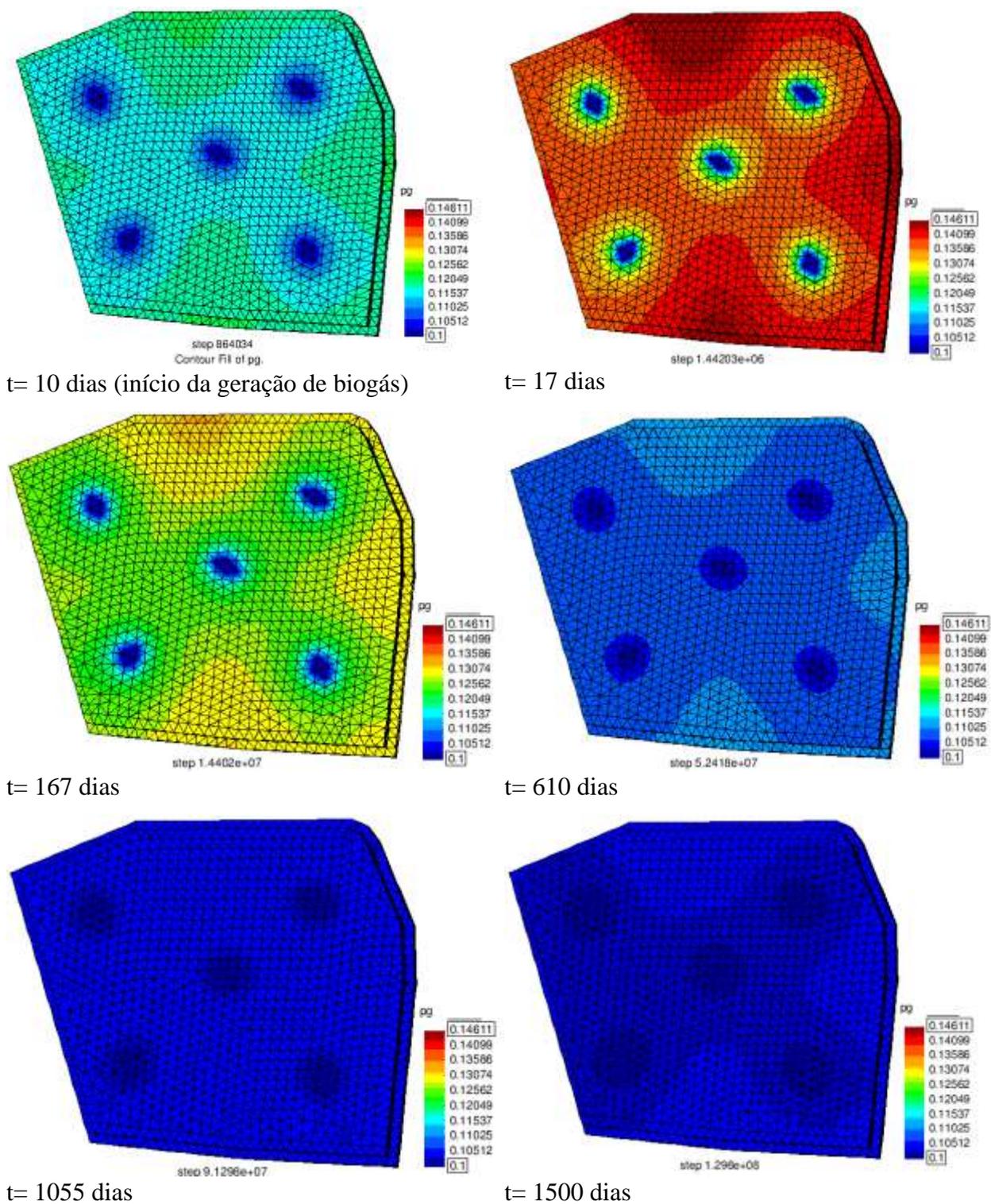


Figura 8.31. Pressão de gás (p_g em Mpa) na superfície do aterro experimental em alguns passos de tempo da simulação considerando $\gamma_g=0$

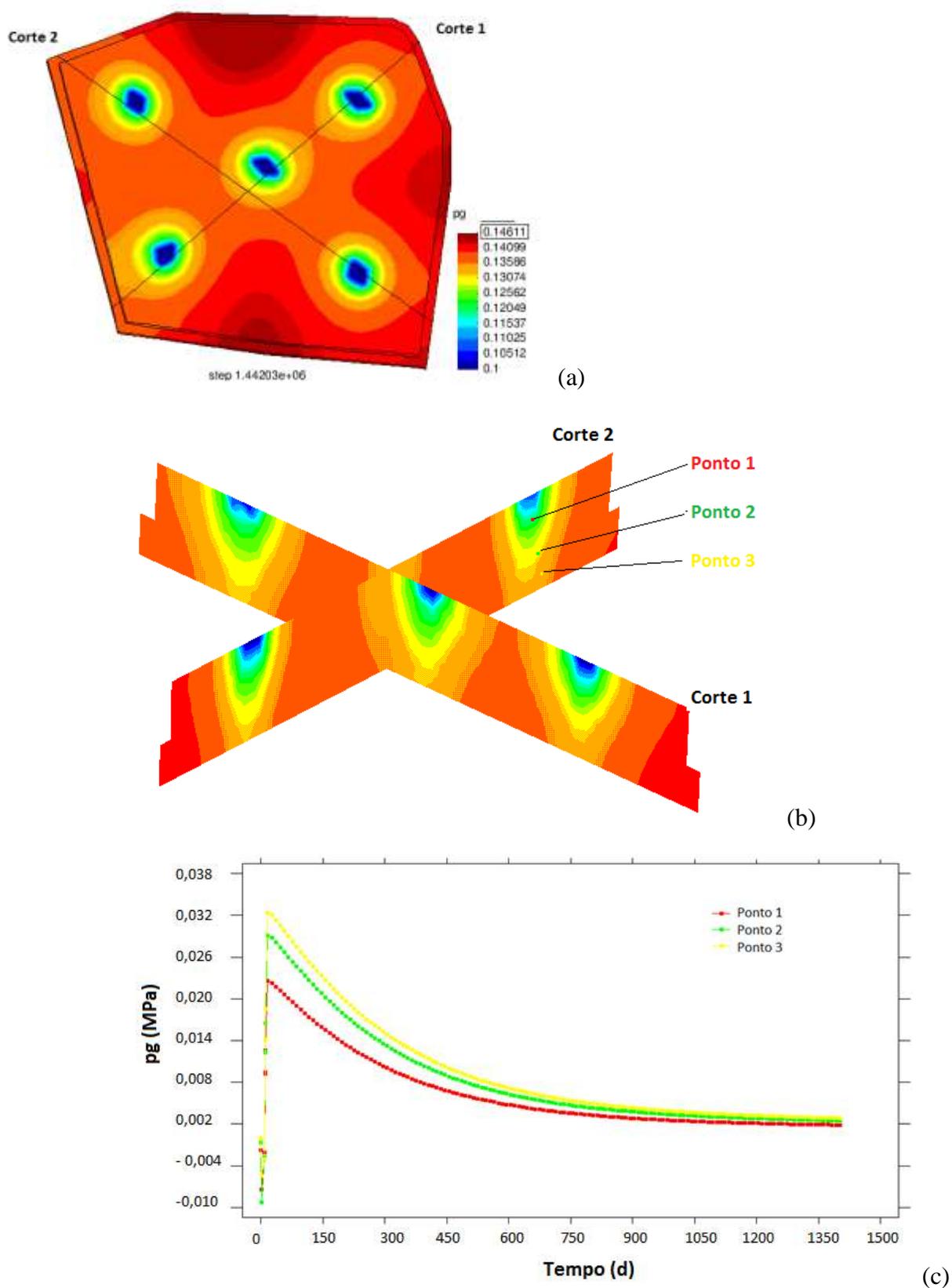


Figura 8.32. Pressão de gás (p_g em MPa) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g=0$)

Assim, a impermeabilização da camada de cobertura e a geração de biogás resultou numa maior elevação da p_g do meio poroso, quando comparado ao analisar a situação do mesmo aterro porém com camada de cobertura permeável.

A Figura 8.33 apresenta o comportamento espacial da p_l na parte superficial (Figura 8.33a), na profundidade (Figura 8.33b), conforme corte 1 e 2 perpendicularmente realizados, e a variação temporal (Figura 8.33c) da p_l no aterro em pontos localizados ao longo da profundidade do dreno vertical 1. Ponderando o comportamento da p_l nos casos simulados, observa-se que a p_l no aterro com a camada de cobertura impermeável foi mais elevada que no aterro com camada de cobertura permeável, principalmente pelo aterro com camada impermeável ter apresentado p_g mais elevada.

Com relação ao fluxo de calor, foi imposta a mesma condição de contorno estática para temperatura do caso anterior, fixando a temperatura na superfície do aterro em 30°C, que corresponde à temperatura média encontrada na região, ao longo de todo o período da simulação e relacionando a geração de biogás com a temperatura com o uso do mesmo parâmetro γ_E . O comportamento espacial e temporal da temperatura neste caso pode ser observado na Figura 8.34.

Nesta simulação, a temperatura máxima encontrada foi de 38,2°C, identificada no interior do aterro, ligeiramente inferior quando comparada com a temperatura máxima encontrada no caso anterior, camada de cobertura permeável. Isto se deve à ausência do fluxo de biogás pela camada de cobertura que pode influenciar nas trocas térmicas do meio não só por condução, mas também por convecção. Além disso, por existirem fluxos maiores de biogás através dos drenos, pode ter ocorrido fluxos maiores de calor nestes pontos, o que propicia uma maior dissipação de calor e uma menor temperatura evidenciada no meio.

