



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA  
ESCOLA POLITÉCNICA  
MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL URBANA

JOSÉ LEONARDO VANDERLEI DE CARVALHO

ESTIMATIVA ENERGÉTICA E RECUPERAÇÃO DE METANO A PARTIR DOS RSU PELO  
PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E PODER CALORÍFICO: ESTUDO DE CASO  
BARREIRAS – BA

Salvador – BA  
2013

JOSÉ LEONARDO VANDERLEI DE CARVALHO

ESTIMATIVA ENERGÉTICA E RECUPERAÇÃO DE METANO A PARTIR DOS RSU PELO  
PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA E PODER CALORÍFICO: ESTUDO DE CASO  
BARREIRAS – BA

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

Orientador: Prof. Dr. Sandro Lemos Machado  
Coorientador: Prof. Dr. Roberto Bagattini Portella

Salvador – BA  
2013

---

C331 Carvalho, José Leonardo Vanderlei de.

Estimativa energética e recuperação de metano a partir dos RSU pelo processo de digestão anaeróbia e poder calorífico: estudo de caso Barreiras – BA / José Leonardo Vanderlei de Carvalho. – Salvador, 2013.

128f. : il. color.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Lemos Machado.

Co-orientador: Prof. Dr. Roberto Bagattini Portella.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica, 2013.

1. Resíduo sólido urbano. 2. Energia. 3. Digestão anaeróbia. I. Machado, Sandro Lemos. II. Portella, Roberto Bagattini. III. Universidade Federal da Bahia. IV. Título.

CDD: 628.44

---

JOSÉ LEONARDO VANDERLEI DE CARVALHO

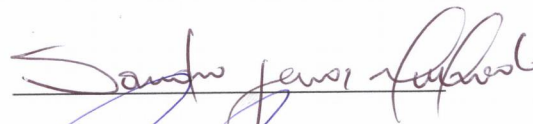
ESTIMATIVA ENERGÉTICA E RECUPERAÇÃO DE METANO A  
PARTIR DOS RSU PELO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAEROBICA  
E PODER CALORÍFICO: ESTUDO DE CASO BARREIRAS – BA

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

Salvador, 13 de dezembro de 2013

Banca Examinadora:


Profº. Drº. Sandro Lemos Machado  
Universidade Federal da Bahia – UFBA



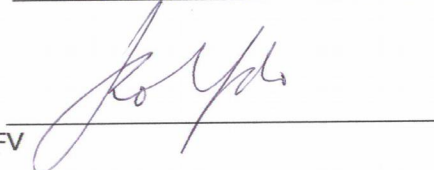
Profº. Drº. Roberto Bagattini Portella  
Universidade Federal da Bahia – UFBA



Profº. Drº. Paulo Gustavo Cavalcante Lins  
Universidade Federal da Bahia – UFBA



Profº. Drº. Roberto Francisco de Azevedo  
Universidade Federal de Minas Gerais – UFV



Dedico esse trabalho em especial a  
minha mãe e minha esposa pelo  
apoio compreensão ao longo de toda  
minha caminhada.

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, presente em todos os momentos de minha vida.

A minha mãe (Arai) e minha esposa (Ilvanete), que são os pilares de minha história e dessa árdua caminhada e que estiveram sempre comigo.

Ao prof. Sandro Lemos Machado, muito obrigado pelo apoio, orientação, amizade e confiança depositada na realização deste trabalho.

Ao prof. Roberto Bagattini Portella, co-orientador, muito obrigado pelo incentivo, amizade, confiança e pelas palavras de apoio.

À prof. Míriam de Fátima Carvalho, pela atenção, sabedoria e sempre contribuindo para o sucesso desse trabalho.

Aos professores Roberto Francisco de Azevedo e Paulo Gustavo Cavalcante Lins pela participação na banca e contribuições.

Ao grande amigo e mestre Átila Caldas, pela amizade, apoio, ensinamentos, sabedoria e contribuições durante essa jornada.

Aos queridos amigos do GEOAMB Mario Sérgio, Samara, Gustavo, Zenite, Silas, Leandro e Jeová pela convivência agradável durante todo este tempo. Serei eternamente grato pelo carinho, apoio e amizade. Em especial aos técnicos Antônio e Ricardo que se empenharam e tiveram um compromisso diferenciado para realização desse trabalho.

Aos amigos Flaryston Pimentel e Volni Antunes, muito obrigado pelo apoio e incentivo.

Aos amigos da turma de 2012 do MEAU, pelas discussões, contribuições e orientações durante todo esse período.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos amigos que diretamente ou indiretamente contribuíram para a realização desse trabalho.

Nunca me foi suave a vida. Ao contrario, semeada de cravos, espinhos, pedregulhos e desafios. Às vezes mal compreendido pelos meus ideais, mas tendo vencido graças à força de minhas convicções e da busca pela superação.

CARVALHO, J. L. V. José Leonardo Vanderlei de Carvalho. Estimativa energética e recuperação de metano de RSU por digestão anaeróbia e poder calorífico: Estudo de caso Barreiras – BA. 128 p., Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2013.

## Resumo

A Sociedade Brasileira vivencia uma série de problemas ambientais, provocados por ações antrópicas, dentre os quais a ineficiência do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU). Com o propósito de sanar ou mitigar essa adversidade é necessário desenvolver e executar ações conjuntas, com eficiência técnica e econômica, aproveitando a energia proveniente dos RSU desenvolvendo projetos que possibilitem definir a melhor tecnologia para tratamento dos resíduos. Nesse estudo foram caracterizados resíduos novos (RN) e resíduos velhos (RV) com diferentes idades do município de Barreiras – BA, em dois períodos climáticos distintos (úmido e semi-úmido) a fim de estimar o potencial energético por duas tecnologias: digestão anaeróbia com uso do ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) e Poder Calorífico (PC). A metodologia aplicada se mostrou eficiente, sendo realizada a caracterização de alguns parâmetros físicos, químicos e biológicos dos RSU. Os resultados de composição gravimétrica para RN apresentaram valor médio de 49,49% para a fração pastosa, teor de umidade em base seca (BS) com 107,38%, teor de lignina 22,93% e Sólidos Totais Voláteis (STV) com 45,86%. O potencial médio de geração de metano ( $L_0$ ) para campo foi de  $53,57 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg RSU}$ , a constante relacionada a taxa de produção de  $\text{CH}_4$  ( $k$ ) foi de  $0,185 \text{ ano}^{-1}$ . O PC em base seca foi 4279,5 Kcal/kg para RN e 4604,5 e 5164 Kcal/kg para RV com idade de 1 e 10 anos de aterramento. A recuperação energética constituída de três cenários, apontou que com a implantação da tecnologia Aterro Sanitário (AS) uma produção acumulada de energia elétrica de 231489 MW durante um período de 37 anos, possibilitando abastecer em média cerca de 3476 residências por ano.

Palavras-chaves: Resíduo Sólido Urbanos, BMP, Poder Calorífico, Energia.



CARVALHO, J. L. V. José Leonardo Vanderlei de Carvalho. Estimating energy and methane recovery from MSW by anaerobic digestion and calorific value: Case study Barreiras - BA. 128 p., Thesis (Master) - Polytechnic School, Federal University of Bahia, Salvador, 2013 .

## ABSTRACT

The Brazilian Society experiences a series of environmental problems caused by human actions , among which the inefficiency of management of municipal solid waste (MSW). In order to remedy or mitigate such adversity is necessary to develop and implement joint actions with technical and economic efficiency, using energy from MSW developing projects that allow to define the best technology for waste treatment. In this study we characterized new waste (NW) and old waste (OW) with different ages of the municipality of Barreiras - BA in two distinct climatic periods ( humid and semi -humid ) to estimate the potential energy of two technologies: anaerobic digestion with use of test Biochemical Methane Potential (BMP) and calorific value (VC). The methodology applied was efficient, the characterization of some physical, chemical and biological MSW being held. The results of gravimetric composition for NW a mean value of 49.49 % for the fraction pasty, moisture content in dry basis ( BS ) with 107,38%, 22,93% lignin content and Total Volatile Solids (TVS) with 45,86%. The average potential methane generation ( $L_0$ ) was 53,57 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/Mg RSU, the constant production of CH<sub>4</sub> (k) was 0,185 yr<sup>-1</sup> for. The calorific value on a dry basis was 4279,5 Kcal/kg for NW and 4604,5 and 5164Kcal/kg OW aged 1 to 10 years of grounding. The energy recovery consists of three scenarios , pointed out that with the implementation of the Landfill ( AS) a cumulative production of 231 489 MW of electricity for a period of 37 years, allowing fuel averaged about 3476 homes per year

Keywords : Municipal Solid Waste, BMP, Calorific Value, Energy .

## LISTA DE FIGURAS

Figura 01- Geração de RSU no Brasil	25
Figura 02- Métodos de tratamento para RSU	29
Figura 03- Esquema do Aterro Sanitário	30
Figura 04- Fases da decomposição dos resíduos com subprodutos gerados	34
Figura 05- Aparato experimental de digestor anaeróbico	40
Figura 06- Aparato experimental de digestor anaeróbico	40
Figura 07- Curva típica da modelagem de primeira ordem	46
Figura 08- Incinerador com câmara secundária	51
Figura 09- Localização do município de Barreiras – BA	55
Figura 10- Vista aérea da área de disposição final de RSU	56
Figura 11- Área de disposição final de RSU	57
Figura 12- Mapa da cidade com a frequência da coleta dos setores na zona urbana	59
Figura 13- Histograma das chuvas período de coleta	62
Figura 14- Procedimentos de coleta de amostra	64
Figura 15- Determinação da composição gravimétrica	65
Figura 16- Determinação do STV	67
Figura 17- Determinação da Lignina	69
Figura 18- Confecção do digestor	70
Figura 19- Determinação do ensaio de BMP	72
Figura 20- Determinação do ensaio de Poder Calorífico	79
Figura 21- Gráfico com valores de umidade em BW	85
Figura 22- Gráfico com valores de composição gravimétrica em BS	88
Figura 23- Gráfico com correlação de STV e Lignina	90
Figura 24- Geração de CH <sub>4</sub> ao longo dos ensaios de BMP para RN 11/12	93
Figura 25- Geração de CH <sub>4</sub> ao longo dos ensaios de BMP para RN 02/13	93
Figura 26- Geração de CH <sub>4</sub> ao longo dos ensaios de BMP para RV 1ano de aterramento 11/12	97
Figura 27- Geração de CH <sub>4</sub> ao longo dos ensaios de BMP para RV 1ano de aterramento 02/13	97
Figura 28- Geração de CH <sub>4</sub> ao longo dos ensaios de BMP para RV 10 anos de aterramento 11/12	98
Figura 29- Geração de CH <sub>4</sub> ao longo dos ensaios de BMP para RV 10 anos de aterramento 02/13	98
Figura 30- Comportamento da geração de CH <sub>4</sub> pelo método Machado et. al. (2009)	100

Figura 31- Comportamento da geração de CH <sub>4</sub> pelo método IPCC (2006)	100
Figura 32- Comportamento da geração de CH <sub>4</sub> pelo método BMP teste	101
Figura 33- Comparativo dos valores de L <sub>0</sub> (t) experimentais obtidos em cada método	101
Figura 34- PC das amostras homogeneizada e PC segregado	107
Figura 35- Projeção da População de Barreiras/BA	108
Figura 36- Geração de RSU de Barreiras/BA	109
Figura 37- Captação do metano	110
Figura 38- Energia Elétrica gerada no cenário 1	111
Figura 39- Energia Elétrica gerada no cenário 2	112
Figura 40- Energia Elétrica gerada no cenário 3	113
Figura 41- Resumo da Energia Elétrica gerada nos 03 cenários	114

## LISTA DE QUADROS

Quadro 01- Classificação dos componentes RSU segundo comportamento mecânico	24
Quadro 02- Classificação dos componentes RSU segundo estabilidade bioquímica	24
Quadro 03- Classificação dos componentes RSU segundo sua morfologia	24
Quadro 04- Frequência de coletas de RSU em Barreiras – BA	58
Quadro 05- Sequência de atividades para realização dos ensaios do BMP	71
Quadro 06- Cenários de recuperação energética dos RSU	80

## LISTA DE TABELAS

Tabela 01- Composição Gravimétrica de algumas cidades Brasileiras	26
Tabela 02- Uso da incineração e recuperação energética em alguns países	32
Tabela 03- Matriz de Energia Elétrica no Brasil	33
Tabela 04- Características da composição do biogás	38
Tabela 05- Valores para BMP encontrados por alguns autores	42
Tabela 06- Valores de DOC sugeridos pelo IPCC (2006).	44
Tabela 07- Alguns Valores de BF, existente na literatura	47
Tabela 08- Geração (Cm) proposto por Tchobanoglous <i>et. al.</i> (1993)	47
Tabela 09- Teor de umidade global dos RN e RV em com e sem segregação.	83
Tabela 10- Teor de umidade dos RV em BS e BW por categoria	84
Tabela 11- Teor de umidade dos RN em BS e BW por categoria	85
Tabela 12- Composição gravimétrica dos RN em BS e BW.	86
Tabela 13- Composição gravimétrica dos RV, em termos de BS e BW	87
Tabela 14- Teor de STV, Matéria Orgânica e Lignina da fração pastosa dos RN	89
Tabela 15- Teor de STV, Matéria Orgânica e Lignina da fração pastosa dos RV	90
Tabela 16- Resultados da geração e da composição química relativa do biogás, $L_0$ e dos valores ajustados de k para as amostras de RSU ensaiadas nos testes de BMP para RN	92
Tabela 17- Resultados da geração e da composição química relativa do biogás, $L_0$ e dos valores ajustados de k para as amostras de RSU ensaiadas nos testes de BMP para RV	95
Tabela 18- Valores de Cm, Bfw, $L_0$ experimental	99
Tabela 19- Valores de PC para amostras homogeneizadas de RN e RV.	103
Tabela 20- Poder Calorífico por segregação de resíduos para RN.	105
Tabela 21- Poder Calorífico por segregação para RV1 ano de aterramento.	106
Tabela 22- Poder Calorífico por segregação para RV10 anos de aterramentos.	106
Tabela 23- Resumo da eficiência energética por Cenário	115

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública de Resíduos
AM	Aterro Muribeca Recife/PE
AS	Aterro Sanitário
ASTM	American Society for Testing and Materials
ASMC	Aterro Sanitário Metropolitano Centro Salvador/BA
BF	Fração Biodegradável
BFw	Fração Biodegradável do resíduo como um todo
BMP	Potencial Bioquímico de Metano
BS	Base Seca
BW	Base Úmida
CNEN	Conselho Nacional de Energia Nuclear
CENBIO	Centro Nacional de Referência em Biomassa
CEMPRE	Compromisso Empresarial pela Reciclagem
CH <sub>4</sub>	Gás Metano
Cm	Coefficiente estequiométrico da completa conversão do material orgânico
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono (Gás Carbônico)
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
EPA	Agência de Proteção Ambiental
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
GEOAMB	Laboratório de Geotecnia Ambiental
H <sub>2</sub> S	Gás Sulfídrico
H <sub>2</sub> O	Água
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Brasileiro de Meteorologia
IPCC	Painel Intergovernamental de mudanças climáticas
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas
k	Constante relacionada à taxa de geração de metano
L <sub>0</sub>	Potencial de geração de metano
LEG	Laboratório de Energia e Gás
N <sub>2</sub>	Gás Nitrogênio
NBR	Norma Brasileira
MME	Ministério de Minas e Energia
O <sub>2</sub>	Oxigênio
Patm	Pressão atmosférica
PC	Poder Calorífico
PCI	Poder Calorífico Inferior
PMB	Prefeitura Municipal de Barreiras
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos.
q	Taxa específica de geração de CH <sub>4</sub>
q*	Ajuste da taxa específica de geração de CH <sub>4</sub>
R	Constante universal dos gases ideais
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RSS	Resíduos Serviços de Saúde
STV	Sólidos Totais Voláteis
SV	Sólidos Voláteis
T	Temperatura
UFBA	Universidade Federal da Bahia
UFV	Universidade Federal de Viçosa
UFRJ	Universidade Federal do Rio de Janeiro
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
w	Teor de umidade