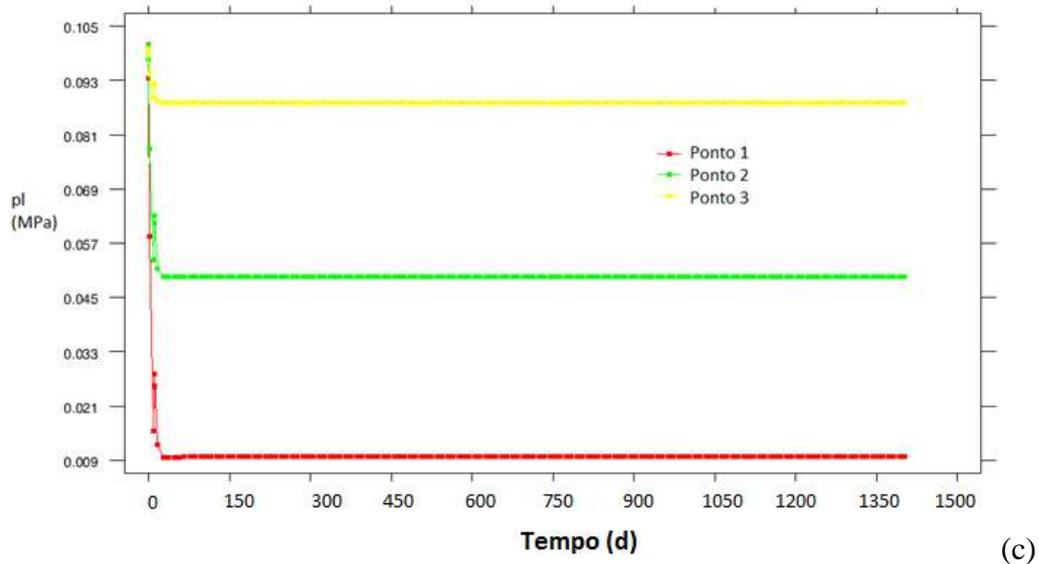
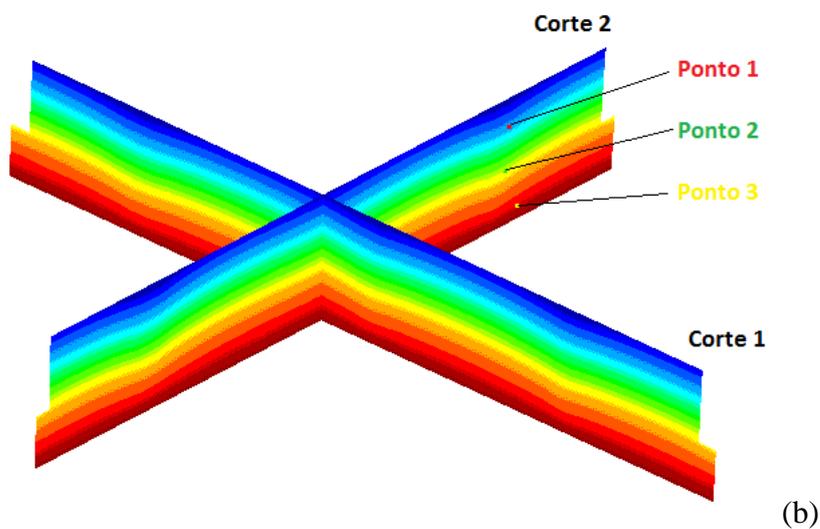
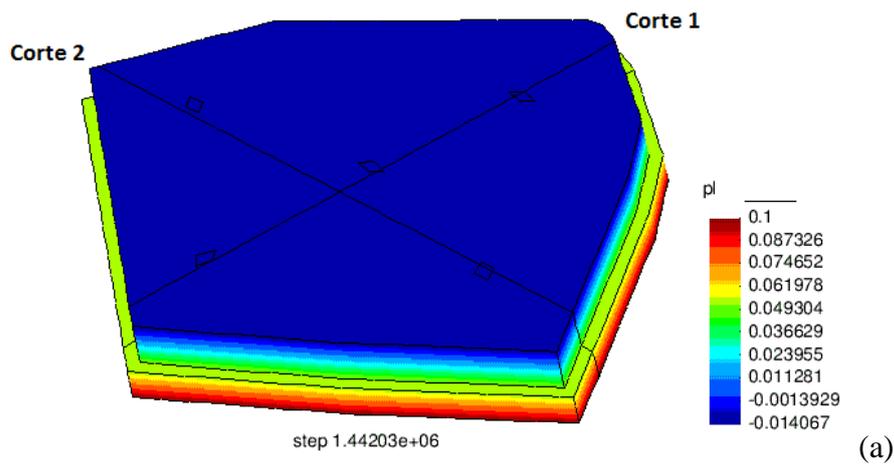
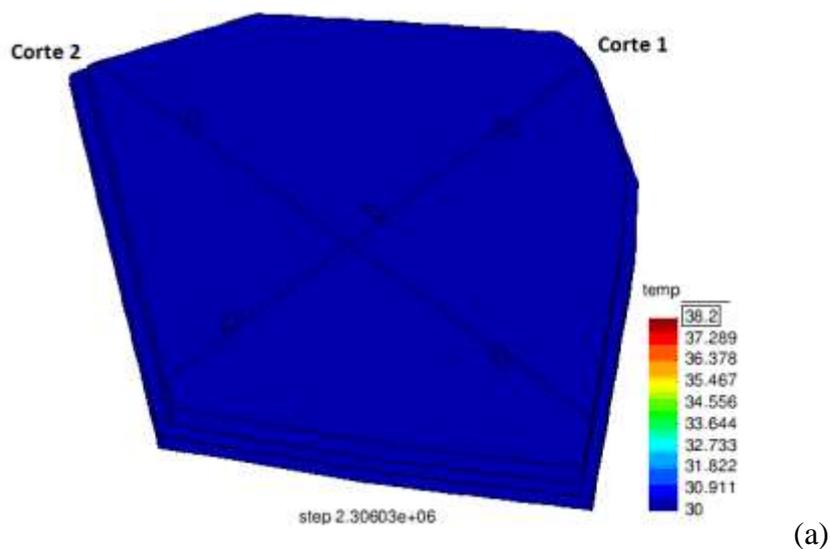
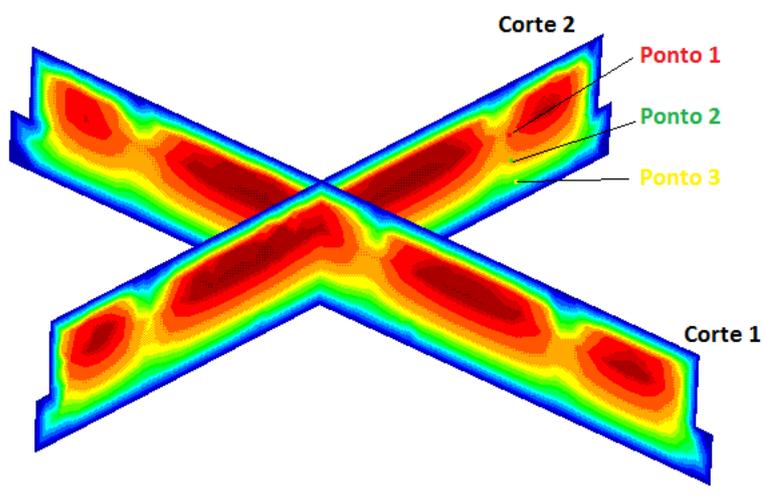


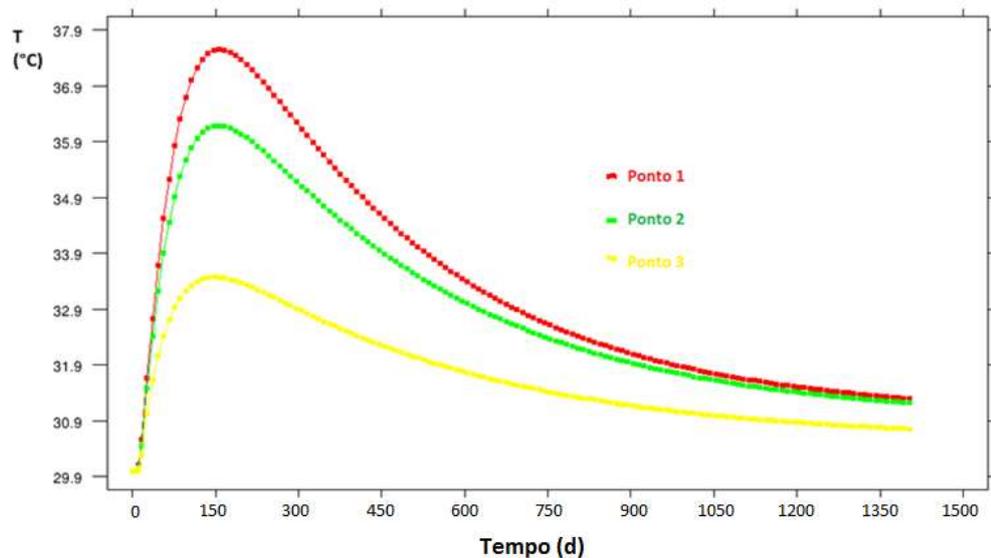
Figura 8.33. Pressão de líquido (em MPa) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g=0$)



(a)



(b)



(c)

Figura 8.34. Temperatura (em °C) (a) na superfície, (b) ao longo da profundidade dos drenos, e (c) temporalmente nos pontos indicados (em $\gamma_g=0$)

CAPÍTULO 9 – CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES

Este capítulo apresenta as respostas dos principais questionamentos que motivaram o desenvolvimento deste trabalho, as considerações finais e conclusões desta pesquisa e ainda algumas sugestões para dar continuidade e desenvolver outras pesquisas.

9.1. Respostas às questões motivacionais da pesquisa

a) Como os modelos matemáticos podem auxiliar os estudos de geração de biogás e potencial energético de um aterro?

Os modelos matemáticos podem ser poderosas ferramentas para analisar o comportamento da geração de biogás em aterros de resíduos sólidos e são muito utilizados em estudos de viabilidade econômica de projetos de aproveitamento energético, projetos de mecanismos de desenvolvimento limpo para analisar a quantidade de emissões que poderão ser reduzidas e ainda para a elaboração de inventários de efeito estufa nos diversos setores envolvendo a biodegradação de resíduos.

Existem diversos modelos matemáticos que podem ser utilizados em casos reais e outros a apenas casos experimentais específicos. Dentre os utilizados em casos reais, os modelos de primeira ordem, uni e multicomponente, são os mais frequentemente utilizados para estimar a geração de biogás e metano. Entretanto, dependendo da situação de aplicação, faz-se necessário adaptar alguns modelos. Neste estudo, os modelos de primeira ordem foram adaptados para aplicação em um aterro experimental, semelhante a um aterro de pequeno porte, submetido às condições climáticas, de construção e operação similar a um aterro real.

Entretanto, para melhor utilizar os modelos matemáticos, deve-se existir um maior aprofundamento e cautela nos valores utilizados como parâmetros de entrada dos modelos. Os modelos podem apresentar elevados erros se esses parâmetros de entrada adotados não forem condizentes com o sistema a ser simulado. Assim, os ensaios experimentais podem subsidiar os valores adotados como parâmetros de entrada dos modelos.

Assim, esta pesquisa tentou auxiliar os pesquisadores e usuários que necessitam utilizar os modelos de geração de biogás para simular aterros sanitários e biodigestores, não só em termos de modelos implementados mas também em termos de utilização de ensaios experimentais e obtenção dos parâmetros de entrada dos modelos. Assim, os modelos podem ser acessíveis aos usuários e pesquisadores, desmistificando as altas complexidades envolvidas na simulação de um sistema tão dinâmico que é um aterro, eliminando os parâmetros que podem apresentar grandes incertezas aos modelos, utilizando-se de parâmetros que possam ser obtidos de forma diferenciada para cada tipo de aterro ou biodigestor e ainda os tipos de resíduos envolvidos.

- A base de dados norte-americana e europeia pode ser utilizada para representar a geração de biogás em aterros no Brasil?

Utilizando os modelos matemáticos com os parâmetros *default* recomendados para simular a geração de biogás no aterro experimental, observou-se que os resultados dos modelos subestimaram a geração de biogás, com elevados erros relativos. Entretanto, ao aperfeiçoar os parâmetros de entrada dos modelos, foi observado que a biodegradação e geração de biogás nas condições do aterro experimental se deu de forma 2 a 3 vezes mais acelerada que recomendada pelo modelo, conforme apresentado na Tabela 3.2.

Assim, os parâmetros *default* recomendados pelos modelos, que na maioria das vezes foram obtidos com base nos dados advindos de aterros norte-americanos e europeus, não representaram as condições climáticas, de operação e características dos resíduos aqui analisados. Desta forma, faz-se necessário analisar e obter os parâmetros de biodegradação em experimentos sob condições similares às do campo a ser analisado e desenvolver uma base de dados nos experimentos e aterros no Brasil, para assim pode avaliar criticamente os parâmetros *default* recomendados pelos modelos.

- Como melhorar a realização de estimativas na geração de biogás e metano em aterros no Brasil, que não possui base de dados consolidada nesta área?

No caso do Brasil, que não possui base de dados consolidada que subsidie efetivamente os estudos de estimativas da geração de biogás e metano sob diferentes condições, a realização das estimativas da geração de biogás e metano podem ser melhor realizadas se balizadas em um levantamento de dados históricos de geração de biogás no aterro a ser analisado, se houver.