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1. Definição de Resíduos Sólidos	20
2.2. Classificação dos Resíduos Sólidos	21
2.3. Situação dos Resíduos no Brasil	24
2.4. Métodos de tratamento para RSU	27
2.5 ATERROS SANITÁRIOS	30
2.6. Aproveitamento Energético dos RSU	31
2.7. Digestão Anaeróbica dos RSU	33
2.7.1. Biogás e suas características	37
2.8. Potencial Bioquímico de Metano (BMP)	38
2.8.1. Estimativa da geração de Biogás/Metano	43
2.8.2. Procedimento proposto por Machado <i>et. al.</i> (2009)	47
2.9. Poder Calorífico dos RSU	49
2.9.1. Tecnologia para aproveitamento dos Poder Calorífico	50
3. MATERIAIS E MÉTODOS	54
3.1. Área de estudo	54
3.1.1. Levantamento de dados do gerenciamento	57
3.2. Caracterização dos RSU	60
3.2.1. Coleta das amostras	61
3.2.2. Composição Gravimétrica	65
3.2.3. Determinação do Teor de Umidade	66
3.2.4. Determinação do teor de STV	66
3.2.5. Determinação do teor de Lignina	68
3.3. Determinação do BMP	69
3.3.1 Memorial de cálculo do BMP	73
3.4. Determinação do Poder Calorífico	75
3.5. Estimativa energética	80
4. RESULTADOS	82
4.1. Umidade	82
4.2. Composição Gravimétrica	86
4.3. Teor de STV e teor de Lignina	88
4.4. BMP	91

4.4.1. Aplicação de métodos expedidos para previsão de $L_0$	99
4.5 Poder Calorífico	102
4.6. Estimativa de geração elétrica	107
4.6.1. Energia oriunda do RSU	109
5. CONCLUSÃO	116
5.1. Sugestões para trabalhos futuros	118
REFERÊNCIAS	119



# 1. INTRODUÇÃO

A disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) é objeto de estudo de diversos pesquisadores, em virtude das questões sociais, econômicas e principalmente dos impactos ambientais resultantes da falta de tratamento adequado dos mesmos. A produção de resíduos é um dos principais problemas ambientais enfrentados atualmente pela humanidade. Este problema é impulsionado pelo elevado crescimento econômico dos países e do consumismo desenfreado de produtos e alimentos, tendo como consequência a geração incontrolada de resíduos.

Com uma população em expansão e uma economia ativa, considerada a quinta ou sexta maior do mundo, porém com inúmeros problemas de saneamento, na área de abastecimento de água, coleta de esgoto, drenagem e resíduos sólidos, o Brasil possui dimensões continentais e uma densidade demográfica baixa, em que mais de 94% dos municípios brasileiros possuem população inferior a cem mil habitantes segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), chegando a inferir-se que a maioria dos municípios brasileiros está na faixa de pequeno à médio porte.

Esses municípios, na maior parte, não dispõem no seu quadro funcional de mão de obra qualificada para gerenciar e sanar as dificuldades apresentadas, passando por sérios problemas de saneamento, sendo que dentre eles destaca-se as dificuldades no gerenciamento dos RSU, induzidas pela falta de uma coleta eficiente e na maioria das situações por uma disposição inadequada, realizada normalmente em vazadouros a céu aberto, os populares lixões. O município de Barreiras – BA, objeto de estudo deste trabalho, não foge à realidade apresentada na maioria dos municípios brasileiros em relação à falta de gerenciamento adequado dos RSU.

Nesse contexto, surge a necessidade de estruturação de uma política para os RSU, o que levou o Governo Federal a aprovar no ano de 2010 a Lei nº 12.305 que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) com vistas a tentar minimizar/solucionar os agravos ambientais ligados à geração incontrolada de resíduos, a disposição final e o tratamento. Entretanto, para que obtenha-se êxito na gestão dos

resíduos, faz-se necessário conhecer o material a ser trabalhado, por exemplo a composição gravimétrica e parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Muitos países, a partir do conhecimento de seus resíduos, utilizam dentro das tecnologias existentes (reciclagem, incineração, aterro sanitário (AS) e etc) a melhor alternativa para sua situação. O AS, uma das mais usadas, consiste no processo de digestão anaeróbia dos RSU apresentando como subprodutos finais o biogás, o lixiviado e a matéria orgânica estabilizada. O biogás contém em sua composição concentrações equivalentes de gás metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), que é foco de diversos estudos em AS, em que aproveita-se o  $\text{CH}_4$  para gerar eletricidade. O ensaio de potencial bioquímico de metano (BMP) é um método usado para estimar o  $\text{CH}_4$  produzido no processo de digestão anaeróbia. O ensaio de PC quantifica a energia produzida a partir da incineração controlada dos resíduos.

Os estudos e projetos implementados em países na Europa e América do Norte, vem apresentando resultados de viabilidade para recuperação energética proveniente dos RSU (EUROSTAT, 2013). Porém, em países em desenvolvimento, observa-se ainda uma certa resistência na implementação dessas tecnologias, produzindo o descarte de RSU em lixões ou aterros controlados, em situações que não agregam valor econômico ao processo, produzindo sérios danos ambientais, como por exemplo a poluição atmosférica por emissão do  $\text{CH}_4$  que é um dos principais gases responsável pelo aquecimento global.

No Brasil, inexistem políticas públicas que incrementem a recuperação do  $\text{CH}_4$  ou a energia proveniente da incineração dos RSU, sendo essas fontes energéticas pouco exploradas. Dessa forma, julga-se importante mensurar o potencial energético dos RSU, com o intuito da ampliação do conhecimento sobre o tema, além de fornecer subsídios técnicos e científicos para implementação de ações que viabilizem o seu aproveitamento, aliando o uso de uma fonte energética alternativa com a questão econômica, impulsionando ainda mais o crescimento do país e mitigando esse problema existente.

Assim, este trabalho teve como objetivo geral estimar o potencial energético proveniente dos RSU pelos processos de digestão anaeróbia e PC, avaliando a viabilidade energética da implementação das tecnologias (aterro sanitário ou usina de incineração) tendo como estudo de caso o município de Barreiras – BA. Como objetivos

específicos do trabalho pode-se citar: a) determinação da composição gravimétrica, umidade global e específica de cada componente e os teores de Sólidos Totais Voláteis (STV) e Lignina dos RSU da área de estudo; b) determinação do Potencial de Geração de Metano ( $L_0$ ) e a constante relacionada à taxa de Geração de Metano ( $k$ ) para os RSU; c) determinar o PC dos RSU; d) avaliar a viabilidade energética da implementação de uma ou outra tecnologia na cidade.

A organização desse trabalho apresenta no capítulo 1 o problema, a justificativa e os objetivos almejados. No capítulo 2 é desenvolvida uma breve revisão bibliográfica sobre os temas correlacionados à pesquisa. Os materiais e métodos, a área de estudo e os procedimentos laboratoriais são apresentados no capítulo 3. Os resultados, análises e interpretações são apresentados no capítulo 4 e, por último, no capítulo 5, são realizadas as conclusões e sugestões para futuros trabalhos.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. DEFINIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Para a Associação Brasileira de Norma Técnica (ABNT) em sua Norma Brasileira (NBR) 10.004/2004, os resíduos sólidos são:

*“resíduos nos estados sólidos e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamentos de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face a melhor tecnologia disponível”.*

Boscov (2008) definiu resíduo como qualquer matéria que é descartada ou abandonada ao longo de atividades industriais, comerciais, domésticas ou outras: ou ainda, como produtos secundários para os quais não há demanda econômica e para os quais é necessária disposição, esses resíduos podem se apresentar sob a forma de sólidos, semi-sólidos, líquidos e gases. Kapaz (2001) conceituou o “lixo” como resíduos sólidos urbanos produzidos individual ou coletivamente, pela ação humana, animal ou por fenômenos naturais, nocivos à saúde, ao meio ambiente e ao bem-estar da população urbana, não enquadrado esses como resíduos especiais.

Outras definições semelhantes para resíduos foram realizadas, levando-se em conta considerações particulares de seus autores, porém nessa pesquisa será utilizada a definição legal e mais atual existente no Brasil que é a da Lei Nacional nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS, que traz assim como definição dos resíduos sólidos:

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

## 2.2. CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Para determinar a melhor tecnologia para tratamento, aproveitamento ou destinação final dos resíduos é necessário conhecer a sua classificação, pois estes possuem uma complexa composição, em que atuam diversos elementos de diferentes fontes. Os resíduos podem ser classificados de acordo com sua natureza física, com a composição química, com a sua origem, com os seus riscos potenciais ao meio ambiente, entre outros. A NBR 10.004 (ABNT, 2004) – “Classificação de resíduos sólidos”, define as seguintes classes quanto ao grau de periculosidade:

- Classe I – Perigosos – sendo os resíduos que apresentam periculosidade, ou uma das características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
- Classe II – Não perigosos – sendo enquadrado nessa classe os não pertencentes a classe I – perigosos. Essa classe é dividida em duas partes: resíduos não inertes (classe II A) e inertes (classe II B). Na classe II os resíduos apresentam como características principais: combustibilidade, biodegradabilidade e solubilidade em água.

Um resíduo sólido para ser classificado pela NBR 10.004, deve ser amostrado de acordo com a norma NBR 10.007, “Amostragem dos resíduos sólidos”, e submetido a ensaios de lixiviação e solubilização segundo, respectivamente, as normas NBR 10.005, “Procedimentos para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos” e NBR 10.006, “Procedimentos para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos” (ABNT, 2004). A ABNT classifica a origem dos resíduos sólidos em domiciliar, comercial, de limpeza pública, resíduos sólidos especiais, industriais, serviços de saúde, agrícolas e radioativos, cujas definições são as seguintes conforme a (ABNT, 2004):

- Resíduos domiciliares: constituem quaisquer resíduos sólidos gerados em imóveis residenciais que contém uma grande quantidade de matéria orgânica, plásticos, lata, vidro, papéis, podendo existir alguns resíduos tóxicos como tintas, lâmpadas, baterias e outros.

- Resíduos comerciais: são os resíduos sólidos produzidos em estabelecimentos comerciais como bares, restaurantes, lojas, escritórios, hotéis e bancos. Apresenta sua composição variada em função da atividade comercial desenvolvida, podendo citar entre eles: papéis, plásticos, resíduos de asseios e embalagens em geral.
- Resíduos de limpeza pública: são os resíduos sólidos decorrentes da limpeza e conservação de logradouros públicos, praças, praias, jardins, podas de árvores, recolhimento de animais mortos nas vias públicas, bocas de lobo e outros.
- Resíduos sólidos especiais: são os resíduos sólidos que, devido a suas características peculiares, podem apresentar risco à saúde humana, animal e vegetal, ao meio ambiente, ou devido ao volume de resíduo gerado, podem não se enquadrar nas especificações da coleta regular de resíduos, exigindo cuidados especiais em seu acondicionamento, coleta, transporte, tratamento e/ou destinação final, por exemplo, os resíduos de indústrias, serviços de saúde e cemitérios.
- Resíduos industriais: são os resíduos sólidos provenientes ou gerados durante a transformação da matéria-prima em unidade industrial. Algumas indústrias do meio urbano produzem resíduos semelhantes ao doméstico, como no caso das padarias.
- Resíduos de serviços de saúde: são os resíduos sólidos produzidos em estabelecimentos de saúde, tais como: hospitais, clínicas, postos de saúde, pronto socorro, laboratórios, ambulatórios, farmácias, consultórios médicos e odontológicos, compostos por agulhas, seringas, sangue coagulado, gazes, algodão, órgão ou tecidos removidos, filmes fotográficos de raio-X, entre outros.
- Resíduos agrícolas: são os resíduos sólidos resultantes das atividades pecuárias, agrícolas, embalagens de adubos, defensivos agrícolas, restos de colheita, ração, esterco animal, embalagens de agroquímicos diversos e outros.
- Resíduos radioativos: são os resíduos sólidos tóxicos e venenosos formados por substâncias radioativas resultantes do funcionamento de reatores nucleares. Como não há um lugar seguro para armazenar esse tipo de resíduo, a alternativa recomendada pelos cientistas foi colocá-lo em tambores ou recipientes de concreto

impermeáveis e a prova de radiação e enterrá-los em terrenos estáveis, no subsolo.

O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) classifica os resíduos sólidos em quatro grupos, conforme a Resolução 005/93, em que cada grupo apresenta características distintas.

- Grupo A: São os resíduos que apresentam risco potencial à saúde pública e ao meio ambiente devido à presença de agentes biológicos. Esse grupo é composto basicamente pelos resíduos de serviços de saúde e não podem serem reciclados;
- Grupo B: resíduos que apresentam risco potencial à saúde pública e ao meio ambiente proveniente das características químicas. Nesse grupo são encontrados os resíduos farmacêuticos, as drogas quimioterápicas e, os demais produtos perigosos, classificados pela NBR 10.004 (ABNT, 2004);
- Grupo C: resíduos radiativos – enquadram-se neste grupo os materiais radioativos ou contaminados com radionuclídeos, provenientes de laboratórios de análises clínicas, serviços de medicina nuclear e radioterapia, conforme resoluções do Conselho Nacional de Energia Nuclear – CNEN.
- Grupo D: resíduos comuns, que não se enquadram nos grupos anteriores.

Além das classificações acima citadas, existem outras formas de classificar os resíduos, como por exemplo, pelo seu comportamento mecânico, e em virtude de sua estabilidade bioquímica e morfologia. Conhecer as características dos resíduos que estão sendo dispostos no aterro, permite ações que melhoram o gerenciamento e o desempenho geotécnico do maciço. Nos Quadros 1, 2 e 3 encontram-se, respectivamente, os sistemas de classes dos resíduos sólidos segundo o seu comportamento mecânico, estabilidade bioquímica e morfologia, sendo essa identificação voltada para a classificação dos componentes do RSU.

**Quadro 01 – Classificação dos componentes dos RSU segundo comportamento mecânico.**

COMPONENTE	CARACTERÍSTICAS
Estáveis inertes	Vidros, metais, entulhos de construção etc., cujas propriedades não variam com o tempo.
Altamente deformáveis	Apresentam grandes deformações sob carga constante ao longo do tempo: – Esmagáveis ou quebráveis – Compressíveis
Degradáveis	Como resultado da decomposição, a estrutura sólida inicial se transforma em compostos líquidos e gasosos: quimicamente reativos ou biodegradáveis.



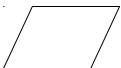
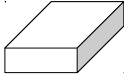
FONTE: LANDVA & CLARK, 1990 citado por BOSCOV, 2008.