Nos casos de não existirem dados históricos do aterro analisado ou de aterros com situações climáticas, operacionais e de composição dos resíduos semelhantes, recomenda-se a realização de ensaios de laboratório, como o ensaio BMP para estimar o potencial máximo de geração de biogás advindos da degradação dos resíduos, e reatores de laboratório com condições semelhantes às obtidas no aterro para analisar o comportamento cinético da degradação. Com relação á constante cinética de degradação, deve-se estar ciente que seu valor depende das condições do experimento pois podem ser influenciadas pelo tamanho das partículas analisadas, composição dos resíduos, heterogeneidade dos resíduos, teor de umidade mais controlado e outros.

Na situação do aterro experimental apresentada no Capítulo 3, os parâmetros de entrada que melhor representaram a geração de biogás correspondeu ao valor máximo (com relação ao potencial de geração de biogás) e o dobro do valor recomendado como *default* para aterros em climas tropicais úmidos. No uso de experimentos em escala de laboratório utilizando os resíduos no tamanho original com condições de umidade e temperatura controladas, observou-se que a velocidade de degradação observada nos experimentos foi cerca de 10 vezes maior que a observada nas condições de campo do aterro experimental.

Assim, para melhor estimar a geração de biogás em aterros no Brasil, pode-se utilizar os parâmetros *default* recomendados para a análise de um cenário conservador, e duplicar ou aumentar ainda mais a constante cinética de degradação dos resíduos para a análise de um cenário otimista, que depende das características e condições mais controladas da decomposição dos resíduos e geração de biogás.

- Como as características, composição dos resíduos e tempo de decomposição interferem na biodegradação dos resíduos e na geração de biogás?

No uso de modelos matemáticos para estimar a geração de biogás, um dos parâmetros de entrada consiste no potencial de geração de biogás e constante cinética de degradação dos resíduos. Neste estudo, observou-se que cada material que compõe os resíduos apresentam potencial de geração de biogás e velocidade de degradação diferenciados, indicando que a composição dos resíduos interfere diretamente na geração de biogás advinda do processo de decomposição dos materiais.

Analisando os resíduos com diferentes períodos de decomposição, os resíduos com elevado tempo de decomposição apresentam menores teores de materiais rapidamente e moderadamente degradáveis, sendo predominante a existência de materiais lentamente degradáveis, que podem apresentar elevado potencial de geração de biogás e baixa velocidade de degradação, indicando que a presença de biogás pode-se perdurar por longos períodos.

Além disso, as características de biodegradação dos resíduos podem acelerar ou reduzir a velocidade de degradação e geração de biogás no sistema. Neste estudo analisou-se o efeito da co-diposição dos resíduos com lodo anaeróbio, observado que a velocidade de degradação e geração de biogás foram mais elevados nos casos com maior teor de lodo anaeróbio, podendo até triplicar a quantidade de biogás gerado e reduzir o tempo de biodegradação.

9.2. Considerações finais desta pesquisa

Neste item são apresentadas as principais considerações finais observadas ao longo da pesquisa, sendo dividida conforme as temáticas discutidas:

- (a) modelagem matemática simplificada do aterro experimental utilizando o modelo unicomponente (EPA, 2005) e multicomponente (IPCC, 2006);
- (b) características físicas e químicas dos resíduos;
- (c) estudos experimentais de potencial de geração de biogás e metano e velocidade de degradação dos resíduos utilizando o ensaio BMP;
- (d) estudos experimentais do potencial de geração de biogás e metano e velocidade de degradação utilizando os reatores piloto;

(e) comparação da velocidade de degradação e geração de biogás entre as escalas do ensaio BMP, reator piloto e aterro experimental;

(c) desenvolvimento de uma ferramenta de elementos finitos par analisar a geração e fluxo de biogás em biodigestores e no aterro experimental,

a) Modelagem matemática simplificada do aterro experimental

- Ao utilizar os dados *default* recomendados pelos modelos de primeira ordem unicomponente (EPA, 2005) e multicomponente (IPCC, 2006), observou-se que o modelo multicomponente (IPCC, 2006) apresentou o menor relativo, representando bem o comportamento da geração de biogás. Assim, este modelo multicomponente pode ser melhor aplicado para análises da geração de biogás em aterros reais, desde que se tenha cautela nos parâmetros de entrada adotados.

- O estudo de otimização dos parâmetros de biodegradação e potencial de geração de biogás, impulsionou o desenvolvimento experimental desta pesquisa para avaliar a influência da composição dos resíduos, tempo de decomposição e inoculação com lodo anaeróbio na geração de biogás e metano em aterros ou biodigestores anaeróbios.

b) Características dos resíduos

- A composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos novos, com 3,5 anos e com 5 anos de decomposição permitiram relacionar as mudanças na composição dos resíduos ao longo do tempo de decomposição. Destaca-se a análise do teor de matéria orgânica e plásticos. O teor gravimétrico de matéria orgânica nos resíduos novos (22%) foi similar ao encontrado por outros autores, reduzindo-se drasticamente para 0,7% nos resíduos de 5 anos de decomposição. Em contrapartida, o teor gravimétrico dos plásticos foi de 9,4% nos resíduos novos, aumentando ao longo do tempo, atingindo 20,8% nos resíduos de 5 anos.

- Devido à fragmentação do material ao longo do processo de decomposição, foi evidenciado o aumento do teor de finos existente nos resíduos, tanto gravimétrica quanto

volumetricamente. Nos resíduos novos, o teor gravimétrico foi de 8,6%, enquanto que nos resíduos de 3,5 anos foi de 23,4% e nos resíduos de 5 anos foi de 50%.

- A composição elementar dos diferentes materiais e resíduos permitiu analisar o quão heterogêneos são os materiais que compõem os resíduos e pode ser utilizado como parâmetros de entrada de diversos modelos matemáticos. Entretanto, assim como o teor de sólidos voláteis, os valores encontrados não permitem classificar os resíduos conforme biodegradabilidade, porém permite correlacionar e interpretar os resultados obtidos em ensaios de biodegradação mais controlados, como o ensaio BMP.

- Utilizando os dados de composição bioquímica dos materiais, a classificação conforme biodegradabilidade parece ser mais coerente, encontrando uma boa correlação para os materiais e para os resíduos em diferentes períodos de decomposição. A seguir têm-se as principais conclusões:

- os carboidratos são predominantes na composição bioquímica dos resíduos e dos materiais que o compõem. Em alguns materiais classificados como biodegradáveis, foram encontrados teores entre 60 a 85%, como para os resíduos têxteis, papel, resíduos de comida, madeira e sanitários. Nos resíduos considerados não biodegradáveis como os plásticos, o teor de carboidratos é bem inferior e pode ser advindo ainda da contaminação por outros materiais. Já os teores de lipídeos e proteínas são, em geral, bem inferiores aos de carboidratos, apesar de serem degradáveis.

- os maiores teores de lignina encontrados foram para borracha/couro (67,85%), plásticos (34,58%) e resíduos de jardim (30,22%), sugerindo que estas frações de resíduos podem apresentar baixa biodegradabilidade ou não serem biodegradáveis. Entretanto, a metodologia para determinação de lignina utilizada neste estudo precisa ser revista, pois é provável que estejam sendo quantificados os compostos aromáticos, que existem predominantemente na lignina, e não o teor de lignina em si.

- os menores teores de lignina correspondem aos resíduos sanitários (5,92%) e papel/cartão (9,57%), e estes também apresentaram teores elevados de celulose e hemicelulose, o que indica que esses materiais podem ser potencialmente degradáveis.

- aplicando a relação celulose+hemicelulose/lignina (C+H/L) para os componentes dos RSU, observou-se que os materiais papel/cartão e resíduos sanitários apresentam o indicativo de serem mais biodegradáveis que os outros materiais. O menos biodegradável, com base nessa relação, foi o resíduo borracha/couro e plásticos, o que condiz também com a relação de teor de umidade citada anteriormente para esses materiais.

- A diminuição da biodegradabilidade dos resíduos de diferentes idades, conforme maior tempo de degradação, foi observada utilizando a classificação dos resíduos com base no teor de umidade, teor de sólidos voláteis, composição elementar e na composição bioquímica. Assim os resíduos novos apresentaram maior biodegradabilidade que os resíduos de 3,5 anos e de 5 anos.

c) Estudos experimentais de potencial de geração de biogás e metano e velocidade de degradação dos resíduos utilizando o ensaio BMP

- Nas condições do ensaio BMP realizado nesta pesquisa, o material que teve o maior potencial de geração de biogás foi o resíduo de comida, sanitários e papel/papelão, apresentando um potencial próximo a 400 NmL/gS de resíduo. Já os resíduos que apresentaram o menor potencial de geração de biogás foram os plásticos e borracha/couro, o que condiz com a caracterização química desses tipos de resíduos.

- Cada material apresentou comportamento diferenciado em termos de geração de biogás e velocidade de degradação. Além disso, ficou evidenciado que, nesses ensaios, a geração de biogás advindos da biodegradação dos resíduos apresentou um comportamento bem representado por uma equação de primeira ordem. Assim, essa análise reforçou o fato de existirem melhores aplicabilidades e menores erros ao utilizar o modelo de primeira ordem multicomponente para estimar a geração de biogás em um sistema.

- Apesar de o ensaio BMP ter submetido os resíduos a condições ideais de degradação, analisando o modelo proposto por Tchobanoglous *et al.* (1993) observa-se que a conversão máxima dos materiais degradáveis em biogás foi próxima a 40%. Isto quer dizer que, parte da

matéria degradável existente nos resíduos não foi convertida a biogás sob condições anaeróbias podendo estar não ter sido degradada no tempo do ensaio, e em condições de um aterro pode representar a geração de biogás remanescente ao longo de vários anos ou ficar acumulada como matéria recalcitrante. No caso de um biodigestor anaeróbio, isto reforça a necessidade de algum processo de estabilização posterior.

- Analisando a velocidade de degradação dos resíduos submetidos ao ensaio BMP, os resíduos de comida, papel e cartão e sanitários apresentaram degradação mais acelerada, indicando que esses materiais podem ser rapidamente degradáveis. Esses materiais foram os mesmos que apresentaram o maior potencial de geração de CH_4 no ensaio. Isto significa dizer que, os resíduos que possuem um elevado teor de resíduos de comida, papel/cartão e sanitários podem apresentar características de biodegradação mais acelerada e também um maior volume de CH_4 gerado, quando comparado a outros tipos de resíduos.

- A classificação dos resíduos de acordo com a biodegradabilidade em termos de umidade, composição bioquímica e velocidade de degradação apresentou coerência com relação aos resíduos de comida e jardim, sendo esses classificados como rapidamente biodegradáveis em todas as circunstâncias. Entretanto, os resíduos sanitários e papel/papelão estiveram classificados como moderadamente ou rapidamente degradáveis e os resíduos têxteis como moderadamente ou lentamente degradáveis. Já os resíduos de borracha/couro e plásticos, em todas as análises, apresentaram-se como lentamente ou não degradáveis.

- Com relação ao potencial de geração de biogás dos resíduos de diferentes períodos de decomposição, observou-se que os resíduos novos apresentaram potencial cerca de 2 vezes superior que os resíduos de 3,5 anos e cerca de 8 vezes o do resíduo de 5 anos. Assim, foi possível obter uma boa correlação do potencial de geração de biogás com o tempo de decomposição dos resíduos, conforme apresentado na Figura 5.16.

d) Estudos experimentais de potencial de geração de biogás e metano e velocidade de degradação dos resíduos utilizando os reatores piloto

- Foram construídos dois reatores piloto com mesma instrumentação e massa de resíduos utilizada no preenchimento, entretanto, no reator piloto 2 (R2) houve a adição de 10% de lodo

anaeróbio em massa. Tal ação ocasionou diversas mudanças no biogás gerado ao longo da biodegradação, a saber:

- a biodegradação no R2 foi 2 vezes mais rápida que no reator R1, sendo evidenciado pelo período de identificação da taxa máxima de geração de biogás e pela velocidade de degradação obtida em ambos os reatores;
- no R2 observou-se que a geração de metano se deu de forma mais acelerada, 3 vezes mais rápido que no R1, devido a um maior teor de microrganismos metanogênicos existentes advindos da adição do lodo anaeróbio no R2;
- no R2 foi observado um maior volume de biogás e metano gerado e, conseqüentemente, um maior potencial de geração de biogás e metano, atingindo um valor cerca de 3 vezes maior que no reator R1. Este valor pode ser ainda superior, pois foram encontrados pontos de vazamento no reator no início da biodegradação e o volume acumulado de biogás ainda não encontra-se totalmente estabilizado.
- Em termos de composição do lixiviado, observou-se que os maiores valores para relação de biodegradabilidade DBO/DQO do lixiviado foram identificadas em períodos similares quando encontradas as maiores taxas de geração de biogás, indicando que realmente havia um processo de degradação mais ativo. Assim, neste estudo, a relação de biodegradabilidade DBO/DQO pode representar indiretamente o grau de degradação existente na massa de resíduos.
- O pH do lixiviado ao longo do processo de biodegradação apresentou-se em um intervalo de 7,5 a 8,5, um pouco acima da faixa ótima recomendada, porém este intervalo não é considerado inibidor da degradação.
- Ao longo do processo de biodegradação foram monitorados o teor de umidade volumétrica dos resíduos e, como foram feitos aportes periódicos de água destilada, observou-se que a umidade volumétrica encontrada ficou entre 0,3 e 0,6 na parte inferior de ambos os reatores. Entretanto, a instrumentação utilizando os sensores dielétricos EC-5 da Decagon precisam ser revistas visto que todos os sensores apresentaram problemas de medição ao longo do tempo de monitoramento, inclusive com paralização das leituras.

e) Comparação da velocidade de degradação e geração de biogás entre as escalas do ensaio BMP, reator piloto e aterro experimental

- Nas condições do ensaio BMP, tem-se uma maior velocidade de degradação dos resíduos observada pelos maiores valores de k encontrados. Comparando os resultados do ensaio BMP (por materiais) com os encontrados pela otimização no aterro experimental, observa-se que as condições do ensaio BMP permitiram acelerar em cerca de 80 a 400 vezes a biodegradação dos resíduos.

- A realização de experimentos sob condições distintas de biodegradação permitiram utilizar os parâmetros de velocidade de degradação sob condições diferenciadas de manejo dos resíduos, sejam por aterros ou biodigestores. Neste caso, os ensaios BMP representaram o funcionamento de um biodigestor em condições muito boas de degradação, o que representaria um tempo menor de detenção dos resíduos no biodigestor. Entretanto, o reator piloto pode representar um biodigestor sob condições moderadas de operação, isto é, utilizando resíduos não processados, separados e também sem o processo de mistura no interior do biodigestor, o que acarretaria um maior tempo de detenção dos resíduos ou uma menor eficiência da biometanização.

f) Utilização do programa computacional em elementos finitos para analisar a geração e fluxo de biogás em um biodigestor e no aterro experimental

- Com a implementação e validação do modelo multicomponente de primeira ordem (IPCC, 2006) efetivamente realizada no programa em elementos finitos (CODE_BRIGTH), concluindo que é possível a utilização de modelos globais simplificados utilizando ferramentas mais robustas e que represente a geração e fluxo de gás em um aterro.

- A geração e fluxo de biogás no aterro foi acoplada para resolver problemas termo-hidráulicos. A mudança de temperatura do meio pode influenciar na densidade dos fluidos, na viscosidade, na quantidade de gás dissolvido no líquido, na capacidade de retenção de água do meio poroso e conseqüentemente no comportamento hidráulico de todo o sistema. Essa

variação pode afetar o volume do biogás gerado, mas não a massa e devido a isto, todas as análises acopladas foram feitas com base na massa do biogás gerado.

- No preenchimento do aterro experimental com os RSU em um único momento, observou-se aumento de 40% da geração de biogás, indicando que, se caso o aterro experimental tivesse sido preenchido em intervalos de tempo menores, a geração de biogás e a geração de energia poderiam ter sido até 40% maiores aos reais obtidos.

- O aterro experimental foi discretizado em uma malha de elementos finitos 3D e foram feitas análises para representar o comportamento do fluxo e geração de biogás similar a condição experimental, com cerca de 40% do biogás captado pelo sistema de drenagem, e similar a uma situação de uma camada de cobertura totalmente impermeável ao gás, objetivando aumentar a quantidade de biogás drenado e aumentar a capacidade de aproveitamento energético.

- Conclusões da simulação numérica do aterro experimental considerando uma camada de cobertura permeável:

- Utilizando uma camada de cobertura com $\gamma_g = 0,5 \cdot 10^{-3}$ kg/s.MPa, similar a um coeficiente de permeabilidade ao ar igual a $1,7 \cdot 10^{-4}$ cm/s, foi observado que o caso simulado conseguiu representar a quantidade de biogás drenado igual a 43%, similar á quantidade captada determinada experimentalmente por Maciel (2009). Com uma camada de cobertura com essas características, cerca de 56% do biogás total gerado foi emitido através da camada de cobertura ou acumulado no sistema e cerca de 1% foi dissolvido no líquido que saiu das fronteiras do sistema simulado.

- nesta simulação, observando o comportamento e direção dos vetores de fluxo de gás, observou-se que o raio de influência médio dos drenos verticais variou de 15 a 20m, valor próximo ao utilizado na elaboração de projetos de rede de drenagem, que é entre 25 a 40 m, a depender da geometria do aterro.

- a pressão de gás máxima observada nesta simulação foi de 24 kPa, cerca de 3 vezes superior a pressão de gás observada experimentalmente. Contudo, experimentalmente o aterro foi preenchido ao longo de 10 meses enquanto que no caso simulado o aterro foi preenchido instantaneamente. Sendo assim, além da quantidade de biogás gerado

ter sido cerca de 40% menor na condição real que na condição simulada, devido ao lento preenchimento do aterro na condição real, é provável que tenha ocorrido a dissipação de grande parte do biogás gerado, contribuindo para um menor valor de pressão observado na simulação.

- a pressão de líquido máxima observada foi imposta pela condição de contorno na parte inferior do aterro, que foi de 0,1MPa. Entretanto, esta pressão de líquido foi reduzida à medida em que havia a ação da força da gravidade, o aumento da pressão de gás no sistema devido à geração de biogás e ausência de entrada de água no sistema, seja na superfície ou pela degradação dos resíduos.

- nesta simulação, a temperatura do meio foi relacionada com a quantidade de biogás gerado por meio de uma constante de proporcionalidade γ_E . Para os casos simulados, esta constante foi igual a 10^7 J/s.C, encontrando uma temperatura máxima de 38,85°C no interior do aterro. Este valor é coerente quando comparado à faixa de temperatura média obtida experimentalmente de 36 a 48°C. Entretanto, no caso real esta temperatura tem muita influência das modificações das condições ambientais externas ao aterro. Nas simulações realizadas nesta pesquisa não foram consideradas as variações das condições ambientais externas ao aterro, sendo analisado o efeito do acoplamento termo-hidraulico sob temperatura do meio externo constante de 30°C e os fenômenos envolvidos na dissipação de calor sob o fluxo de biogás nos drenos e no aterro em si.

- Conclusões da simulação do aterro experimental considerando uma camada de cobertura totalmente impermeável:

- Esta simulação foi utilizada para representar a ação de impermeabilização da camada de cobertura com o objetivo de aprimorar a captação de biogás do aterro. Para tal, foi imposta uma condição de contorno de fluxo nulo nos elementos que compõem a camada de cobertura, sendo feito pela adoção de $\gamma_g=0$ nesses elementos. Assim, todo o biogás gerado só pode ser captado pelos drenos ou armazenado no interior do aterro ou dissolvido no lixiviado.

- Cerca de 99,99% de todo o biogás gerado foi captado pelo sistema de drenagem e uma pequena parcela (0,01%) foi dissolvido no lixiviado.

- observando o comportamento e direção dos vetores de fluxo de gás desta simulação, observou-se que o raio de influência médio dos drenos verticais variou de 25 a 30m, valores superiores aos encontrados quando simulando o fluxo de gás no aterro experimental utilizando a camada de cobertura permeável, que foi de 15 a 20m. Isto indica que, ao impermeabilizar ou diminuir a permeabilidade da camada de cobertura de um aterro, pode-se haver uma elevação do raio de influência da rede de drenagem pelo fato de impedir ou dificultar as emissões gasosas através da superfície resultando em um maior fluxo de gás através da massa de resíduos existente no interior do aterro.

- Com a impermeabilização da camada de cobertura, observou-se que o fluxo nos drenos foi cerca de duas vezes maior no sistema de drenagem quando comparado á simulação anterior utilizando uma camada de cobertura permeável. Da mesma forma, como não houve emissão pela camada de cobertura, foi observado uma maior elevação da pressão de gás no aterro, atingindo 45kPa, cerca de 2 vezes superior á pressão de gás encontrada na simulação da camada de cobertura permeável e cerca de 6 vezes superior á pressão de gás observada experimentalmente.

- Nesta simulação foi observada uma maior dissipação de calor, provavelmente ocasionada pela existência de um maior fluxo de biogás pelos drenos.

- O CODE_BRIGTH pode ser uma importante ferramenta para analisar a geração e fluxo de biogás em biodigestores ou aterros sanitários, desde que o usuário da ferramenta tenha conhecimento aprofundado do sistema para definir os parâmetros de entrada, as condições iniciais e de contorno, além de realizar aproximações que possam ser coerentes para representar o sistema a ser modelado.

- Um dos grandes entraves do uso desta ferramenta consiste na ausência dos parâmetros *input* do modelo para representar o comportamento hidráulico e térmico dos resíduos em um aterro sanitário ou um biodigestor. Muitas vezes houve a necessidade de realizar simplificações para permitir a convergência das simulações, como é o caso da curva de retenção dos resíduos.