**Quadro 02 – Classificação dos componentes dos RSU segundo estabilidade bioquímica**

COMPONENTE	CARACTERÍSTICAS
Orgânicos putrescíveis	Resíduos alimentares, de jardinagem e de varrição e aqueles que apodrecem rapidamente
Orgânicos não putrescíveis	Papéis, madeiras, tecidos, couros, plásticos, borrachas, tintas, óleos e graxas
Inorgânicos degradáveis	Metais
Inorgânicos não degradáveis	Vidros, cerâmicas, solos minerais, cinzas e entulhos de construção.

FONTE: GRISOLIA *et al.*, 1995 citado por BOSCOV, 2008

**Quadro 03 – Classificação dos componentes dos RSU segundo sua morfologia**

DIMENSÃO	CARACTERÍSTICAS	FORMA
0	Grãos (diâmetro < 8 mm)	
1	Fibras	
2	Folhas, objetos planos	
3	Volumes	

FONTE: DGGT, 1994 citado por BOSCOV, 2008.

## 2.3. SITUAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL

A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), divulgou no ano de 2013 diversos dados sobre a situação da geração de RSU no Brasil no ano de 2012. A ABRELPE realiza esse acompanhamento anualmente



desde o ano de 2003. Em 2011 o estudo foi desenvolvido com base na nova legislação da PNRS implantada no Brasil em 2010, e contemplou um total de 401 municípios, representando 51,3% da população urbana no país. Vale ressaltar que a metodologia aplicada pela ABRELPE ocorreu em forma de entrevista aplicados aos municípios em todas as regiões do país. Não houve nenhuma quantificação direta, utilizou-se dados secundários fornecidos pelas instituições responsáveis e projeções para quantificação dos dados a nível nacional.

Os resultados, apresentados na Figura 01, correspondem à geração total e *per capita* de RSU no Brasil no ano de 2012, que quando comparados com os dados de 2011, indicam um aumento em torno de 1,3% na geração de RSU, superior a taxa de crescimento populacional para o mesmo período que foi de apenas 0,9. Em termos quantitativos a geração de RSU foi de aproximadamente 63 milhões de toneladas no ano, resultando em uma geração *per capita* superior a 383 kg de RSU para cada habitante (ABRELPE, 2012).

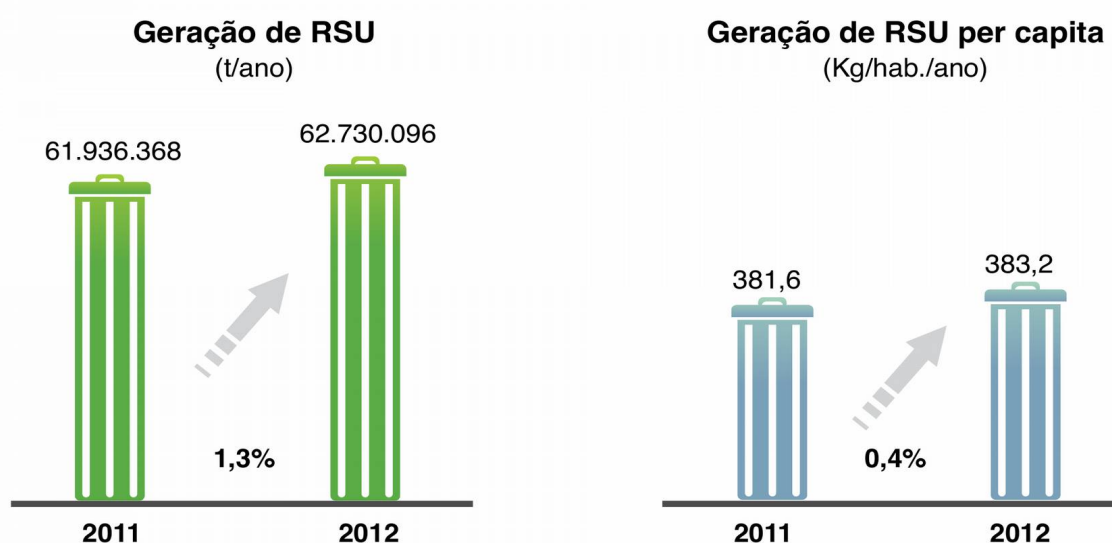


Figura 01 – Geração de RSU no Brasil. Fonte: ABRELPE, 2012.

Considerando os municípios abordados pela ABRELPE, o Brasil possui atualmente em torno de 11% dos seus RSU sem coleta e da parcela de RSU coletada, cerca de 43% são destinados a aterros controlados (precários) ou lixões sem receber nenhum tratamento adequado. Dados do ano de 2010, apontam que a disposição inadequada atinge 73,3% dos municípios brasileiros (ABRELPE, 2011). Em relação a coleta seletiva e reciclagem dos RSU segundo a Associação Compromisso Empresarial pela Reciclagem

CEMPRE (2012) apenas 14% dos municípios atendem a PNRS. Em relação à recuperação energética proveniente do biogás gerado em aterros no Brasil, esse valor é 0,1% segundo o Ministério de Minas e Energia (MME, 2012). Na Holanda, 40% dos resíduos são reciclados, 7% são aproveitados pela compostagem e outros 42% são utilizados para recuperação energética, restando apenas a fração de 12% para disposição em aterros sanitários (MME, 2008). Na comparação das informações, verifica-se uma baixa eficiência do gerenciamento, tratamento e na disposição dos RSU brasileiros.

A composição gravimétrica (CG) dos RSU é uma característica importantíssima para o gerenciamento dos resíduos. Essa se modifica de região à região, devido a diversos fatores locais, tais como: hábitos da população, nível de escolaridade, atividade econômica, clima, entre outros. A Tabela 01, apresenta alguns valores encontrados na literatura da CG dos RSU de algumas cidades brasileiras. Vale salientar que está sendo considerado que os dados apresentados estão em base úmida, até mesmo para aqueles trabalhos em que os autores não mencionaram a base de cálculo utilizada. Verifica-se nessa tabela oscilações percentuais acima de 80% como por exemplo materiais putrescíveis entre as cidades de Salvador e Belo Horizonte, possivelmente em virtude dos componentes que foram considerados durante a segregação.

Tabela 01- Composição Gravimétrica de algumas cidades Brasileiras

Componente	Bela Vista (1)	Recife (2)	Porto Alegre (3)	P. Castelo Branco (4)	Belo Horizonte (5)	Rio de Janeiro (6)	Salvador (7)
Materiais putrescíveis	52,9	44,4	41,9	44,5	65,46	51,84	36,08
Papel/papelão	19,0	14,2	20,7	12,3	10,11	16,8	22,15
Plástico	18,8	20,1	22,5	13,6	11,27	18,67	15,29
Metal	3,8	1,7	4,2	6,3	2,65	2,43	2,10
Vidro	1,9	0,6	2,2	6,0	2,39	1,82	4,95
Madeira		1,8	4,2				9,56
Têxtil	3,6	4,4	3,6	17,3		5,16	3,13
Borracha		1,6	0,5			1,70	0,34
Pedra/cerâmica		4,7	0,2			1,58	6,40
Outros		6,5			8,12		
Ano da análise	2005	2009	2009	2006	2001	2011	2012

Fonte: <sup>1</sup>MARQUES e PASQUALETTO (2005); <sup>2</sup>MACIEL(2009); <sup>3</sup>BIDONE e SOARES (2001); <sup>4</sup>SOUZA e D'OLIVEIRA (2009); <sup>5</sup>SIMÕES *et al.* (2003); <sup>6</sup>SOARES(2011); <sup>7</sup>MACHADO *et al.* (2012)

## 2.4. MÉTODOS DE TRATAMENTO PARA RSU

Existem diversos métodos para tratamento dos RSU, porém poucos são implementados e aplicados no Brasil, o que induz a uma disposição inadequada dos RSU, gerando sérios problemas ambientais que poderiam ser evitados com a reciclagem, reúso e recuperação energética dos mesmos.

Para Massukado (2004) o tratamento dos resíduos são ações corretivas que podem trazer benefícios ao local e a comunidade, entre eles: valorização econômica, ganhos ambientais com a redução do uso de recursos naturais e da poluição, geração de emprego e renda e aumento da vida útil dos locais de disposição final. Para o Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM, 2001), o tratamento dos RSU é visto como uma série de procedimentos destinados a redução da quantidade e o potencial de poluição, impedindo descarte do RSU em local inadequado ou transformando-o em material inerte ou biologicamente estável. Atualmente os métodos de tratamento para resíduos mais difundidos e utilizados são:

- **Reciclagem:** nesse tratamento os resíduos são segregados, a partir de vários processos de separação dos materiais constituintes nos resíduos e encaminhados para usinas recicladoras, em que após seu beneficiamento retornam à indústria como matéria prima. Dentre as vantagens deste processo têm-se a preservação dos recursos naturais, a economia de energia, a redução da quantidade de resíduos a ser disposta em aterros, além da geração de empregos e serviços. A partir destas vantagens há uma redução dos impactos que poderiam ser gerados ao meio ambiente com a produção de energia para o beneficiamento dos recursos naturais, assim como da destinação final dos resíduos.
- **Compostagem:** é uma forma de tratamento biológico da parcela orgânica dos resíduos, que permite a redução do volume dos resíduos e a transformação destes em compostos orgânicos que podem ser utilizados na agricultura como condicionantes do solo: o húmus. O processo é totalmente natural, não sendo necessária a adição de componentes físicos, químicos ou biológicos, não causando impactos ao meio ambiente. Pode-se dizer que com a compostagem, os ciclos de extração, consumo, disposição e retorno ao meio ambiente se fecham da

maneira ambientalmente correta, retornando à natureza compostos que foram retirados dela. Alguns problemas prejudicam a implementação da compostagem, entre eles a necessidade de grandes extensões de áreas para realização do processo de compostagem, associado à falta de um mercado específico para destinação do produto final, o húmus.

- Tratamento Mecânico – Biológico: é composto por duas fases combinadas, a mecânica e a biológica. Inicialmente, os resíduos são submetidos a uma triagem (reciclagem) com o intuito de resgatar os materiais recicláveis e de grande volume, já que os materiais volumosos e com grau de biodegradabilidade baixo não são desejados na etapa biológica, pois prejudicam o processo. A fase mecânica consiste em diminuir as dimensões dos resíduos sólidos (fração orgânica) através da trituração mecânica, para um posterior tratamento biológico que é baseado na biodegradação da matéria orgânica, (compostagem).
- Incineração: Segundo Instituto de Pesquisa Tecnológica (IPT,1995) a incineração é o processo de combustão controlada dos resíduos que são queimados e transformados em pequenas quantidades de resíduos inertes, não inertes e gasosos. A incineração é usualmente realizada em temperaturas acima de 850°C. Idealmente, a incineração deveria gerar somente dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), água e cinzas, sendo os dois primeiros resultantes da combustão completa do material orgânico presente em resíduos sólidos com o oxigênio (O<sub>2</sub>) e o ar, e o último decorrente da presença de materiais não combustíveis. Para o IPT/CEMPRE (2000) as desvantagens da incineração estão no seu alto custo de instalação e operação, na exigência de mão de obra qualificada e na presença de materiais nos resíduos que geram compostos tóxicos e corrosivos. Como vantagens se têm a redução drástica de massa e volume a ser descartada, a recuperação de energia e a esterilização dos resíduos.
- Mineração: esse tratamento consiste em escavar os resíduos já enterrados associando métodos que buscam a recuperação da energia remanescente desses, tendo como destaque os métodos de incineração, gaseificação, pirólise, tecnologias de plasma e combinações entre essas. O objetivo é a valorização energética dos fluxos de resíduos caloríficos para resíduos até então sem nenhum

valor agregado, pretendendo-se colocar o aterro sanitário em um contexto sustentável. (BOSMANS *et al.* 2012)

Dentre os métodos apresentados verifica-se a aplicação de alguns no Brasil, com destaque para a reciclagem, compostagem e o tratamento mecânico em menor escala, sendo que os outros dois praticamente não são utilizados. No quadro de Figura 02 (a – d) são apresentados os métodos de tratamento citados anteriormente, em que o método tratamento mecânico consiste na associação de dois outros métodos (compostagem e reciclagem).



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 02 – Métodos de tratamento para RSU (a) Reciclagem, (b) Compostagem, (c) Incineração e (d) Mineração. Fonte: (a) e (b) IPT/CEMPRE (2000), (c) e (d) Hudgins *et al.* (2011).



## 2.5. ATERROS SANITÁRIOS

Segundo a NBR 13896 (ABNT,1997), o AS é a forma de disposição de RSU que obedece critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permitindo o confinamento seguro em termos de controle da poluição ambiental e proteção à saúde pública. Eles são constituídos por células de disposição em que ocorre a compactação dos resíduos, o recobrimento do maciço, instalação do sistema de drenagem, coleta de gases e o tratamento do lixiviado, além da impermeabilização de base e monitoramento geotécnico e ambiental. A Figura 03 apresenta as etapas a serem observadas e desenvolvidas no gerenciamento de um AS.

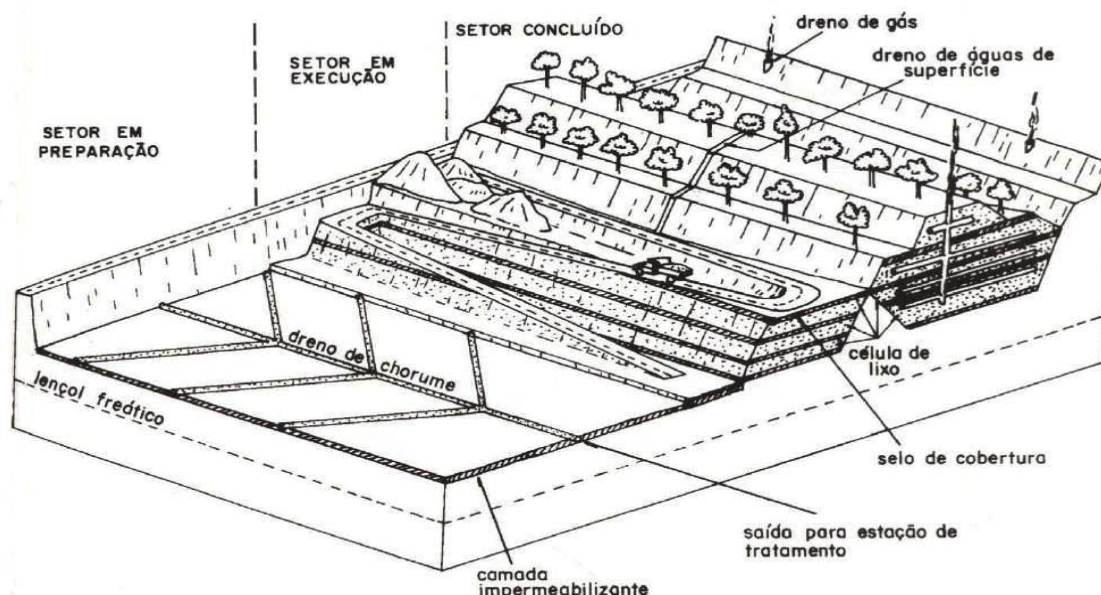


Figura 03 – Esquema do Aterro Sanitário Fonte: Gervasoni (1991) *apud* Caldas (2011)

Para o IBAM (2001), a forma mais adequada de destinação final dos resíduos sólidos é através de aterros, sejam eles sanitários, controlados, com lixo triturado ou com lixo compactado. Conforme exposto por Boscov (2008), os aterros sanitários evitam a poluição ambiental e representam uma situação mais favorável do ponto de vista sanitário em relação às outras formas de disposição, por restringir o acesso de catadores, a proliferação de vetores, poluição do ar, água e o espalhamento do material no entorno, quando gerenciados de forma eficiente.