9.3. Propostas de Trabalhos Futuros

Ensaaios experimentais:

1. Analisar a influência do lodo anaeróbio na determinação do potencial de geração de biogás e se possível, tentar padronizar o lodo utilizado como inóculo nos ensaios, mantendo a flora microbiana através de biodigestores controlados no laboratório;
2. Pesquisar o processo de decomposição de materiais recalcitrantes em resíduos com idades mais avançadas, visto que existem aterros contendo resíduos com mais de 20 anos que ainda são ativos na geração de biogás e metano, incluindo o desenvolvimento de culturas microbiana específicas em laboratório que consigam degradar esses materiais;
3. Continuar o monitoramento dos reatores piloto até o esgotamento da geração de biogás, o que pode representar uma estabilização da biodegradação. Após a estabilização da degradação dos resíduos, analisa-los quali e quantitativamente em cada camada, analisando as frações resultantes da biodegradação e tentar realizar um balanço de massa e de carbono;
4. Após a estabilização da degradação dos resíduos e análise da quantidade/composição dos resíduos, inserir grupos de microrganismos específicos que possam degradar os materiais recalcitrantes ou não acessíveis ali existentes;
5. Preencher os reatores piloto com uma terceira camada de resíduos novos, analisando o efeito da distribuição de novos nutrientes e microrganismos em resíduos com avançado estado de decomposição, analisando se tal fato pode acelerar ou reiniciar a degradação dos resíduos.
6. Tentar estabelecer condições semelhantes no reator piloto e ensaio BMP, analisando o efeito escala para estudar tais condições em biodigestores reais;
7. Otimizar a estrutura de um reator piloto, inserindo sistema de agitação e instrumentação que permita simular biodigestores anaeróbios em comparação com aterros sanitários, analisando a eficiência da degradação e geração de metano de cada um dos sistemas de tratamento estudados;
8. Otimizar a estrutura do reator piloto para determinar algumas propriedades hidráulicas dos resíduos (permeabilidade, curva de retenção) e ainda correlacionar com o processo de biodegradação. Tais dados podem ser utilizados para alimentar estudos de balanço hídrico no reator e em aterros com características semelhantes;
9. Analisar o comportamento termodinâmico do biogás, conforme mudanças na temperatura e composição ao longo do tempo. Como o clima da Região Nordeste do país apresenta temperaturas mais elevadas, é possível que sejam observados volumes de biogás também mais

elevados devido apenas ao efeito de expansão do gás, mas também por mecanismos de elevação da atividade de microrganismos que aumentem ou acelerem a biodegradação;

Análises numéricas:

10. Implementar no CODE_BRIGTH um modelo que represente o preenchimento dinâmico do aterro, a geração de líquidos ao longo da decomposição dos resíduos, o recalque advindo da biodegradação dos resíduos e condições climáticas variáveis ao longo do tempo de análise;
11. Analisar os parâmetros utilizados para determinação da curva de retenção e equação utilizada para definição da permeabilidade dos resíduos, com base em pesquisas específicas de determinação destes parâmetros utilizando resíduos sólidos urbanos;
12. Inserir novo material na malha de elementos finitos que representem a camada de cobertura do aterro experimental, na tentativa de analisar os parâmetros do solo e ainda o percentual de fluxos preferenciais que podem existir nesta camada;
13. Aplicar os dados obtidos nos experimentos em outros modelos mecânicos, como o GasSIM, para analisar a geração e fluxo de biogás e metano no aterro experimental, comparando os parâmetros e resultados obtidos experimentalmente e com o CODE_BRIGTH;
14. Com a presente malha de elementos finitos e arquivos de entrada do CODE_BRIGTH desenvolvidos, analisar o efeito da alteração da composição dos resíduos (aumento do teor de materiais orgânicos) no aterro experimental, verificando o quanto de energia poderia ter sido produzida se caso houvesse uma triagem anterior dos resíduos. Analisar se essa ação poderia alterar a viabilidade econômica da instalação utilizada para aproveitamento energético do biogás gerado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRELPE (2010). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2010*. São Paulo, 2010. Disponível em: http://www.abrelpe.org.br/panorama_apresentacao.cfm acessado em janeiro de 2012.
- ABRELPE (2011). *Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2011*. São Paulo, 2011. Disponível em <http://a3p.jbrj.gov.br/pdf/ABRELPE%20Panorama%202001%20RSU-1.pdf> acessado em maio de 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (1986). *NBR 6457 – amostras de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização*. Rio de Janeiro.
- _____ (1997). *NBR 11597 – Borracha natural*. Rio de Janeiro.
- _____ (2003). *NBR 13999 – Papel, cartão, pastas celulósicas e madeira – determinação do resíduo (cinza) após a incineração a 525°C*, Rio de Janeiro, 2003.
- _____ (2004). *NBR 10007 – Amostragem de resíduos*. Rio de Janeiro, 2004.
- _____ (2010). *NBR 14853 – Madeira – determinação do material solúvel em etanol-tolueno e em diclorometano*. Rio de Janeiro, 2010.
- _____ (2010). *NBR 7989 -Pasta celulósica e madeira – determinação de lignina insolúvel em ácido*. Rio de Janeiro, 2010.
- ACHOUR, F. (2008). *Caractérisation de la matière organique dan lês orduresménagères. Recherche d'indicateurs de stabilité*. Tese de Doutorado. L'Institut National des SciencesAppliquées de Lyon. Setembro de 2008. Lyon- França.
- ADANI, F.; BAIDO, D.; CALCATERRA, E.; GENEVINI, P. (2001). *The influence of biomass temperature on biostabilization–biodrying of municipal solid waste, Biore-source technology* . v.83. n.3. p.173-179.
- ADEME (1993). *MODECOM- Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères* .2ª edição. Manuel de base.
- ALCÂNTARA, P. B (2007). *Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados*. Tese de Doutorado. Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 366 p.
- ALVES, I.R.F.S. (2008). *Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado. Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 117p.
- ALVES, M.M, PEREIRA, M.A., SOUZA, D.Z., CAVALEIRO, A.J., PICAVET, M., SMIDT, H., STAMNS, A.J.M (2009). *Waste lipids to energy: how to optimize methane*

- production from long-chain fatty acids (LCFA)*. Microbial Biotechnology. V. 2, N.05, p. 538-550.
- AMINI, H.; REINHART, D.; MACKIE, K. (2012). *Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties*. Waste Management 32, pp. 305-316.
- ANEEL- Agência Nacional de Energia (2012a). *Banco de informações*. Disponível em <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.asp> acessado em outubro de 2012.
- _____ (2012b). *Tributos e encargos setoriais em energia Elétrica*. 13º Encontro Internacional de Energia. Agosto de 2012. São Paulo-SP.
- ANGELIDAKI I., ALVES M., BOLZONELLA D., BORZACCONI L., CAMPOS J. L., GUWY A. J., KALYUZHNYI S., JENICEK P. AND VAN LIER J. B. (2009). *Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays*. Water Science & Technology, 59
- ÁVILA, F. (2012). *MDL evita a emissão de um bilhão de toneladas de CO2*. Instituto Carbono Brasil. Disponível em http://www.institutocarbonobrasil.org.br/mercado_de_carbono1/noticia=731743. Acesso em 28 de setembro de 2012.
- BANCO MUNDIAL (2003). *Manual para preparação de gás de aterro sanitário para projetos de energia na América Latina e Caribe*. Conestoga Rovers & Associates, Waterloo, Ontario, Canadá..
- BARLAZ, M.A., SCHAEFER, D.M., HAM, R.K. (1989). *Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill*. Applied and Environmental Microbiology. 55(1). pp. 55-65
- BARLAZ, M.A.; HAM, R.K., SCHAEFER, D.M. (1990). *Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics*. Critical Review in Environmental Control. 19. pp. 557-584.
- BARLAZ, M. A.; ELEAZER, W. E.; ODLE, W. S.; QIAN, X.; WANG, Y. S. (1997). *Biodegradative Analysis of Municipal Solid Waste in Laboratory-Scale Landfills*. EPA/600/SR-97/071, Environmental Protection Agency, Estados Unidos.
- BARLAZ, M. A. (2006). *Forest products decomposition in municipal solid waste landfill*, Waste Management. 26, 321-333.
- _____ (2009). *A landfill carbon balance: gas production and control, and carbon sequestration*. Dakofa Waste and Climate Conference. December 2009. Copenhagen, Dinamarca.
- BAYARD,R., GACHET, C., ACHOUR, F., BRAUER, C., GOURDON, R. (2005). *Organic matters stabilization of sorted MSW under leachate recirculation*. Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3 - 7 October 2005

- BEHERA, S.K., PARK, J.M., KIM, K.H., PARK, H. (2010). *Methane production from food waste leachate in laboratory-scale simulated landfill*. Waste Management. 30, pp. 1502 – 1508.
- BEAVEN, R. (2009). *A challenge to modellers to predict the performance of a landfill cell*. Proceeding Sardinia 2009. Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy, 05-09 October 2009.
- BERTANZA, G.; CAVALLARI, S.; COLLIVIGNARELLI, C., AVANZI, P. (2001). *Characterization of waste extracted from MSW landfills: correlation between waste stabilization and characteristics of landfill emissions*. Proceeding Sardinia 2001. Eight International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy. October 2001. pp. 179 – 188.
- BILGILI, M.S., DEMIR, A., VARANK, G., (2009). *Evaluation and modeling of biochemical methane potential (BMP) of landfilled solid waste: a pilot scale study*. Bioresources Technologies. 100, p. 4976–4980.
- BONORI, B.; PASQUALI, G. y BERGONZONI, M. (2001). *Landfill gas production valued with a mathematical method*. Proceeding Sardinia 2001. Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. Sardinia, Italy. October 2001, pp. 443 – 450.
- BRASIL. *Lei 12.305, de 2 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, 03 de outubro de 2010, Seção 1, p .3.
- _____. *Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico*. Diário Oficial da União, Brasília, 08 de janeiro de 2007, Seção 1, p.03.
- _____. *Lei nº 12.187 de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC e dá outras providências*. Diário Oficial da União, Brasília, 30 de dezembro de 2009, Seção 1, p.109.
- _____. *Decreto nº 7.390, de 09 de dezembro de 2010. Regulamenta os artigos 6º, 11º e 12º da Lei no 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima*. Diário Oficial da União, Brasília, 10 de dezembro de 2010.
- _____. *Lei Nº 3.539. Em apreciação. Institui a política nacional de geração de energia elétrica a partir da biomassa, estabelece a obrigatoriedade de contratação dessa energia e dá outras providências*. Disponível em <http://www.camara.gov.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=538609>, acessado em 29 de setembro de 2012.
- BRAZ, J.A., SILVA, C.L. (2001). *Avaliação do potencial energético do biogás de aterro sanitário gerado pelos resíduos sólidos domésticos do município de Rio Claro*. 21º congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. João Pessoa – Paraíba. Setembro de 2001.

- BRITO FILHO, L.F. (2005). *Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos*. Rio de Janeiro. Dissertação (mestrado), Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro. 222 p.
- BUFFIERE P., FREDERIC S., MARTY B., DELGENES J-P. (2006). *A comprehensive method for organic matter characterization in solid wastes in view of assessing their anaerobic biodegradability*. *Water Science & Technology*. 58 (9).
- CABRAL, J.J.S.P., DEMÉTRIO, J.G.A. (1997). *Aplicação de modelos em hidrogeologia. Hidrogeologia conceitos e aplicações*. CPRH, LABHID-UFPE. pp.367 – 387.
- CALLE, J.A.C. (2007). *Comportamento geomecânico de resíduos sólidos urbanos*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro-RJ. 160p.
- CAMPBELL, M.K., FARRELL, S.O. (2007). *Bioquímica*. Tradução da 5ª edição Norte Americana. Editora Thomson, São Paulo.845p.
- CARVALHO, A.R. (2006). *Desenvolvimento de um equipamento para a determinação de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 160 p.
- CASTILHOS JR, A.B. (2003). *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro. 294p.
- CHANDLER J.A., JEWELL W.J., GOSSETT J.M., VAN SOEST P.J., ROBERTSON J.B. (1980). *Predicting methane fermentation biodegradability*. *Biotechnology and Bioengineering Symposium*. v.10. pp. 93-107.
- CHO J.K., PARK S.C., CHANG H.N. (1995). *Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of korean food wastes*. *Bioresource Technology*, v. 52. pp. 245-253.
- CHRISTENSEN, T.H., COSSU, R., STEGMANN, R. (1996). *Landfilling of waste: Biogas*. E & FN Spon, London.
- COOPS, O.; LUNING, L.; OONK, H.; WEENK, A. (1995). *Validation of landfill gas models*, Proceedings Sardinia 1995. The Fifth International Landfill Symposium, Sardinia, Italy, pp.635-646. October 1995.
- COSSU, R.; LARAIA, R.; ADANI, F., RAGA, R. (2001). *Test methods for the characterization of the biological stability of pretreated municipal solid waste in compliance with EU Directive*. Proceeding Sardinia 2011. Eight International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy. October de 2001. pp. 545 – 554.
- COSSU, R., PIVATO, A., RAFA, R. (2005). *The mass balance: a supporting tool for a sustainable landfill management*. International Workshop Hydro-Physico-Mechanics of Landfills. Grenoble, France, March 2005.
- DECOTTIGNIES, V., GALTIER, L., LEFEBVRE, X. E VILLERO, T. (2005). *Comparison of analytical methods to determine the stability of municipal solid waste and related wastes*.

- Proceeding Sardinia 2005. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy. October 2005.
- DE GIOANNIS, G., MUNTONI, A., CAPPAL, G., MILIA, S., (2009). *Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste - estimation of gas generation rate constants*. Waste Management. 29, pp. 1026–1034.
- DUMAS, C., LEBEGUE, J., TORRIJOS, M., CARRÈRE, H., STEYER, J.P., DELGÉNÈS, J.P. (2009). *Indicator of biodegradability during anaerobic digestion of solid wastes*. Proceedings Sardinia 2009. Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy. October 2009
- EIA – U.S. Energy Information Administration (2012). *Annual Energy Review 2011*. Office of Energy Statistics, Department of Energy. Washington, D.C.. Disponível em <http://www.eia.gov/totalenergy/data/annual/pdf/aer.pdf> acessado em novembro de 2012.
- ELEAZER, W., ODLE, W.W., WANG, Y., BARLAZ, M. (1997). *Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills*. Environmental Science and Technology. 3(31), pp. 911-917
- EL FADEL, M. FINDIKAKIS, A.N., LECKIE, J.O. (1996a). *Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills I. Model formulation*. Waste Management & Research, v.14, pp.483-504.
- _____ (1996b). *Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills II. Model application*. Waste Management & Research, v.14, pp.537-551.
- _____ (1997a). *Gas simulation models for solid waste landfills. Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v.23, pp.237-283.
- _____ (1997b). *Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills II. Sensitive analysis*. Waste Management & Research, v.15, pp.87-102.
- _____ (1997c). *Environmental impacts of solid waste landfilling*. Journal of Environmental Management. v.50, pp.1-25.
- EMBRAPA (1997). *Manual de métodos de análise de solo*. 2ª edição. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro, 1997.
- _____ (1999). *Manual de análises químicas de solos plantas e fertilizantes*. 2ª edição. Fábio César da Silva. Brasília – DF, 1999.
- EMCON ASSOCIATES (1980). *Methane generation and recovery from landfills*, Ann Arbor Science, Ann Arbor. 1980.
- EPA (1996). *User's manual landfill gas emissions model version 2.01*. Washington D.C., EPA-600/R-98-054.
- _____ (2005). *Landfill gas emission model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide*. Washington D.C., EPA-600/R-05/047.

- _____. (2012). *Energy projects and candidate landfills*. Disponível em <http://www.epa.gov/lmop/projects-candidates/index.html#map-area> acessado em agosto de 2012.
- EHRIG, H.J. (1991). *Prediction of gas production from laboratory scale tests*. Proceedings Sardinia 1991. Third International Landfill Symposium, Sardinia, Italy, v.1, pp.87-114.
- ERSES, A.S., ONAY, T.T., YENIGUN, O. (2008). *Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills*. Bioresource Technology 99 (2008), pp. 5418–5426
- FAOUR, A.A., REINHART, D.R., YOU, H. (2007). *First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills*. Waste Management. v.27, pp. 946-953.
- FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. (1979). *Numerical simulation of gas flow in sanitary landfills*. Journal of Environmental Engineering, ASCE, v. 105, pp.927-945.
- FIRMO, A.L.B. (2006). *Análise comportamental de parâmetros físico-químicos e geração de gás numa célula experimental no Aterro da Muribeca-PE*. Trabalho de conclusão de curso. Centro de Tecnologia e Geociências, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 79 p.
- _____. (2008). *Análise numérica de aterros de resíduos sólidos urbanos: calibração de experimentos em diferentes escalas*. Dissertação de Mestrado. Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 156p.
- FISCHER, C., MAURICE, C., LAGERKVIST, A. (1999). *Gas emission from landfills – an overview of issues and research needs*. Swedish Environmental Protection Agency. Stockholm, Sweden.
- FRANCOU, C. (2003). *Stabilisation de matière organique au cours du compostage de déchets urbains: influence de la nature des déchets et du procédé de compostagem - Recherche d'indicateurs pertinents*. Tese de doutorado, Institut National Agronomique. Paris – Grignon.
- FREED, R., SHAPIRO, S., HURLEY, B. (2007). *Landfill carbon storage and greenhouse gas inventories*. ICF International - Waste Management. Washington DC., October, 2007.
- FUCALE, S. P. (2005). *Influência dos Componentes de Reforço na Resistência de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese de Doutorado em Engenharia Civil, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 217p.
- GASSIM (2006). *GasSim 2 User Manual*. Golder Associates, UK Environment Agency. Obtido em www.gassim.co.uk acessado em outubro de 2011.
- GLOBO (2012). *SP marca 3º leilão de créditos de carbono e prevê levantar 86% menos*. Disponível em <http://g1.globo.com/natureza/noticia/2012/04/sp-marca-3-leilao-de-creditos-de-carbono-e-preve-levantar-86-menos.html> acessado em outubro de 2012.

- GRANER, C.A.F., ZUCCARI, M.L., PINHO, S.Z. (1998). *Determinação da demanda química de oxigênio em águas por espectrofotometria simultânea dos íons crômio (III) e dicromato*. Eclética Química. v.23, pp. 31-44.
- GOURC, J.P., STAUB, M.J., CONTE, M. (2010). *Decoupling MSW settlement into mechanical and biochemical processes – modeling and validation on large-scale setups*. Waste Management. v.30, pp. 1556-1568.
- GOMES, I. F. (2009). *Implementação em elementos finitos das equações de pressão e saturação para simulação de fluxo bifásico em reservatórios de petróleo deformáveis*. Tese de doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Engenharia Civil, Recife –PE.
- GUIMARÃES, L.J.N. (2002). *Análisis multi-componente no isoterma em médio poroso deformable no saturado*. Universitat Politècnica de Catalunya. Departamento de Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales e Puertos. Tese de Doutorado. Barcelona, Janeiro de 2002.
- GUIMARÃES L. DO N., GENS, A., OLIVELLA, S. (2007). *Coupled Thermo-Hydro-Mechanical and Chemical Analysis of Expansive Clay Subjected to Heating and Hydration*. Transport in Porous Media, v. 66, pp. 341-372.
- GUNASEELAN, V.N. (2007). *Regression models of ultimate methane yields of fruits and vegetable solid wastes, sorghum and napiergrass on chemical composition*. Bioresource Technology, v. 98, pp. 1270-1277.
- _____ (2009). *Biomass estimates, characteristics, biochemical methane potential, kinetics and energy flow from Jatropha curcas on dry lands*. Biomass and bioenergy. v.33. pp. 589-596.
- GUZZONE, B.; MULLER, D.; STEGE, G.A. (2003). *User's Manual México Landfill Gas Model*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, 25 p.
- HAITH, D.A. (1998). *Materials balance for municipal solid-waste management*. Journal of Environmental Engineering, ASCE, 124(1), pp.67-75.
- HAARSTRICK, A., HEMPEL, D.C., OSTERMANN, L., AHRENS, H., DINKLER, D., (2001). *Modelling of the biodegradation of organic matter in municipal landfills*. Waste Management and Research. v. 19, pp. 320–331.
- HANSEN T.L., SCHMIDT J.E., ANGELIDAKI I., MARCA E., LA COUR JANSEN J., MOSBAEK H. , CHRISTENSEN T.H. (2004). *Method for determination of methane potential of solid organic waste*. Waste Management, 24, pp. 393-400
- HARRIES, C. R.; CROSS, C. J., SMITH, R. (2001a). *Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples*. Proceeding Sardinia 2001. Eight International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy., pp. 579 – 588.

- _____. (2001b). *Application of Biochemical Methane potential (BMP) testing to the study of MSW decomposition in a municipal waste lysimeter*. Proceeding Sardinia 2011. Eight International Waste Management and Landfill Symposium. October 2001. Cagliari, Italy. pp. 589 – 598.
- HENRIQUES, R..M. (2004). *Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos: uma abordagem tecnológica*. Tese de Doutorado – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro – RJ. 204p.
- HULL. R.M., KROGMAN, U., ASCE, M, STROM, P.F. (2005). *Composition and Characteristics of Excavated Materials from a New Jersey Landfill*. Journal of Environmental Engineering. ASCE 131:3 – 478. March 2005.
- IGLESIAS,J.R., PELAEZ, L.C., MAISON, E.M., ANDRES, H.S. (1999). *Biomethanization of municipal solid waste in a pilot plant*. Water Resource. 34.(2), pp. 447-454.
- INPE (2008). <http://satelite.cptec.inpe.br/PCD/> acessado desde 15 de janeiro de 2007.
- INSTITUTO ADOLFO LUTZ (1986). *Método Físico-Químico para Análise de Alimentos*. Instituto Adolfo Lutz. São Paulo. 1020 p.
- IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1996). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. Report produced for invitation of the United Nations Framework Convention on Climate Change.
- _____. (2001). *Greenhouse Gas Inventory Reporting Instructions – Guideline for National Greenhouse Gas Inventories*. United Nations for Environmental Program, The Organization for Economic Cooperation and Development and The International Energy Agency. London, UK.
- _____. (2006). *Solid Waste Disposal – Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Report produced for invitation of the United Nations Framework Convention on Climate Change.
- IPEA – Instituto de Pesquisa Econômico Aplicada (2012). Disponível em http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=14368 acessado em agosto de 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE (2010). *Censo 2010*. Disponível em http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1766. Acessado em 13 de outubro de 2011
- IVANOVA, L.K., RICHARDS, D.J., SMALLMAN, D.J. (2008). *The long-term settlement of landfill waste*. *Waste and Resource Management*. Proceedings of the Institution of Civil Engineers. pp. 121-133.