O AS é uma solução universal adotada em diversos países que permite a disposição dos RSU, com custos relativamente baixos quando comparados com outras tecnologias e de fácil implementação, podendo ser complementado com outra tecnologia,

principalmente com o aproveitamento do CH<sub>4</sub> gerado pelo processo de decomposição que pode ser transformado em energia e ter vendidos os seus créditos de carbono.

Atualmente no Brasil, 60% das cidades brasileiras não dispõem seus resíduos em AS (ABRELPE, 2012). Um fato emblemático para essa situação é a falta de incentivos públicos e desinteresse dos gestores na elaboração de projetos que contemplem a execução de obras com uma envergadura de cunho social e ambiental, porém com pouco ou nenhum fator político agregado.

## 2.6. APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DOS RSU

Para Kiser (2003), que é favorável à incineração dos resíduos, a implantação de usinas termoelétricas deveria ser mais utilizada. Segundo a autora, o processo de incineração é viável, principalmente com a geração de energia, e seria preferível à opção de aterramento. A Agência Internacional de Energia (IEA) no ano de 2013 apresenta em seus estudos a evolução da disponibilidade de RSU para uso em incineradores objetivando a geração em energia elétrica, em que perspectivas para o ano de 2025 apontam que a América do Norte, Europa e Oceania serão responsáveis por cerca de 29, 31 e 14 Mtep (milhões de toneladas equivalentes de petróleo) de energia primária, respectivamente.

Em aterros americanos, Hudgins *et al.* (2011) observaram que os resíduos contêm muitos recursos de alto valor, sendo que o mais notável são os metais não ferrosos, como exemplo as latas de alumínio. Ele afirma que a concentração de alumínio em muitos aterros é maior do que a concentração de alumínio na bauxita, matéria – prima do metal.

Para Quaghebeur *et al.* (2012), componentes como a matéria orgânica, papel e papelão podem ser usados tanto para a recuperação de energia (através da pirólise ou gaseificação), como para fazer compostos por digestão anaeróbia. Os plásticos podem ser separados, limpos e reciclados mecanicamente, apesar de serem fortemente contaminados, sendo pouco considerados como economicamente viável. No entanto, esse oriundo de petróleo é valioso para a recuperação de energia (por pirólise ou gaseificação). Em alguns países da Europa, Oceania e na América do Norte, a

incineração de resíduos é a tecnologia responsável por elevados percentuais de produção energética interna que abastecem inúmeras residências e indústrias locais.

Na Tabela 02 são expostas a quantidade de usinas de incineração, valores de RSU que são incinerados, dados sobre a geração de resíduos, o seu aproveitamento energético em forma de eletricidade e calor para alguns países pelo mundo, em que chama a atenção o elevado percentual de RSU que vem sendo tratado por esses países.

Tabela 02 – Uso da incineração e recuperação energética em alguns países.

País	Número de usinas	Quantidade queimada 10 <sup>6</sup> t/ano	Eleticidade produzida 10 <sup>6</sup> MWh/ano	Calor Produzido 10 <sup>6</sup> MWh/ano	RSU (kg/hab/ano)
França	129	13,5	3489	6573	540
Suíça	29	3,6	1833	3241	366
Itália	49	4,6	3100	0,9	541
Alemanha	68	18,8	7345	15	581
Holanda	11	6	2907	–	636
Dinamarca	29	3,6	1866	7034	667
Suécia	30	4,6	1,53	12,2	511
Noruega	29	1	0,105	2806	434
EUA	87	28	15	–	1280

Fonte: EUROSTAT (2013).

No Brasil, a incineração vem sendo utilizada somente para resolver a questão da disposição final de resíduos perigosos e parte de Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) o que demonstra pouco/nenhum interesse em implementação dessa tecnologia. Nota-se que não há incentivo governamental para o uso e aproveitamento energético oriundo dos RSU pela prática da incineração, salvo as exceções de alguns municípios como Campo Grande-MS e Vitória-ES que começaram iniciativas para o aproveitamento energético dos RSU de forma economicamente viável e ambientalmente adequada, o que resultaria na solução de dois problemas: a disposição inadequada e a necessidade de energia vivenciada pelo país (HENRIQUES, 2004).

Observam-se posicionamentos diferentes em relação à forma de gerenciamento de resíduos, sendo que em diversos países a incineração é uma prática bastante difundida, enquanto no Brasil essa tecnologia praticamente inexistente. Com a falta de investimentos em outras tecnologias e associado às suas grandes extensões territoriais, há dificuldades no aparecimento de novas fontes de aproveitamento energético, como exemplo, a energia



advinda dos RSU. A Tabela 03 mostra o cenário atual energético do Brasil em relação a fonte, quantidade de usinas e capacidade instalada e disponível de energia.

**Tabela 03- Matriz de Energia Elétrica no Brasil.**

Fonte	Nº de Usinas	Cap. Instalada (MW)	% Cap. Disponível
Hidrelétrica	1077	85557	68,5
Gás	149	13620	10,9
Biomassa	471	11111	8,9
Petróleo	1119	7459	6,0
Nuclear	2	1990	1,6
Carvão Mineral	12	3024	2,4
Eólica	97	2109	1,7
Solar	32	3	0,0
Capacidade Disponível	2959	124873	100

Fonte: MME/BRASIL, Setembro de 2013.

Atualmente no país existe dezenove usinas que aproveitam o biogás gerado em aterros sanitários ou por reatores anaeróbios, somando a capacidade instalada de 79 MW representando apenas 0,1% da matriz de energia elétrica brasileira. A principal fonte energética são as hidrelétricas, essas representando quase 69% de energia elétrica gerada do Brasil. (MME, 2013).

O Brasil possui sua base energética elétrica com vários recursos renováveis, diferentemente de diversos países pelo mundo, porém buscar novas formas de aproveitamento e aperfeiçoamento de outras matrizes energéticas se faz necessário, visto que o país encontra-se em expansão econômica crescente e faz-se necessária obtenção de fontes energéticas que possam suprir essa demanda. Dessa forma, a recuperação da energia proveniente dos RSU não pode ser desprezada. Nesse trabalho são analisados os processos de digestão anaeróbia e o PC, que são métodos de tratamentos que permitem a recuperação energética dos resíduos.

## **2.7. DISGETÃO ANAERÓBIA DOS RSU**

O processo de digestão anaeróbia (biodecomposição) se inicia dentro das residências nos próprios sacos e recipientes de lixo utilizados para coleta e armazenamento dos RSU (JUCÁ, 2005). Essa situação ocorre em virtude desses ficarem

depositados em casa e nas calçadas públicas, às vezes, por mais de um dia, gerando e expelindo biogás até serem recolhidos pelo sistema de coleta municipal e transportados ao depósito de lixo ou a um aterro sanitário. Van Elk (2007) conclui que o processo de transformação de um maciço de resíduos em um AS em gases não é uma tarefa simples de se quantificar, principalmente por conta da heterogeneidade dos materiais que compõem os RSU e pelas interações físicas, químicas e biológicas que acontecem ao longo do tempo.

Segundo Farquar & Rovers (1973) *apud* Paes (2003), o processo de digestão anaeróbia dos RSU ocorre em 4 fases distintas: aeróbia, anaeróbia não metanogênica, anaeróbia metanogênica (instável) e anaeróbia metanogênica (estável). Para Pohland e Harper (1985) e Tchobanoglous *et al.* (1993), a digestão dos RSU ocorre em 5 fases distintas sendo essas as seguintes: Aeróbia (fase I), Transição (fase II), Ácida (fase III), Metanogênica (fase IV) e Maturação (fase V). A Figura 04 apresenta de forma esquemática as fases do processo de digestão anaeróbia e a geração dos subprodutos (biogás) no tempo, sendo essas fases da digestão descritas da seguinte forma:

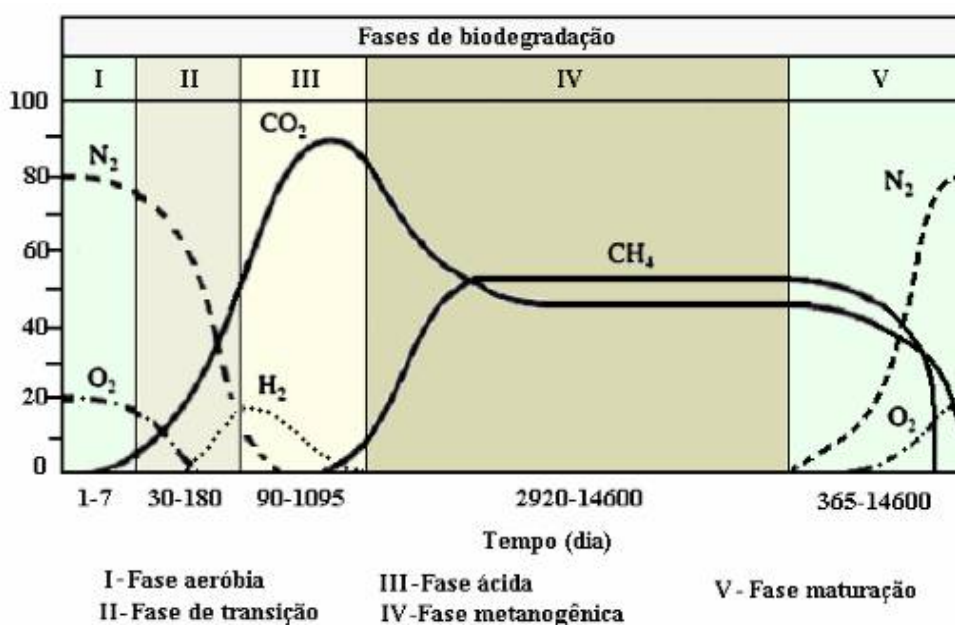


Figura 04 – Fases da decomposição dos resíduos com subprodutos gerados (POHLAND e HARPER, 1985) e intervalo (AUGENSTEIN e PACEY, 1991) *apud* Maciel (2009).

- **Fase I – Aeróbia**

Essa é uma fase também chamada de fase de ajuste inicial, que consiste ao período de coleta e disposição dos resíduos com período que varia entre horas até uma semana, (AUGESTEIN e PACEY, 1991). Nesse instante as bactérias atuantes são completamente aeróbias (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993). Ocorre uma elevação da temperatura da massa de resíduos, tendendo a estabilizar na faixa de 45-55°C, embora valores de até 65-85°C já tenham sido reportados na literatura (DACH e JAGER, 1995 citado por YESILLER *et al.* 2005)

Alves (2008) ressalta que com a presença de O<sub>2</sub> em meio à matéria orgânica e partindo de uma intensa atividade microbiana associada à umidade, o processo de decomposição ocorre de forma acentuada, trazendo como produto final, CO<sub>2</sub>, Água (H<sub>2</sub>O), Nitrogênio (N<sub>2</sub>) e calor.

- **Fase II – Fase de transição**

É uma fase em que ocorre a diminuição da presença do O<sub>2</sub> no maciço, iniciando-se o desenvolvimento das condições anaeróbias. Alguns autores chamam essa fase de acidogênese. Silva (2009) afirma que no processo de acidogênese a maioria das bactérias são anaeróbias, existindo também a presença de algumas bactérias facultativas que metabolizam o material orgânico pela via oxidativa.

Tchobanoglous *et al.* (1993) ratificaram em seus estudos que nessa fase o pH dos lixiviados começa a cair por conta da presença de ácidos orgânicos e dos efeitos das elevadas concentrações de CO<sub>2</sub> dentro do maciço. Maciel (2009) verificou em células experimentais que no final dessa fase, as concentrações dos gases O<sub>2</sub> e N<sub>2</sub> já são bem reduzidas e a geração de CO<sub>2</sub> é bastante acelerada.

- **Fase III – Fase Ácida**

Essa fase ácida é caracterizada pela fragmentação de polímeros complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em monômeros na presença de água (hidrólise) por bactérias hidrolíticas e/ou fermentativas (GANDOLLA *et al.* 1997). Segundo Augenstein e Pacey (1991), essa fase tem duração de 3 meses a 3 anos, ocorrendo uma acentuada

produção de  $H_2$  e  $CO_2$ , até chegar a fase instável de produção do  $CH_4$ . Nessa fase são evidenciados os primeiros traços de  $CH_4$  (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993).

- **Fase IV – Metanogênica**

Nessa fase existe a estabilidade da geração do  $CH_4$ , em que os microrganismos são predominantes é estritamente anaeróbios, chamados de metanogênicos ou formadores de metano, que a partir de ácido acético ( $CH_3COOH$ ) e  $H_2$ , produzem  $CH_4$  e  $CO_2$  (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993). Essa é a fase de maior duração, estendendo-se por décadas. Segundo Augestein e Pacey (1991) *apud* Maciel (2009) essa fase pode chegar até 40 anos.

Catapreta (2008), afirma que existem duas faixas de temperatura que resultam em condições ótimas para a metanogênese, sendo uma mesofílica ( $30^\circ C$  a  $35^\circ C$ ) e outra termofílica ( $50^\circ C$  a  $60^\circ C$ ). Jucá *et al.* (2005) e Alcântara (2007) reportaram valores entre  $55^\circ$  e  $65^\circ C$  no Aterro de Muribeca (AM) em Recife/PE.

Alcântara (2007) com uso de lisímetros no AM Recife/PE demonstra o comportamento na produção do biogás ( $O_2$ ,  $CO_2$  e  $CH_4$ ) durante 365 dias de ensaios, constatando que os valores máximos da composição de  $CH_4$  foram obtidos entre 260 e 300 dias de experimento correspondente a fase 4 (metanogênica), ocorrendo a estabilização após esse período até o término do ensaio.

Alguns autores diferem em relação a quantidade de fases, porém concordam que a maior concentração percentual de  $CH_4$  no biogás ocorre durante as fases (III e IV) que corresponde ao período de estabilidade do maciço sem a presença de  $O_2$ , que ocorre entre 3 e 8 meses após cobertura da massa de resíduos.

- **Fase V – Maturação**

Nesse último estágio da digestão anaeróbia já se verifica um decaimento acentuado de  $CH_4$  e  $CO_2$ , chegando a praticamente não existir geração de  $CH_4$ , devido ao fato de que a maioria dos nutrientes disponíveis já terem sido removidos durante as lixiviações anteriores e os substratos restantes serem lentamente biodegradáveis. (TCHOBANOGLIOUS *et al.* 1993).

Analisando as cinco fases do processo de biodecomposição dos RSU proposto por Tchobanoglous *et al.* (1993) e outros autores, verifica-se que o gás  $\text{CH}_4$  é produzido em maior proporção no processo de digestão anaeróbia que se inicia depois da terceira fase, sendo que essa ocorre aproximadamente depois de três meses de disposição dos RSU. Caldas (2011) verificou em seus estudos que não se pode encarar isso como regra, haja visto que comumente encontrou  $\text{CH}_4$ , mesmo que em concentrações na ordem de 10%, nos primeiros 10 dias de disposição dos RSU no Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC) na cidade de Salvador – BA, indicando que os RSU chegam ao local de disposição possivelmente na fase de transição.

Em diversos estudos referentes aos subprodutos oriundos da biodegradação dos RSU a ênfase se dá principalmente aos componentes biodegradáveis, principalmente a matéria orgânica e outros componentes como papel, papelão e resíduos de poda, que são gerados em elevados percentuais no Brasil, conforme já apresentados na Tabela 01. No entanto, Figueiredo (2009) demonstra em seus resultados que no Brasil as frações orgânicas têm valores significativamente maiores que em outros países, apesar de ocorrer uma tendência de queda na parcela desse material em diversas regiões do Brasil.

### **2.7.1. Biogás e suas características**

O biogás gerado nos aterros é uma mistura de substâncias gasosas que são geradas pela volatilização de compostos químicos e pelo processo de biodegradação exotérmica da matéria orgânica, devido à ação de bactérias e em escala menor, fungos e protozoários, quando se tem ausência de  $\text{O}_2$  (CALDAS, 2011). Maciel (2009), relata que em virtude da complexidade do processo de digestão, existe uma grande dificuldade de estimar a composição dos gases em função da fase de decomposição dos RSU. Ainda segundo ele, alguns constituintes se fazem presentes em grandes quantidades e outros apenas, como elementos traços, sendo que os constituintes principais são aqueles que juntos representam quase a totalidade (99%) dos gases encontrados nos aterros, que são o  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ , outros gases como,  $\text{H}_2$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{O}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{CO}$ , também podem existir em quantidades significativas, a depender da fase de degradação do resíduo e da susceptibilidade do aterro às condicionantes atmosféricas.

Na Tabela 04, são apresentadas algumas características dos gases encontrados no biogás, destacando-se os elevados percentuais de CH<sub>4</sub> entre 45 e 70% e de CO<sub>2</sub> entre 35 e 60%. O poder calorífico do CH<sub>4</sub> é de 35600 KJ/m<sup>3</sup>, sendo que outros gases também possuem um poder calorífico, porém com valores menores.

Tabela 04 – Características da composição do biogás

Gás	Composição (%)			Gondolla (1997)	
	Gandolla (1997)	Tchobanoglous <i>et al.</i> (1993)	Verma (2002)	Poder Calorífico (kJ/m <sup>3</sup> )	M. Específica (kg/m <sup>3</sup> )
CH <sub>4</sub>	45-60	45-60	55-70	35600	0,717
CO <sub>2</sub>	35-50	40-60	30-45	----	1,977
N <sub>2</sub>	0-10	2-5	---	----	1,250
O <sub>2</sub>	0-4	0,1-1,0	---	----	1,429
CO	<0,1	0-0,2	---	12640	1,250
H <sub>2</sub>	<0,1	0-0,2	---	10760	0,090
H <sub>2</sub> S	<0,07	0-1	0,02 – 0,4	----	1,539

Fonte: Gandolla (1997), Tchobanoglous *et al.* (1993) e Verma (2002).

Caldas (2011) encontrou para os resíduos dispostos no ASMC valores entre 45 e 58% de CH<sub>4</sub> e 42 a 55% para CO<sub>2</sub> em resíduos novos (RN), com uma predominância de valores sempre superior a 50% para CH<sub>4</sub> e inferior para CO<sub>2</sub>. O CH<sub>4</sub> é um dos principais gases em relação a questão energética e ambiental produzido nos aterros, possuindo algumas características importantes como a inflamabilidade, além de ser incolor e inodoro o que determina precaução em relação a explosividade do mesmo.

## 2.8. POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO – BMP

O ensaio de BMP foi em princípio desenvolvido para estimar a biodegradabilidade de efluentes, posteriormente com as devidas adaptações e ajustes realizados por alguns pesquisadores como Palmisano e Barlaz (1996); Hansen *et al.* (2004) entre outros, esse vem sendo utilizado para determinação da biodegradabilidade anaeróbia da matéria orgânica contida em amostras de RSU quando colocadas em meio a um inóculo ou lixiviado que permita o desenvolvimento da população de microrganismos anaeróbios e consequentemente a geração do biogás, (DE ARAÚJO MORAIS, 2006).

Hansen *et al.* (2004) afirmam que com uso desse método é possível estimar o potencial de produção do CH<sub>4</sub> dos RSU em laboratórios, sendo que este ensaio dispõe de padronização, porém vem sendo realizado por diversos pesquisadores com metodologias semelhantes que têm o mesmo princípio de incubação anaeróbia de pequena quantidade de resíduo em conjunto com um inóculo, seguido da aferição simultânea do volume de biogás e da sua composição.

Vários autores relatam a falta de normatização no ensaio, entre eles, Chen *et al.* (1995), Maciel (2009), Angelidaki *et al.* (2009), sendo que todos relatam que a principal explicação para a falta de estruturação do ensaio, é a variabilidade dos RSU e a complexidade de amostragem. Palmisano e Barlaz (1996) afirmam que a variação dos componentes microbiológicos dos resíduos e do lixiviado, produz uma oscilação dos aspectos bioquímicos e físico-químicos que estão diretamente relacionados e são responsáveis pela quantificação do biogás gerado. Dentre os diversos trabalhos publicados e pesquisados na literatura, as principais variações dos métodos empregados nos ensaios do BMP ocorrem na escolha da amostra, inóculo ou lixiviado a ser utilizado, técnica de incubação e de aferição dos gases nos digestores.

Mandal e Mandal (1997) utilizaram 20 tipos de resíduos, entre resíduos orgânicos, resíduos de cozinha e alguns tipos de esterco de animais, utilizando como agente ativador do processo de decomposição um inóculo preparado com água destilada e esterco de animais. Os reatores permaneceram em um ambiente aquecido ( $37\pm1^{\circ}\text{C}$ ) por um período de 60 dias e os resultados mostraram que os estercos de animais e alguns resíduos orgânicos produzem em média o dobro de biogás do que os resíduos de cozinha.

Na Figura 05 é apresentado parte do aparato experimental usado por Mandal e Mandal (1997). Nas Figuras 06 (a – c) são mostrados os digestores utilizados por Hansen *et al.* (2004), Alves (2008) e Caldas (2011) com diferentes adaptações do processo de Mandal e Mandal (1997). Portanto, percebe-se algumas semelhanças e uma evolução no processo e na confecção dos digestores usados para ensaios de BMP, em que todos os autores utilizam do mesmo princípio de incubação, com monitoramento diferenciado.

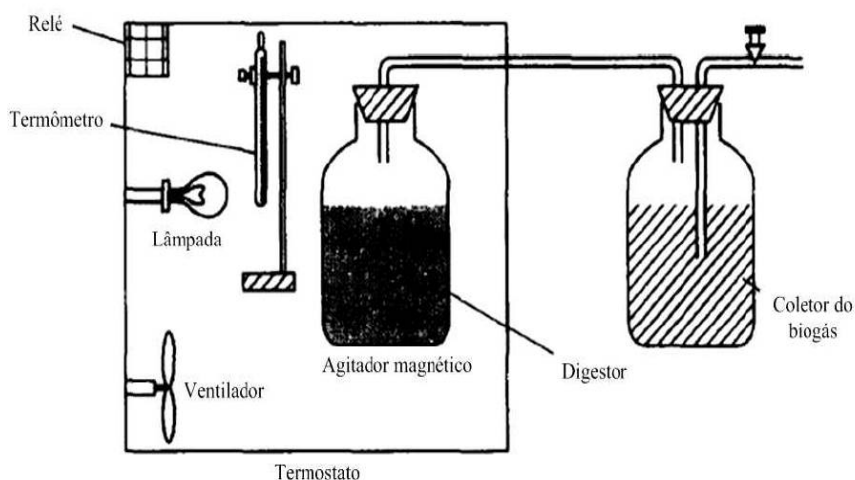


Figura 05 – Aparato experimental de digestor anaeróbio Fonte: Mandal e Mandal (1997)

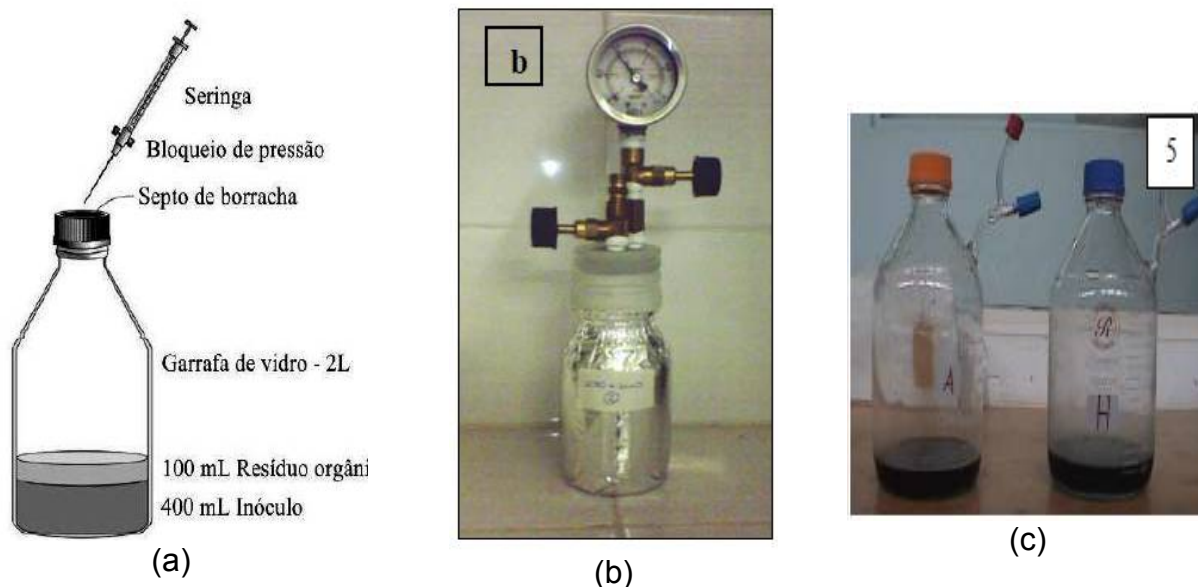


Figura 06 – Aparato experimental de digestor anaeróbio Fonte: (a) Hansen *et al.* (2004), (b) Alves (2008) e (c) Caldas (2011).

Hansen *et al.* (2004) utilizou digestores de vidro borossilicato para ensaios em dois resíduos diferentes (orgânicos e celulose) em triplicata, utilizou 10 gramas de amostra em conjunto com 400 mL de inóculo proveniente de uma estação de biogás. Esses foram introduzidos nos reatores que posteriormente recebeu uma recirculação de 2 minutos de uma mistura de gás (80%  $N_2$  e 20%  $CO_2$ ) com o propósito de deixar o ambiente totalmente anaeróbio sem a presença de  $O_2$ . Os digestores por fim foram armazenados em uma estufa sob temperatura ( $55 \pm 1^\circ C$ ), sendo monitorados durante 50 dias. A pressão e a composição no reator foi aferida por meio de um cromatógrafo. Em relação aos



resultados obtidos, estes apresentaram potencial de produção em média de 495 ml CH<sub>4</sub>/g STV para os resíduos e na amostra de celulose valor de 379 ml de CH<sub>4</sub>/g SVT. (STV – Sólidos Totais Voláteis).

Alves (2008), utilizando frascos de vidro de 250 mL com tampa rosqueada, acopladas com válvulas de saída e entrada de gás e um manômetro de 1 kgf/cm<sup>2</sup>, com escala de 0,02 kgf/cm<sup>2</sup>, realizou o ensaio de BMP em resíduos orgânicos e resíduos de 1 e 7 anos de aterramento com massa de solução água mais resíduo de 12,5g, inoculados com lodo de ETE (50ml) recirculando N<sub>2</sub> por dois minutos e período de 60 dias de incubação a temperatura de 37°C. O ensaio apresentou resultados de potencial de produção de 57,8 Nm<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/t STV.

Caldas (2011), utilizando o mesmo princípio de Hansen *et al.* (2004), realizou ensaios para RSU novos e velhos utilizando massas de 8 a 40 gramas para os diferentes resíduos respectivamente. Para o caso de resíduos velhos, como se espera menores valores de potencial de geração de biogás, a massa de resíduo utilizada foi maior. Como agente ativador se usou lixiviado (chorume) oriundo do ASMC em uma quantidade de 200ml para cada amostra. O período de incubação e monitoramento foi em torno de 60 dias, e o volume de gás gerado foi medido por um transdutor de pressão de 600 kPa. Por fim a composição foi medida com o aparelho de análise de gases GEM 2000. Os resultados apresentaram um potencial de produção de CH<sub>4</sub> (L<sub>0</sub>) com valores variando entre 226,22 a 303, 22 mL CH<sub>4</sub>/g STV para resíduos novos.

Outros autores a exemplo de Barlaz *et al.* (1997); Harries *et al.* (2001)a; Vazoller (2001); Gunaseelan (2004); Gachet (2005); Bayard *et al.* (2005); Heerenklage & Stegmann (2005); Olivier *et al.* (2005); Neves *et al.* (2006); De Araújo Moraes (2006); Kelly (2006); Rapozo *et al.* (2006); Neves *et al.* (2008) entre outros desenvolveram trabalhos de ensaio de BMP para diferentes tipos de resíduos sólidos. Eles ressaltam a importância da quantificação do BMP como ferramenta para a avaliação do potencial de geração de biogás oriundo da decomposição dos resíduos sólidos. Na Tabela 05 são apresentados valores de BMP citados por esses autores.

Percebe-se que o ensaio de BMP trata-se de um ensaio com diferentes vertentes metodológicas e com custo de realização baixo, porém com uma série de minuciosidades principalmente em relação à escolha do inóculo apropriado que possua em sua

composição os microrganismos necessários para permitir a completa degradação da matéria orgânica dos RSU, possibilitando obtenção de resultados satisfatórios para determinação do potencial de geração do biogás (ANGELIDAKI e SANDERS, 2004).

Tabela 05 – Valores para BMP encontrados por alguns autores.

Autor (ano)	Tipo de Resíduo	Resíduo (anos)	Potencial de Biogás/Metano
Barlaz <i>et al.</i> (1997)	Gramma	0	144,4 mL CH <sub>4</sub> / g MS
	Folhas		30,6 mL CH <sub>4</sub> / g MS
	Ramos		62,6 mL CH <sub>4</sub> / g MS
	Resto de alimentos		300,7 mL CH <sub>4</sub> / g MS
	Papel revestido		84,4 mL CH <sub>4</sub> / g MS
	Jornal		74,3 mL CH <sub>4</sub> / g MS
	Papelão		152,3 mL CH <sub>4</sub> / g MS
	Papel de escritório		217,3 mL CH <sub>4</sub> / g MS
Harries <i>et al.</i> (2001)a	Jornal	0	93 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t MS
	Papel		127 a 167 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t MS
	Papelão		183 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t MS
	Madeira		66 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t MS
	Putrescíveis		16 a 94 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t MS
Harries <i>et al.</i> (2001)b	Resíduos sólidos	0	85 a 125 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t MS
Vazoller (2001)	Resíduos sólidos	0	91NL/Kg SV
Mehta <i>et al.</i> (2002)	Resíduos sólidos	3 – 4	0 a 83,6 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t MS
Gunaseelan (2004)	Frutas e vegetais	----	0,18 a 0,732 NL CH <sub>4</sub> /g STV
Gachet <i>et al.</i> (2003)	Resíduos sólidos	0	76 – 206 Nm <sup>3</sup> /t RSU
Bayard <i>et al.</i> (2005)	Resíduos orgânicos	0-2	194 a 229 NL CH <sub>4</sub> /kg MS
Olivier <i>et al.</i> (2005)	Resíduos sólidos	0-2	107 a 181 NL CH <sub>4</sub> /kg MO tot
Neves <i>et al.</i> (2006)	Resíduos de alimentos	----	363 NL CH <sub>4</sub> /Kg STV
De Araújo Moraes (2006)	Resíduos sólidos	0	312,6 a 410,5 NL biogás/Kg STV.
Neves <i>et al.</i> (2008)	Resíduos de restaurantes	----	0,40 a 0,49 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /Kg STV
Alves (2008)	Resíduos orgânicos	0	57,8 Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /ton STV
Maciel (2009)	Resíduos Sólidos	0 – 7	18,3 a 462,4 Nml/g STV
Caldas(2011)	Resíduos sólidos	0 – 6,32	20,35 a 303, 22 mL CH <sub>4</sub> /g STV

Após analisar os valores apresentados da tabela 05, observa-se que os autores encontraram resultados de BMP para diferentes resíduos em função de diferentes relações e idades, dificultando uma comparação de valores entre esses, entretanto com perceptíveis variações entre os dados.