- JORNAL DA BIOENERGIA. *Potencial em exploração. Canal- jornal da bioenergia*. Escrito por Bittencourt, E. Goiânia/GO. Janeiro de 2008. Ano 2 N° 17. Disponível em <http://www.canalbioenergia.com.br/secao.php?idSecao=57> acessado em outubro de 2012.
- JUCÁ, J.F.T., MACIEL, F.J. (1999). *Permeabilidade ao gás de um solo compactado não saturado*, Anais do IV Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, São José dos Campos, São Paulo, pp.384-391.
- JUCÁ, J.F.T.; MONTEIRO, V.E.D.; OLIVEIRA, F.J.S.; MACIEL, F.J. (1999). *Monitoramento ambiental do aterro de resíduos sólidos da Muribeca*, III Seminário Nacional sobre Resíduos Sólidos Urbanos, Toledo-PR.
- JUCÁ, J.F.T.; MACIEL, F.J.; MARIANO, M.O.H.; BRITO, A.R. (2005). *Relatório Técnico do Estudo de Aproveitamento Energético do Biogás no Aterro da Muribeca*. Universidade Federal de Pernambuco / Grupo de Resíduos Sólidos, Recife-PE.
- JUCÁ, J.F.T.; MACIEL, F.J.; MARIANO, M.O.H.; KAYMOTO, L.S. (2006). *Projeto executivo das obras civis da célula piloto energética da CHESF-Aterro da Muribeca/PE*. Universidade Federal de Pernambuco / Grupo de Resíduos Sólidos, Recife-PE.
- JUCÁ, J.F.T.J. (2012). *Tecnologias disponíveis para tratamento dos resíduos sólidos urbanos. Seminário Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos na conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável, Rio+20*, Rio de Janeiro, RJ.
- JUNQUEIRA, F.F. (2000). *Análise do comportamento de resíduos sólidos urbanos e sistemas dreno-filtrantes em diferentes escalas, com referência ao Aterro do Jóquei Clube Brasília – DF*. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília-DF. 283 p.
- KANAGARAJ, J., VELAPPAN, K.C., BABU, N.K., SADULLA, S. (2006). *Solid wastes generation in the leather industry and its utilization for cleaner environment – a review*. Journal of Scientific & Industrial Research. v. 65. pp.541-548.
- KELLY, R. J (2002). *Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predicted waste stability*. Master of Science in Environmental Science and Engineering, Virginia Polytechnic Institute, USA.
- KIM, J., WOOKEN BAE, M.K. (2009). *Effect of oxidized leachate on degradation of lignin by sulfate-reducing bacteria*. Waste Management. 27, pp. 520
- KNOCHENMUS, G.; WOJNAROWICZ, M.; VAN IMPE-W. F. (1998). *Stability of Municipal Solid Wastes*. Proceedings of the Third International Congress on Environmental Geotechnics. Lisboa. Portugal.
- KOMILIS, D.P., HAM, R.K., (2003). *The effect of lignin and sugars to the aerobic decomposition of solid waste*. Waste Management. v.23. pp. 419-423.
- KOSSOY, A., GUIGON, P. (2012). *State and trends of the carbon market*. Carbon Finance Bank. Washingont D.C., Maio de 2012. Disponível em

- http://siteresources.worldbank.org/INTCARBONFINANCE/Resources/State_and_Trends_2012_Web_Optimized_19035_Cvr&Txt_LR.pdf. Acesso em 12 de agosto de 2012.
- LAMBORN, J. (2005). *Developing a landfill gas model*. Proceeding Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, October, 2005.
- LEITE, A. (2012). *Custo da energia elétrica no Brasil*. Trevisan Escola de Negócios. Disponível em http://economia.terra.com.br/noticias/noticia.aspx?idNoticia=201209102328_TRR_815690 11 acessado em dezembro de 2012.
- LEMO, J.A.S.V. (2008). *Modelos para Estudo do Comportamento das Barragens de Betão*. Núcleo de Modelação Matemática e Física- Lisboa, Portugal. Disponível em www.lnec.pt/organizacao/dbb/nmmf. Acesso em: 23 de agosto de 2008.
- LINS, E.A.M. (2003). *A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolato gerado no Aterro da Muribeca*. Dissertação de Mestrado. Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE. 142p.
- LIPINSKI, J. (2012). *Projetos de redução de emissões em aterros sanitários*. Instituto Carbono Brasil. Disponível em <http://www.institutocarbonobrasil.org.br/noticias/noticia=731446>. Acesso em 20/08/2012.
- LO H.M., KURNIAWAN, T.A., SILLANPÄÄ, M.E., PAI, T.Y., CHIANG, C.F., CHAO, K.P., LIU, M.H., CHUANG, S.H., BANKS, C.J., WANG, S.C., LIN, K.C., LIN, C.Y., LIU, W.F., CHENG, P.H., CHEN, C.K., CHIU, H.Y., WU, H.Y. (2010). *Modeling biogas production from organic fraction of MSW co-digested with MSWI ashes in anaerobic bioreactors*. *Bioresource Technology*. v.101, pp. 6329-6335.
- LOBO A., HERRERO J., MONTERO O., FANTELLI M. AND TEJERO I. (2002). *Modeling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (part 2: biodegradation)*. *Waste Management and Research*, 20(6), pp. 514-528.
- LOBO A.G.C; SANCHEZ, M.D.M.; ESTEBAN, A.L.; CRUCES, J.; TEJERO, I. (2003a). *Desarrollo de MODUELO 2: Herramienta para la Evaluación de la Contaminación Producida en Vertederos de Residuos Sólidos Urbanos*. Departamento de Ciências y Técnicas de água y del Medio Ambiente. Universidade de Cantabria, Santander, Espanha.
- ____ (2003b). *Manual Técnico de Moduelo 3.0. Herramienta de Gestión y Biorrecuperacion de Suelos Contaminados por Vertederos de Residuos Sólidos Urbanos*. Grupo de Engenharia Ambiental, Departamento de Ciências y Técnicas del Água y Del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria, Santander, Espanha.
- LOBO, A., (2003c). *Development of Moduelo 2: tool for the pollution assessment produced in municipal solid waste landfills*. Tese de doutorado. University of Cantabria, Spain. (in Spanish)
- LOBO, A.G.C; SANCHEZ, M.D.M.; ESTEBAN, A.L.; CRUCES, J.; TEJERO, I. (2006). *Manual do Usuário de Moduelo 3.1: Aplicação de Moduelo a un Vertedero de Cespa Gr*.

- Universidad de Cantabria. Grupo de Engenharia Ambiental, Departamento de Ciências y Técnicas del Agua y Del Medio Ambiente, October 2006.
- LÓPEZ A. CUARTAS M., LOBO A. (2008). *MODUELO 4 – User’s Manual*. Environmental Engineering Group, Water and Environment Science and Technology. Dept.. University of Cantabria, Santander, Spain.
- MACHADO, S.L., CARVALHO, M.F., GOURC, J.P, VILAR, O.M. (2009). *Methane generation in tropical landfills: simplified methods and field results*. Waste Management. v.29, pp. 153-161.
- MACIEL, F.J. (2003). *Estudo da geração, percolação e emissão de gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/PE*. Dissertação de Mestrado. Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 173p.
- ____ (2009). *Geração de Biogás e Energia em Aterro Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese de doutorado. Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, dezembro, 330p.
- MACIEL, F.J., JUCÁ, J.F.T. (2011). *Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil*. Waste Management. v.31. pp. 966-977.
- MANFREDI, .S., TONINI, D., CHRISTENSEN, T,H, (2010). *Landfilling of waste: accounting of greenhouse gases and global warmin contributions*. Waste Management & Research. v.27. pp. 825-836.
- MANN, B.R., MCMILLAN, M.M. (2010). *The chemistry of the leather industry*. Aranui High School. Disponível em www.nzic.org.nz/ChemProcesses/animal/5C.pdf acessado em janeiro de 2012.
- MANASSERO, M., VAN IMPE, W. F. e BOUAZZA, A., (1996). *Waste Disposal and Containment*. 2th International Congress on Environmental Geotechnics, State of the Art Reports, v. 1, pp. 193 –242.
- MARIANO, M.O.H.; MACIEL, F.J.M.; FUCALE, S.P.; JUCÁ, J.F.T.; BRITO, A.R. (2007). *Estudo da composição dos rsu do projeto piloto para recuperação do biogás no Aterro da Muribeca/PE*. VI Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO’2007. Recife, PE.
- MARIANO, M.O.H.; JUCÁ, J.F.T. (2010). *Ensaio de campo para determinação de emissões de biogás em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos*. Nota técnica. Engenharia Sanitária e Ambiental. V.15. n.03, p. 223-228.
- MATSUMIYA, Y., WAKITA, D., KIMURA, A., SANPA, S., KUBO, M. (2007). *Isolation and characterization of a lipid-degrading bacterium and its application to lipid-containing wastewater treatment*. Journal of Bioscience and Bioengineering. 103 (4), pp. 325-330.
- MCT – Ministério de Ciência e Tecnologia (2010a). *Emissões de gases de efeito estufa no tratamento e disposição de resíduos*. Segundo Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Brasília – DF 2010.

- ____ (2010b). *Status atual das atividades de projeto no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil e no mundo*. Compilação do site da CQNUMC em agosto de 2010.
- ____ (2011). *Status atual das atividades de projeto no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil e no mundo*. Compilação do site da CQNUMC em junho de 2011.
- ____ (2012). *O que é o mercado de carbono e como ele opera no Brasil*. Escrito por Meneguim, F.B. Ministério da Ciência e Tecnologia. Disponível em <http://www.mct.gov.br/index.php/content/view/14799.html>. Acesso em 10 de agosto de 2012.
- MCDUGALL, J.R. & PHILP, J.C. (2001). *Parametric study of landfill biodegradation modelling: methanogenesis and initial conditions*. Proceeding Sardinia 2001. 8th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari-Italy, October 2005.
- MCDUGALL, J.R. (2007). *A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste*. Computers and Geotechnics, Special Issue: Chemo-Mechanical Interaction in Geomaterials, July 2007, 34(4), pp. 229-246
- ____ (2009). *Waste heterogeneity: an obstacle to models?* Proceeding Sardinia 2009. Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy, October 2009
- MDL (2009). *MDL Ilustrado Versão 8*. 48ª Reunião do Conselho Executivo. Julho de 2009. Japão.
- MELO, E.S.R.L. (2008). *Relatório de atividades do projeto “redução dos gases de efeito estufa através do aproveitamento do biogás proveniente de aterros de resíduos sólidos”*. PRONEX-FACEPE. Grupo de Resíduos Sólidos – Universidade Federal de Pernambuco.
- ____ (2010). *Análise de biodegradabilidade dos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos através de ensaios BMP (Biochemical Methane Potential)*. Dissertação de Mestrado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 138p.
- MEIMA, J.A., MORA NARANJO, N., HAARSTRICK, A. (2008). *Sensitivity analysis and literature review of parameters controlling local biodegradation processes in municipal solid waste landfills*. Waste Management. 28. pp. 904–918
- MMA (2005). *Estudo do potencial de energia renovável proveniente dos aterros sanitários nas regiões metropolitanas e grandes cidades do Brasil*. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.
- MOLLER, W., FROMMERT, I., JORG, R. (2004). *Standardized methods for anaerobic biodegradability testing*. Environmental Science and Biotechnology. 3(2), pp. 141-158.

- MORCET, M., ARAN, C., BOGNER, J., CHANTON, J., SPOKAS, K., HEBE, I. (2003). *Methane mass balance: a review of filed results from three French landfill case studies*. Proceeding Sardinia 2003. 9th International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy, October 2003.
- MORTON M. (1989). *Rubber Technology*, 2nd Edition, Van Nostrand Reinhold, New York.
- MOTTA, E. Q. (2011). *Avaliação da resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos com codisposição de lodo de tratamento de esgoto através de ensaios de cisalhamento direto de grandes dimensões*. Tese de doutorado. Centro de Tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE.
- MUDAU, A. (2012). *A laboratory investigation of the effects of water content and waste composition on leachate and gas generation from simulated MSW*. Dissertation. Faculty of Engineering and the Built Environment, University of the Witwatersr and Johannesburg.
- NOUSHEEN ARIF, K. (2010). *Determination of hydro-mechanical characteristics of biodegradable waste-laboratory and landfill site*. Tese de doutorado. Universite of Grenoble. Franch.
- OGOR, Y., GUERBOIS, M. (2005). *Comparison of landfill methane emission models: a case study*. Proceeding Sardinia 2005. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, October 2005
- OLIVELLA, S., CARRERA, J., GENS, A., ALONSO, E. E. (1994). *Nonisothermal multiphase flow of brine and gas through saline media*. Transport in Porous Media, 15, pp. 271-293.
- OLIVELLA, S. (1995). *Nonisothermal Multiphase Flow of Brine and Gas Through Saline Media*. Doctoral thesis. Departamento de Ingeniería del Terreno, Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España.
- OLIVELLA, S., CARRERA, J., GENS, A., ALONSO, E. E. (1996). *Porosity variations in saline media caused by temperature gradients coupled to multiphase flow and dissolution/precipitation*. Transport in Porous Media, v.25, pp.1-25.
- OLIVIER, F., GOURC, J.P., ACHOUR, F., MORAIS, J., BAYARD, R. (2005). *Evolution of bio-physical and mechanical characteristics of MSW after 2 years incubation in a laboratory-scale bioreactor*. Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium Cagliari, Italy; October 2005
- OONK., H.; WEENK, A.; COOPS, O.; LUNING, L. (1994). *Validation of landfill gas formation models*. Dutch organization for Applied Scientific Research, Report No. 94-315., Apeldoorn, Netherlands.
- OWEN, W.F; STUCKEV, D. C.; HEALV, JR. J.B.; YOUNG, L.Y.; McCARTY, P. L. (1979). *Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity*. Water Research, v. 13, pp. 485-492.