### 2.8.1. Estimativa da geração de biogás/metano

El-Fadel *et al.* (1997) relatam em seus estudos a existência de quatro grupo de modelos para simulação de biogás em aterros, classificados da seguinte forma: (i) modelos de previsão da geração de biogás, (ii) modelos de transporte de gás na massa de resíduos, (iii) modelos combinados de geração e transporte de gás e (iv) modelos combinados de geração e transporte de gás e calor no aterro.

Os modelos de geração de biogás são os mais simples e difundidos atualmente na literatura. Esses são chamados de modelos de ordem zero e de decaimento de primeira ordem. São baseados em formulações empíricas em que se considera: degradação constante ao longo do tempo (modelo de ordem zero) e cinética de primeira ordem (modelo de primeira ordem) Maciel (2009). Os métodos de decaimento de primeira ordem são atualmente os mais recomendado pela Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) e Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), apesar de haver outros modelos matemáticos que foram desenvolvidos como por exemplo: Coops *et al.* (1995) e Lobo (2003).

Os modelos matemáticos são formulados com base na interação dos processos físicos, químicos e biológicos existentes na massa de resíduos e pelos fatores que afetam temporalmente as condições climáticas e ambientais como umidade e temperatura, além de fatores operacionais e de gerenciamento do aterro.

O modelo de estimativa da geração de CH<sub>4</sub> proposto pela EPA (USEPA, 1996; 1998; 2005) recomenda a utilização da equação 01. Esse modelo estima o valor da produção de CH<sub>4</sub> em função do tempo de aterramento do material, em que o  $q$  é a taxa específica de geração de CH<sub>4</sub> (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/mg\_resíduo),  $L_0$  é o potencial de geração de CH<sub>4</sub> (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/Mg\_resíduo),  $k$  é a taxa constante de geração de CH<sub>4</sub>/ano e  $t$  é o tempo de disposição do resíduo no aterro em (ano).

$$q = L_0 \cdot k \cdot e^{-k \cdot t} \quad (01)$$

O modelo proposto pelo IPCC utiliza-se do carbono orgânico efetivamente degradável – DDOC<sub>m</sub>. Esse modelo estima por meio de uma equação de balanço de massa o potencial de geração de metano. O DDOC<sub>m</sub> é uma parcela do carbono que degradará em meio às condições anaeróbias e pode ser obtido pelo uso da equação 02. Nessa equação utiliza-se os valores de DOC<sub>f</sub>, que é a fração do carbono orgânico que decompõem sob condições anaeróbias e MCF é a fração do resíduo que irá decompor sob condições aeróbias. O IPCC recomenda a utilização de valores 0,5 e 1 para os parâmetros DOC<sub>f</sub> e MCF respectivamente, em situações de aterros operados sob condições anaeróbias. Os valores de DOC para cada componente dos RSU são apresentados na Tabela 06.

$$DDOC_m = DOC \cdot DOC_f \cdot MCF \quad (02)$$

Tabela 06 – Valores de DOC sugeridos pelo IPCC (2006).

Componente	DOC em % RSU úmido		DOC em % RSU seco	
	Padrão	Variação	Padrão	Variação
Papel/papelão	40	36-45	44	40-50
Têxtil	24	20-40	30	25-50
Resíduos Alimentares	15	8-20	38	20-50
Madeira	43	39-46	50	46-54
Resíduos de poda	20	18-22	49	45-55
Guardanapos	24	18-32	60	44-80
Borracha/Couro	39	39	47	47

Fonte: IPCC (2006)

Com a utilização dos dados sugeridos pelo IPCC, apresentados na Tabela 06 e com o conhecimento da fração – FR<sub>i</sub> correspondente de cada componente da amostra de RSU, utiliza-se a equação 03 para o cálculo do valor de DDOC<sub>m</sub> da amostra como um todo.

$$DDOC_m = MCF \cdot \sum_{i=1}^n DOC_i \cdot FR_i \cdot DOC_f \quad (03)$$

Utilizando a equação 04 determina-se o potencial de geração de CH<sub>4</sub> (L<sub>0</sub>) segundo o modelo proposto pelo IPCC (2006). Em que F<sub>CH4</sub> é a fração de CH<sub>4</sub> existente no gás, essa na ordem de 0,50 a 0,60. A relação de peso molecular de CH<sub>4</sub> e Carbono é obtida a partir da massa atômica dos elementos, sendo representada pelo fator 16/12. A densidade do CH<sub>4</sub> obtida por Tchobanoglous *et al* (1993) tem valor de 0,717 Kg/m<sup>3</sup> representada por ρ<sub>CH4</sub>.

$$L_0 = \frac{DDOC_m \cdot F_{CH4} \cdot \frac{16}{12}}{\rho_{CH4} \cdot (1 + wbs)} \quad (04)$$

Um outro tipo de modelo é o de primeira ordem multi-fases, o qual difere do modelo de primeira ordem na medida em que distingue as frações do resíduo sob os aspectos de biodegradabilidade, sendo esses considerados facilmente, moderadamente e dificilmente degradável. Nesse modelo são adotados parâmetros de degradação (k) e utilizadas massas específicas para cada fração do resíduo, ressaltando que a cinética da degradação de todas as frações, ocorre da mesma forma do modelo de primeira ordem. Na visão de Lamborn e Frecker (2003), o modelo multi-fase apresenta a melhor degradação dos resíduos nos aterros, pois leva em consideração que os diferentes componentes dos resíduos apresentam tempos distintos de degradação.

Coops. *et al.* (1995), Ogor e Guerbois (2005) comparando dados experimentais com as estimativas de diversos modelos para produção de biogás, concluíram que o modelo multi-fases foi mais preciso que os demais, apresentando um erro de 18%, inferior ao apresentado pelo modelo de primeira ordem (22%) e o de ordem zero (44%). Scharff *et al.* (2006) afirmam que os modelos atuais são inseguros, imprecisos, inconsistentes e incomparáveis entre si quando utilizados para estimar a geração de biogás de um aterro em particular e propõem um estudo que reúna uma maior quantidade de dados para que se defina um modelo padrão.

Outro tipo de modelo existente para simulação da digestão dos RSU, utiliza-se dos parâmetros matemáticos e das interações dos processos físicos, químicos e biológicos

dos resíduos. Estes possuem um grande número de variáveis envolvidas nestas formulações, sendo esses modelos geralmente segregados e divididos em módulos, tais como apresentado por Lobo (2003) intitulado de (MODUELO). Esse modelo leva em consideração parâmetros de biodegradabilidade (fração biodegradável (BF) por resíduo); fatores externos (temperatura, precipitação, dados hidrológicos entre outros parâmetros).

Um parâmetro importante para estimativa de geração de  $\text{CH}_4$  é a taxa de geração de  $\text{CH}_4$  ( $k$ ), em que essa define a velocidade de produção e decaimento do biogás no tempo, sendo que quanto maior o valor de “ $k$ ”, mais acentuada é a produção de gás inicialmente e conseqüente o período de produção também é menor. O IPCC recomenda  $k = 0,10$  para clima tropical e  $k = 0,07$  para clima temperado.

Wang *et al.* (2013) em estudos de 11 aterros americanos com período de operação superior a 15 anos, concluíram a partir de dados experimentais de campo que o melhor valor coletado de  $k$  nos aterros foi superior a  $k=0,04$  por ano e inferior a  $k=0,12$ . Estes valores são bem superior aos indicados pelo LandGEM modelo de determinação usado pela EPA e o IPCC, o que implica em uma maior produção de metano nos anos iniciais do aterro, uma época em que a coleta do gás nos aterros ocorre de forma deficitária na maioria das vezes. A Figura 07 apresenta exemplos de curvas obtidas para o modelo de primeira ordem nos estudos desenvolvidos por Wang *et al.* (2013).

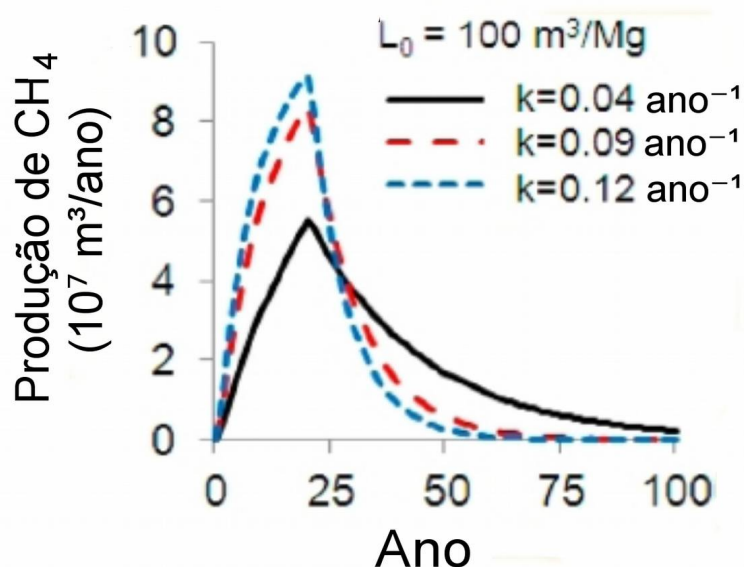


Figura 07: Curva típica da modelagem de primeira ordem. Fonte: adaptado de Wang *et al.* (2013).

### 2.8.2. Procedimento proposto por Machado *et al.* (2009)

Um procedimento simplificado para cálculo teórico dos valores de potencial de geração de  $\text{CH}_4$  ( $L_0$ ) e da constante da taxa de geração ( $k$ ) é proposto por Machado *et al.* (2009). Eles utilizaram como base os dados da fração biodegradável (BF) dos componentes e as características físicas de biodegradabilidade propostas por Lobo (2003) e os valores previstos pelos coeficientes estequiométrico ( $C_m$ ), em que esse coeficiente considera a completa conversão do material orgânico em gás.

Alguns valores de BF são citados por diversos autores. Esses possuem baixas oscilações dentro das categorias de componentes analisados. Na Tabela 07 são apresentados os valores de BF encontrados na literatura e na Tabela 08 os valores de  $C_m$ , propostos por Tchobanoglous *et al.* (1993).

Tabela 07 – Alguns Valores de BF, existente na literatura.

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

Fonte: Modificado de Lobo (2003)

Tabela 08 – Geração de ( $C_m$ ) proposto por Tchobanoglous *et al.* (1993)

Componente orgânico do resíduo	$C_m \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg RSU seco}$
Resíduos alimentares	505,01
Papel	418,51
Papelão	438,70
Couro	573,87
Têxtil	759,58
Resíduo de jardim	481,72
Madeira	484,94

Fonte: Modificado de Tchobanoglous *et al.* (1993)

Os valores de  $BF_w$  é entendido como a fração biodegradável dos resíduos como um todo. Estes são calculados através da equação 05, correspondente ao somatório de

cada fração da amostra  $FR_i$  multiplicado pelo seu coeficiente  $BF_i$ . Vale ressaltar que a fração a ser utilizada do componente tem que está mensurada em base seca (BS). Os valores de  $Cm$  para a amostra do resíduo total é calculada com o uso da equação 06.

$$BF_w = \sum_{i=1}^n BF_i \cdot FR_i \quad (05)$$

$$Cm = \frac{\sum_{i=1}^n BF_i \cdot FR_i \cdot Cm_i}{BF_w} \quad (06)$$

Machado *et al.* (2009), considerando as características dos RSU e com o conhecimento dos valores de  $Cm$  e  $BF_w$  estimou o potencial de geração de biogás dos resíduos ( $L_0$ ), a partir do uso da equação 07. Nessa equação esses mesmos autores corrigem esse produto com o teor de umidade em base seca ( $wbs$ ), visando considerar somente a geração de  $CH_4$  por unidade de massa seca.

$$L_0 = \frac{BF_w \cdot Cm}{(1 + wbs)} \quad (07)$$

Esses mesmos autores, com o propósito de calcular a  $BF_w$  remanescente do resíduo chamada de  $BF_w(t)$  para amostras de resíduos com diferentes idades de aterramento sugere a utilização da equação 08. Eles sugerem a inserção dos valores de Sólidos Totais Voláteis em determinado instante,  $VS(t)$  e do valor inicial,  $VS(0)$  para que haja a correção dos valores da  $BF$  de cada componente da amostra em função do tempo de aterramento das amostras.

$$BF_w(t) = \sum_{i=1}^n BF_i \cdot FR_i \left[ \frac{VS(t)}{VS(0)} \right] i \quad (08)$$



Para obtenção da constante de produção de biogás ( $k$ ), Machado *et al.* (2009) sugere a utilização da equação 09, com uso dos valores de  $L_0$  inerentes às amostras e suas diferentes idades de aterramento. O procedimento proposto por Machado *et al.* (2009), é utilizado nesta pesquisa para determinar a geração de biogás e  $CH_4$ .

$$\frac{Lo(t)}{Lo} = e^{-kt} \quad (09)$$

## 2.9. PODER CALORÍFICO DOS RSU

O PC indica a quantidade de energia que pode se desprender de determinada massa de resíduo quando esta é submetida a incineração ou queima, dada uma determinada condição climática e características físicas dos resíduos. Wang e Nie (2001) indicam que se o PC do resíduo for maior que 813 kcal/kg, o mesmo pode ser incinerado diretamente sem qualquer necessidade de outro combustível.

Segundo Bai e Sutanto (2002), os RSU em Singapura possuem um poder calorífico inferior (PCI) da ordem de 5000 a 13000 kJ/kg, sendo que o seu valor típico é em torno de 8000 kJ/kg. Para as grandes cidades chinesas esses valores variam entre 2500 a 4600 kJ/kg, sendo que esse valor tende a aumentar em virtude do crescimento econômico existente no país, influenciando o consumo e a geração de RSU com um maior PC (WANG e NIE, 2001). Em cidades indianas, a incineração não é muito praticada, em virtude do elevado percentual de material orgânico (40-60%), do alto teor de umidade (40-60%), e do alto conteúdo inerte (30-50%) o que implica um baixo teor calorífico em base úmida de (800 – 1100 kcal/ kg) nos RSU (SHARHOLY *et al.* 2008).

Porteous (2001), relata que o PC de uma mostra típica de RSU contendo cerca de 45% de material orgânico, 30% de água e aproximadamente 25% de material inerte, pode atingir um PC de 10.000 MJ por tonelada, que quando convertido em energia gera cerca de 500 kWh de eletricidade. Para o Centro Clima (2005), esse mesmo valor de energia é obtida em uma tonelada de RSU. Kiser (2003) verificou em seus estudos que o RSU possui uma capacidade calorífica de 1900 kcal/kg, podendo fornecer 520 kWh ou 2,5 t de vapor (40bar e 400°C). Dijkgraaf e Herman (2004), relatam que esse valor pode atingir

580 kWh de eletricidade e 315 kWh de energia térmica. O IBAM no ano de 2001, estimou o valor energético de 5000 kcal/kg para os RSU e 4000 kcal/kg para RSS.

Em relação aos dados apresentados, faz-se necessário frisar que alguns autores não especificam se os estudos foram desenvolvidos em base úmida ou base seca, o que pode acarretar grandes variações nos valores de PC apresentados, principalmente no caso em que os resíduos tratados possuam grandes disparidades em seus valores de umidade.

### **2.9.1. Tecnologias para aproveitamento do Poder Calorífico**

Os métodos mais utilizados para beneficiamento energético dos resíduos são: incineração, gaseificação, pirólise e plasma. No desenvolvimento de cada processo são gerados diferentes subprodutos, emitidos diferentes tipos de gases, além de se utilizar equipamentos e métodos específicos para o funcionamento de cada tecnologia. Independente do processo de beneficiamento, o objetivo básico destas tecnologias consiste na geração de combustíveis energéticos, seja de forma direta como é o caso da incineração e plasma, onde a queima gera vapores e gases para movimentação de motores e turbinas ou de forma indireta, como no caso da pirólise e gaseificação, em que é possível uma recuperação do valor químico dos resíduos. (BOSMANS *et al.* 2012).

- **Incineração**

A Incineração dos resíduos consiste na queima direta do material para produção de energia térmica. Durante esse processo são formados diversos gases, tais como: CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, e dependendo do material que está sendo incinerado, é possível gerar outros gases: CO, HCl, NOX, SO<sub>2</sub>, além da formação de compostos de metais pesados (HENRIQUES, 2004).

Porteous (2005) afirma que com a incineração controlada dos resíduos é possível reduzir o volume entre 90 e 95% e o peso em 80% dos resíduos. As cinzas geradas durante a queima são em geral inertes, diminuindo a crescente necessidade de áreas de aterros sanitários e minimizando a preocupação com a monitoração do lençol freático, visto que os resíduos tóxicos podem ser destruídos, em vez de estocados. Eles afirmam

que é possível a co-geração de energia elétrica a partir dos gases quentes oriundos da incineração, sendo esses usados na geração de vapor de água para hospitais, hotéis, indústrias e outros estabelecimentos.

Soares (2011) chama atenção para o processo de reciclagem energética. Segundo a autora, para se obter melhores resultados durante o processo de gerenciamento de um AS, é necessário um pré-tratamento do resíduo bruto coletado, em que ocorra a reciclagem de alguns componentes através da separação manual ou mecânica, com valor comercial, a exemplo de vidros, plásticos, alumínio e metais, o material restante matéria orgânica, madeira, têxtil, isopor, entre outros devem ser processados com moagem e secagem, otimizando a queima dos resíduos no incinerador.

Bosmans *et al.* (2012), ressaltam que os projetos de uma unidade de incineração de resíduos mudam de acordo com o tipo de material que será tratado, sendo que um ponto importante do processo está no controle da composição química, física e características térmicas do resíduo incinerado. Ainda segundo os autores, esses afirmam que a alimentação do incinerador pode ocorrer de forma manual ou mecânica (com esteiras e dosadores adequados), podendo esses ser de câmaras múltiplas (com grelhas móveis) ou rotativo, dependendo da capacidade. Na Figura 08 é apresentado o esquema de um incinerador com câmara primária e secundária.

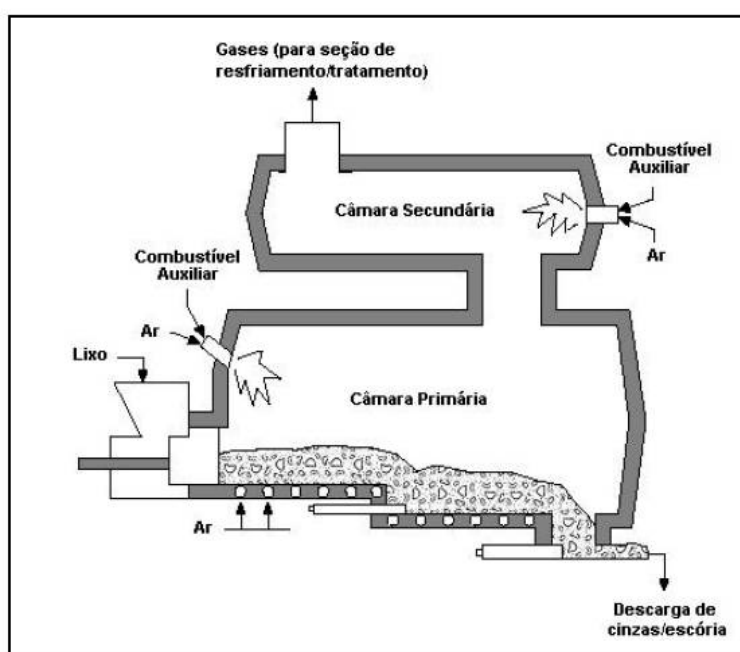


Figura 08: Incinerador com câmara secundária. Fonte (OLIVEIRA, 2004a).

- **Gaseificação**

A gaseificação é um processo termoquímico, situado entre a pirólise (ausência de  $O_2$ ) e a incineração (excesso de  $O_2$ ) que se realiza na presença de baixos teores de  $O_2$  (15% a 40%), suficiente para que o sistema funcione sem fonte de energia externa. As temperaturas de operação estão compreendidas entre 600° e 1500 °C, permitindo a redução do volume de resíduos sólidos e aumentando a recuperação de energia.

Bosmans *et al.* (2012) afirmam que esse processo se inicia na combustão parcial de um combustível carbonoso gerando um combustível rico em gás com altos teores de monóxido de carbono, hidrogênio e alguns hidrocarbonetos saturados, principalmente, o  $CH_4$ . Eles ressaltam que as principais características que diferenciam esse processo dos outros são: menor volume de gás em comparação à incineração, menores fluxos de águas residuais de limpeza, formação predominante de CO em vez de  $CO_2$ , destruição de resíduos inorgânicos, pressões de funcionamento elevada e produção de agregados compactos, inertes e vitrificados.

- **Pirólise**

A pirólise consiste na degradação térmica dos resíduos na ausência de  $O_2$ . A temperatura do processo varia de 200°C a 1100°C. Ao contrário do processo de incineração e gaseificação, que são exotérmicos, a pirólise é um processo endotérmico, que requer uma fonte externa de calor. Segundo Bridgwater (2003) os três componentes mais importantes de um processo de pirólise são:

- Uma corrente de gás que contém principalmente  $H_2$ ,  $CH_4$ , CO entre outros, de acordo com as características dos resíduos.
- Uma fração líquida que consiste em um fluxo de óleo contendo ácido acético, acetona, metanol e hidrocarbonetos oxigenados complexos. Com um processo adicional, a fração líquida pode ser utilizada como óleo combustível sintético.
- Coque inferior, que consiste em carbono quase puro adicionado de qualquer material inerte originalmente presente nos resíduos sólidos.

Algumas matérias-primas dos resíduos podem conter elementos tais como metais de enxofre e cloro, que pode afetar a qualidade dos produtos formados, logo é necessário utilizar tecnologias para reduzir esses poluentes nos produtos gerados e nas emissões para atmosfera, água e solo, sendo que esses tratamentos possuem custos elevados Stehlík (2009). Segundo Bosmans *et al.* (2012) as plantas de pirólise para o tratamento de resíduos possuem 4 etapas básicas:

- Preparação e moagem: um moedor melhora e padroniza a qualidade dos resíduos apresentados para processamento.
- Secagem: secando o material é possível obter uma melhora no PC dos gases e eficiência de reações gases/sólido dentro do reator.
- Resíduo: produz um sólido contendo carbono, minerais e partes metálicas.
- Tratamento secundário de gás de pirólise e coque de pirólise: ocorre através de condensação dos gases para a extração do óleo e coque.

- **Plasma**

O plasma, 4º estado da matéria, é gerado quando as moléculas gasosas colidem com elétrons de alta energia carregados, resultando na geração de partículas carregadas concentradas em uma tocha que pode chegar a 9000 °C. A alta densidade de energia térmica do plasma no interior do conversor é transferida diretamente para os resíduos, que sofrem degradação instantânea e geram um gás combustível (BOSMANS *et al.* 2012).

A tecnologia de plasma possui uma grande vantagem em relação às outras de reaproveitamento devido à possibilidade de alimentação do sistema com todos os resíduos oriundos de aterros sanitários. Dessa forma, lixo hospitalar, metais pesados e outros contaminantes podem virar pó e serem usados na fabricação de asfalto, não oferecendo mais riscos à saúde e meio ambiente.

O ponto negativo desse sistema é a utilização de eletricidade para movê-lo, logo o processo torna-se dispendioso, sendo atraente apenas para resíduos que possuem altos custos de tratamento.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. ÁREA DE ESTUDO

O município de Barreiras – BA, fundado no fim do século XIX, iniciou o século XX com um processo de ocupação lento e com um crescimento econômico diminuto. Em 1928, foi construída no município a segunda hidroelétrica da Bahia, que fez com que indústrias se instalassem na região. Deste modo, em pouco tempo, a cidade que praticamente não crescia economicamente viu surgir frigoríficos, beneficiadoras de arroz e algodão, fábricas têxteis, curtumes e empresas especializadas na extração de borracha. Em 1980, iniciou-se a exploração agrícola economicamente viável das áreas de cerrados, com os agricultores pioneiros, principalmente do sul do país. Este processo foi se expandindo à medida que novos agricultores chegavam atraídos pela disponibilidade de terras baratas, com topografia plana favorável à agricultura mecanizada, temperatura e luminosidade adequadas e grande potencial hídrico da região (BARREIRAS, 2010).

A cidade de Barreiras é localizada no oeste da Bahia, sendo caracterizada como uma cidade de porte médio, estando em crescente expansão populacional, possuindo em torno de 150.896 habitantes (IBGE, 2013). Está entre uma das principais cidade agropecuária do país, tratando-se de um polo regional político, educacional, tecnológico, econômico e cultural. O Produto Interno Bruto – PIB *per capita* é R\$ 13.637,77 (IBGE, 2010) estando localizada distante da capital do estado em torno de 871Km e da capital nacional 648Km. Na Figura 09, observa-se que o município faz divisa com diversos municípios da região e com o estado do Tocantins.

Os fatores climáticos tem uma variação temporal de úmido a sub-úmido e de seco a sub-úmido em épocas bem definidas. As temperaturas médias máximas e mínimas variam entre 17° e 35°C. A umidade relativa do ar é média a baixa, em torno de 30% a 50%, chegando a limites abaixo de 20% em algumas épocas do ano. O período úmido (chuvoso) é normalmente de novembro a fevereiro. No restante do ano o clima é relativamente sub-úmido a seco. A luminosidade é abundante durante quase todo o ano. Os ventos variam de fracos a moderados, o índice de pluviosidade médio é de 1018 mm, a altitude média é de 452 m e o risco de seca é de médio a baixo, segundo o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2013).

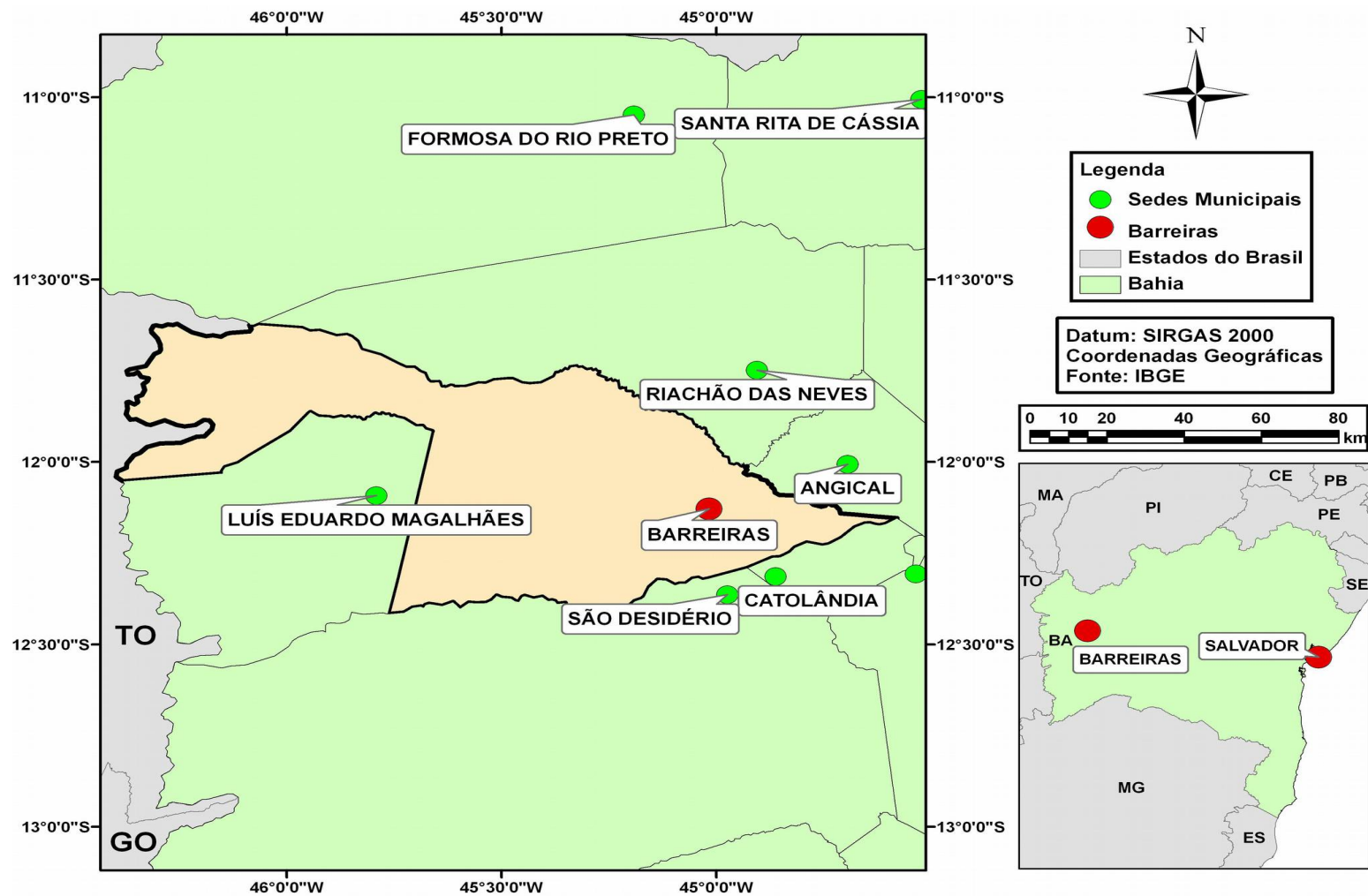


Figura 09 – Localização do município de Barreiras – BA.

O objeto de estudo, compreende os RSU descartados na área de disposição final da cidade, que recebe a denominação de “lixão da cidade” distante do centro urbano 15 Km. Essa área recebe resíduos do município desde o ano de 1998, sendo inicialmente estes dispostos em valas e cobertos com uma camada de solo, caracterizando-se uma situação inicial de aterro controlado. Esse processo perdurou até meados de 2004. A partir desse ano os resíduos simplesmente foram depositados ao ar livre sem nenhuma cobertura. Percebe-se na Figura 10 uma enorme mancha de resíduos descobertos o que produz uma série de impactos ambientais, inclusive com a liberação sem controle de biogás para a atmosfera.