- OWENS J.M., CHYNOWETH D. (1993). *Biochemical methane potential of MSW components*. Water Science and Technology, 27 (2), pp.1-14.
- PAEPATUNG, N., NOPHARATANA, A., SONGKASIRI, W. (2009). *Bio-methane potential of biological solid materials and agricultural wastes*. Asian Journal on Energy and Environmental.v.10. pp. 19-27.
- PALMISANO, A.C.; BARLAZ., M.A. (1996). *Microbiology of solid waste*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- PEGOLLO, C.A.G (2005). *Modelos Matemáticos em Engenharia: motivando a pesquisa e a integração*. Integração (São Paulo), São Paulo, v. Ano XI, n. 41, pp. 153-158.
- PERES, C.S.; SANCHEZ, C.R.; MATSUMOTO, C.; SCHMIDELL W. (1992). *Anaerobic biodegradability of the organic components of municipal solid waste*. In: Water Science and Technology, 25(7), pp. 285-293.
- PIVATO, A. (2004). *Environmental sustainability of landfills: performance-based methodology for assessing the aftercare end-point*. Università degli Studi di Padova. Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Marittima, Ambientale e Geotecnica. December 2004.
- PICANÇO, A.P., GIANOTTI, E.P., BLUNDI, C.E. (2000). *Avaliação da atividade biológica de degradação de proteínas, carboidratos e lipídeos por células imobilizadas desenvolvidas em diferentes materiais suportes num mesmo reator anaeróbio de leito fixo*. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre-RS. Dezembro de 2000.
- PNMC – Plano Nacional sobre Mudança do Clima (2008). *Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima*. Brasília – DF. Dezembro de 2008.
- POMMIER, S.; LEFEBRE, X. (2009). *Impact of moisture content on the biodegradation of heterogeneous solid waste: simulation by a new modeling framework*. Proceedings of the Third International Workshop Hydro-physico-mechanics of landfills. Braunschweig, Germany. March 2009.
- PUEBOOBPAPHAN, S. (2006). *Assessment of biodegradability of waste in old landfill*. Dissertation. Division of Environment and Resources Engineering, Hokkaido University, Japan.
- RADNIDGE, P.; CLARKE, W. P.; LAI, E.; SONG, H. H. (2005). *Landfill based pretreatment of MSW in Australia*. Proceeding Sardinia 2005. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari. Italy. October 2005.
- REICHERT, G.A. (2005). *Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão*. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande – MS. Setembro de 2005.

- REINHART, D., FAOUR, A.A., YOU, H. (2005). *First-order kinetic gas generation model parameters for wet landfills*. Report to U.S. Environmental Protection Agency. Air pollution prevention and control division. Washington DC, June 2005.
- REVISTA VEJA (2011). *Os desafios da era do lixo* – escrito por Padovani, W.F., Edição especial. Ano 44. Dezembro de 2011.
- REZENDE, F.A. (2005). *Aceleração do processo de compostagem de resíduos sólidos: avaliação de fertilizante obtido em uma usina de compostagem no litoral norte da Bahia*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal da Bahia. Salvador-BA. 68p.
- RINCÓN, B., BANKS, C.J., HEAVEN, S. (2010). *Biochemical methane potential of winter wheat (*Triticum aestivum* L.): influence of growth stage and storage practice*. Bioresource technology. v. 101. pp. 8179-8184.
- ROCHA, E.F. (2008). *Determinação da condutividade hidráulica e da capacidade de campo de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG. 90p.
- ROHRS, L. H.; FOURIE, A. B.; MORRIS, J. F. W. (2003). *Gas potential and the state of decay of MSW*. Proceeding Sardinia 2003. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy, October 2003.
- RUSSO, M.A.T. (2005). *Avaliação dos procesos de transformação de residuos sólidos urbanos em aterro sanitário*. Tese de doutorado. Universidade do Minho. Porto-Portugal.
- RUSSO, M.A.T., VIEIRA, J.M.P. (2006). *Modelo de previsão da produção de biogás em aterro sanitário – aplicação ao aterro de Matosinhos*. Associação Portuguesa para Estudos de Saneamento Básico (APESB). Encontro Nacional de Saneamento Básico, Cascais – Portugal.
- SAMUDRO, G., MANGKOEDIHARDJO, S. (2010). *Review on BOD, COD and BOD/COD ratio: a triangle zone for toxic, biodegradable and stable levels*. International Journal of Academic research. 2 (4), pp. 235-239.
- SCAGLIA, B., ERRIQUENS, F.G., GIGLIOTTI, G., TACCARI, M., CIANI, M., GENEVINI, P.L., ADANI, F. (2007). *Precision determination for the specific oxygen uptake rate (SOUR) method used for biological stability products*. Bioresource Technology 98 (3), pp. 706–713.
- SCHARFF, H., AFVALZORG, N.V. (2005). *Landfill gas production and emission on former landfills*. Interreg IIC. October 2005.
- SCHEUTZ, C., KJELDEN, P., BOGNER, J., VISSCHER, A., GEBERT, J., HILGER, H., HUBER-HUMER, M., SPOKAS, K. (2009). *Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions*. Waste Management & Research. 27. pp. 409 – 455.

- SCS ENGINEERS (1997). *Comparison of models for predicting landfill methane recovery*. Report prepared by AUGENSTEIN for The Solid Waste Association of North America. Maryland, USA, March 1997.
- SHALINI, S.S., KARTHIKEYAN, O.P., JOSEPH, K. (2010). *Biological stability of MSW from simulates landfills in tropical environment*. Bioresource Technology. v. 101. pp. 845–852
- SILVA, P.C.M. (2013). *Estudo da geração de biogás proveniente da degradação de resíduos sólidos urbanos utilizando reatores de laboratório*. Trabalho de conclusão de curso. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco, Recife-PE.
- SOWERS, G.F. (1973). *Settlement of waste disposal fills*. Proceeding 8th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering. Moscow, Russia, v. 22, pp. 207-210.
- SPOKAS, K.; BOGNER, J.; CHANGTON, J.P.; MORCET, M.; ARAN, C.; GRAFF, C.; MOREAU-LE GOLVAN, Y.; HEBE, I. (2006). *Methane mass balance at three landfill sites: what is the efficiency of capture by gas collection systems?*. Waste Management, v. 26, pp. 516-525.
- STINSON, J.A., HAM, R. (1995). *Effect of lignin on the anaerobic decomposition of cellulose as determined through the use of a biochemical methane potential method*. Environmental Science and Technology, 29, pp. 2306–2310.
- SWARBRICK, G., LETHLEAN, J. (2001). *A thermodynamic model for MSW landfill degradation*. Proceeding Sardinia 2001. Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy. pp.99 – 108. October 2001.
- SWEWW 2540 B (2010). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - Analysis of total solids and solids volatiles*.
- TABAZARAN, O. (1976). *Überlegungen zum Problem Deponiegas*. Müll und Abfall, v.7. 204 p..
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. (1993). *Gestion Integral de Residuos Sólidos*. Mcgraw-Hill. 1107 p..
- U.S ARMY CORPS OF ENGINEERS (1995). *Landfill off-gas collection and treatment system*, Technical letter nº 1110-1160, Depart. of The Army, Washington DC, USA.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1990). *Characterization of municipal solid waste in the united states: 1990 update*. Executive Summary. Office of Solid Waste, EPA/530-SW-90-042A. June 1990.
- ____ (2005). *First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington D.C.
- VAN ELK, A,G,H,P. (2007). *MDL aplicado a aterros de resíduos sólidos urbanos: redução de emissões na disposição final*. Rio de Janeiro, Brasil.

- VIGNERON, V., MAZEAS, L., BARINA, G., AUDIC, J.M., VASEL, J.L., BERMET, N., BOUCHEZ, T. (2005). *Anaerobic digestion of municipal solid waste: a mass balance analysis*. Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy; October 2005.
- WANG, Y.S., BYRD, C.S., BARLAZ, .A. (1994). *Anaerobic biodegradability of cellulose and hemicelluloses in excavated refuse samples using a biochemical methane potential assay*. Journal of Industrial Microbiology. v.13. pp. 147 - 153.
- WANG, Y.; ODLE, W. S.; ELEAZER, W. E.; BARLAZ, M. A. (1997). *Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition*, Waste Management & Research, v.15, pp. 149-167.
- WHITE, J.K., NAYAGUM, D. (2011). HPM4 Landfill modeling challenge – application of the University of Southampton Landfill Process Model LDAT. Fourth International Workshop “Hydro-Physico-Mechanics of Landfills”. Santander, Espanha. Abril 2011.
- WHO – International Reference Center for Waste Disposal (1979). *Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost*. Switzerland.
- WU, B., TAYLOR, C.M., KNAPPE, D.R.U., NANNY, M.A., BARLAZ, M.A. (2001). *Factor controlling alkylbenzene sorption to municipal solid waste*. Environmental Science Technologies, v. 35, pp. 4569-4576.
- WWF (2012). *Além de grandes hidrelétricas – políticas para fontes renováveis de energia elétrica no Brasil*. Disponível em http://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/alem_de_grandes_hidreletricas_sumario_para_tomadores_de_decisao.pdf acessado em outubro de 2012.
- YAZDANI, R. (2010). *Landfill-based anaerobic digester-compost pilot project at Yolo County Central Landfill*. California Natural Resources Agency. Department of Resources Recycling and Recovery. State of California.
- YOUNG, A. (1992). *Applications of Computer Modelling to Landfill Process*. DoE Report Number CWM 039A/92. Department of the Environmental. University of Oxford.
- _____ (1995). *Mathematical Modeling of the Methanogenic Ecosystem*, Microbiology of Landfill Sites, 2º edition, pp. 67-89.
- YUAN, Q., SAUNDERS, S.E., BARTELT-HUNT, S.L. (2012). *Methane and carbon dioxide production from simulates anaerobic degradation of cattle carcasses*. Waste Management. v. 31, pp. 939-943.
- ZACHAROF, A.I.; BUTLER, A.P. (2004). *Stochastic modeling of landfill leachate and biogas production incorporating waste heterogeneity. Model formulation and uncertainty analysis*. Waste Management, v.24, pp. 453-462.

- ZWIETERING, M.H., JONGENBURGER, I., ROMBOOTS, F.M., VAN'T RIET, K. (1990). *Modeling of the bacterial growth curve*. Applied Environmental Microbiology, v. 56, pp. 1875– 1881.