Figura 10 – Vista aérea da área de disposição final de RSU. Fonte: Google, 2013.

A inexistência de políticas públicas em relação à disposição dos resíduos em Barreiras – BA evidencia problemas gravíssimos quanto aos RSS, em que esses são dispostos inadequadamente nessa mesma área sem controle. Outro problema, é de ordem social, devido a presença de catadores de materiais recicláveis, entre eles mulheres e crianças, que acontece diariamente com a separação manual sem qualquer controle de alguns componentes dos resíduos que possuem valor comercial, como exemplo alumínio, papel/papelão, metal e plástico do tipo PET.

Atualmente, a gestão municipal vem tentando minimizar esses impactos com o recobrimento dos resíduos, porém ainda permitindo a presença de moradores e descarte de RSS sem controle adequado. As Figuras 11 (a – d) apresentam a situação da área de disposição final durante os períodos de coleta.





Figura 11- Área de disposição final de RSU (a) Massa de RSU descoberta (b) descarte inadequados de RSS (c) casa de catadores no lixão e (d) catadores em meio ao RSU

### 3.1.1. Levantamento de dados do gerenciamento

Para a determinação da quantidade de amostras utilizadas nesse trabalho foi realizado um levantamento de informações referente à atual situação do gerenciamento dos resíduos na cidade, em que buscou-se informações e detalhes sobre o sistema de coleta e transporte, como frequência, quantidade, destinação final, entre outros, sendo esses observados e tabelados. Constatou-se que todo o sistema de coleta e transporte dos RSU é de competência da Prefeitura Municipal de Barreiras – PMB, especificamente da Secretaria de Infraestrutura, possuindo uma quantidade estimada de resíduos coletados por dia de aproximadamente 130 toneladas (PMB, 2012).

A coleta dos RSU na cidade é dividida em 16 setores; essa acontece em dias alternados com a passagem do caminhão compactador na porta de cada munícipe. O período de coleta inicia-se às 07h e finaliza-se normalmente às 23h. O quadro 04 apresenta o agrupamento dos setores e os respectivos dias de coleta.

Quadro 04 – Frequência de coletas de RSU em Barreiras – BA.

Setor N°	Bairros	Frequência	
		(2°, 4° e 6°) feira	(3°, 5°) feira e Sábado
01	Morada da Lua / Flamengo/ Novo Horizonte.	X	
02	Morada da Lua / Ribeirão/Boa Sorte/ Loteamento São Paulo	X	
03	Santa Luzia e Vila Nova	X	
04	Hospitais H.O e Eurico Dutra/ FASB / Rodoviária/ CESB	X	
05	Renato Gonçalves/ Aratu/ Vila Regina/ Recanto dos Pássaros/ Loteamento Antônio Geraldo	X	
06	Mimoso 2/ Sombra da Tarde/ Alphaville/ Buritis / Loteamento Rio Grande.	X	
07	Sandra Regina /Ouro Branco	X	
08	Centro (Noturno) Lado Direito	X	X
09	Centro (Noturno) Lado Esquerdo	X	X
10	São Miguel/ Novo Horizonte/ Jd. Bela Vista / Vila Nova		X
11	Vila Rica / São Sebastião / Barreiras I		X
12	Vila Dulce / Vila Brasil / J.K./ Conj. Hab. Rio Grande.		X
13	São Pedro / Bela Vista/Vila Soldados/Vila Amorim		X
14	Morada Nobre / Chácaras /Santo Antônio/ Vila dos Oficiais / Sargentos/Rio de Ondas		X
15	Parque de Exposição/ Frango de Ouro/ Cascalheira/ Vila Funcionários.		X
16	Barreirinhas		X

Fonte: Prefeitura Municipal de Barreiras – PMB 2012

Conforme se pode observar no quadro 4, o centro urbano e comercial possui uma coleta diária. Percebe-se ainda que a distribuição da coleta na zona urbana divide-se em dois grandes grupos de setores (oeste e leste) conforme podemos visualizar na Figura 12. A coleta nos povoados, distritos, chácaras e localidades pertencentes a zona rural acontece em um único dia da semana (domingo), em virtude na menor geração de resíduos.

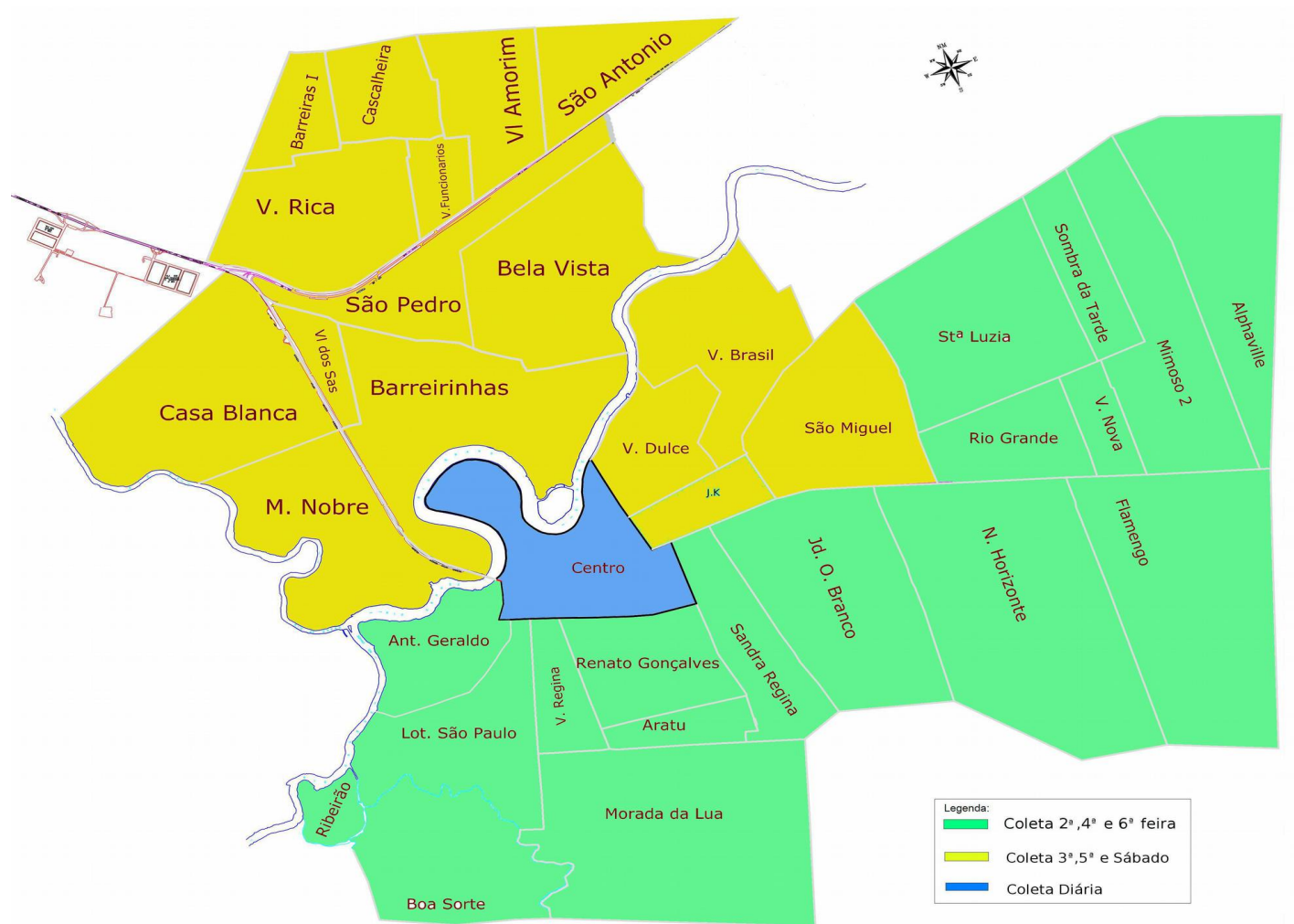


Figura 12 – Mapa da cidade e frequência de coleta diária dos setores na zona urbana

### **3.2. CARACTERIZAÇÃO DOS RSU**

Existem vários métodos para caracterização física e química do RSU que são aplicados no Brasil, entre eles destacam-se o da CETESB, COPPE/UFRJ, GRS/UFPE, GPQA/UFV e o desenvolvido pelo Laboratório de Geotecnia Ambiental – GEOAMB/UFBA, todos esses já consolidados e referência quando se trata de caracterização de RSU no Brasil. Nesse trabalho foi utilizado como referência a metodologia proposta pelo GEOAMB.

Na metodologia proposta pelo GEOAMB, realiza-se o procedimento de coleta na área de disposição final dos RSU e a separação dos componentes dos RSU é efetuada em um laboratório montado em campo imediatamente após a coleta. Os constituintes dos RSU são segregados e classificados em 9 categorias: madeira, papel/papelão, têxtil, plástico, borracha/isopor, vidro, pedra/cerâmica, metal e fração pastosa. A separação dos RSU em 9 constituintes é realizada apenas para os Resíduos Novos (RN). Para a separação dos Resíduos Velhos (RV) são utilizadas 4 categorias: fração pastosa, madeira, papel/papelão e inertes, esta abrangendo materiais como metais, vidros, plásticos, têxtil, pedra/cerâmica, borracha/isopor e outros com pouca capacidade de degradação. Posteriormente à separação, procede-se à pesagem da massa úmida de cada componente.

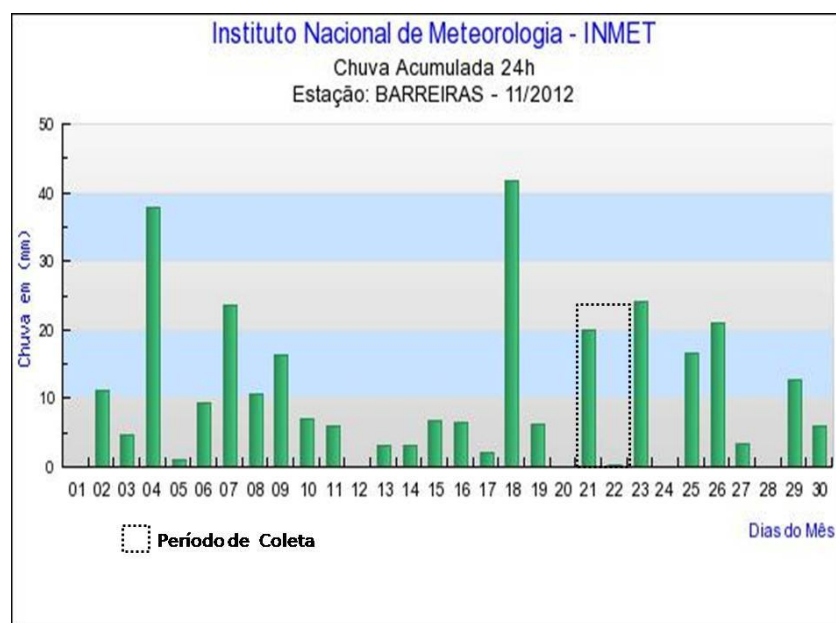
Em seguida, no laboratório realiza-se a secagem em estufa a 70°C, a qual permite obter a massa de água presente e a massa seca de cada componente. Essa técnica fornece dados do teor de umidade de cada componente, além de permitir a obtenção da composição gravimétrica em BS e em BW para os RSU.

Os parâmetros de STV e do teor de lignina foram determinados a partir do componente (fração pastosa), esses são utilizados por vários autores como indicadores da quantidade de matéria orgânica facilmente degradável e da matéria orgânica pouco degradável presentes na fração pastosa. Estes dados servem de base para modelagem e determinação do potencial energético do RSU por biodecomposição através dos ensaios de BMP. A metodologia do processo de coleta das amostras e os procedimentos para determinação de cada ensaio é explicado de forma detalhada do item 3.2.1 a 3.4.

### 3.2.1. Coleta das Amostras

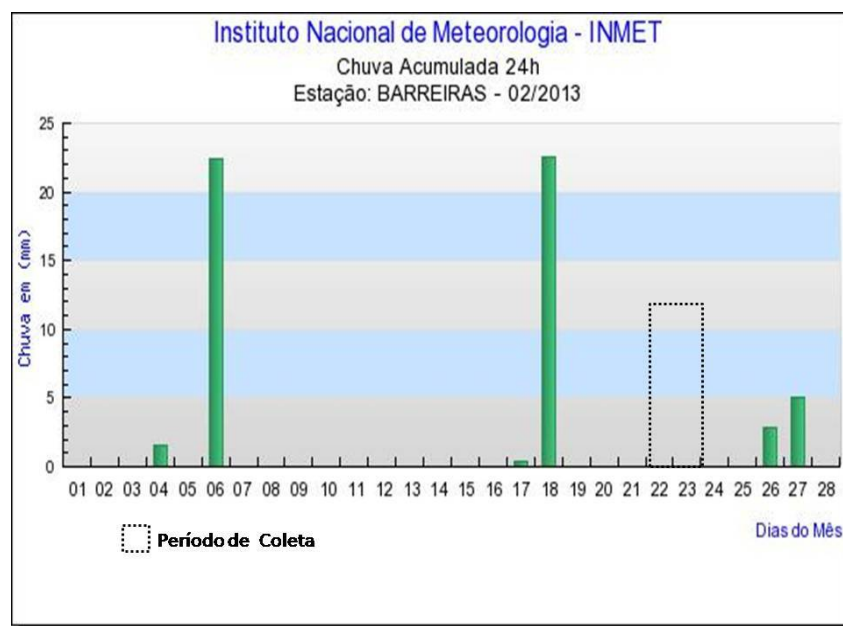
A partir dos conhecimentos preliminares de frequência adquiridos e dos dados levantados em campo, foi elaborado a programação de execução de coleta que melhor se enquadrasse à situação do gerenciamento encontrado na área de estudo, definindo-se a quantidade de amostras, com o intuito de propiciar a melhor caracterização dos RSU. Dessa forma, dividiu-se os trabalhos em duas etapas distintas: uma em campo, com a determinação da composição gravimétrica em base úmida (BW) e a outra no laboratório, onde foram determinadas umidades global e por componente, composição gravimétrica em base seca (BS), STV, teor de lignina, BMP e PC.

As amostras coletadas no município de Barreiras, foram amostras médias, numa quantidade de duas etapas de amostragem, sendo essas realizadas em períodos climáticos diferentes: a primeira amostragem foi realizada no período chuvoso (21 e 22 de novembro de 2012 com umidade relativa média no mês superior a 80 % e a outra no período semi-úmido com início de estiagem 22 e 23 de fevereiro de 2013 com umidade relativa média de 59,3%) conforme levantamento dos dados pluviométricos da região de estudo. As Figuras 13 (a – b) apresentam os mapas com a chuva acumulada em 24h, conforme dados pluviométricos da estação 83236 – *Barreiras* do INMET situada no centro da cidade.



(a)





(b)

Figura 13 - Mapa de chuvas do mês de coleta (a) novembro 2012 e (b) fevereiro 2013

Observa-se em relação aos dados pluviométricos apresentados na Figura 13 (a – b) a distinção dos dois períodos climáticos. Na figura 13 (a) período de chuvas intensas na região registrou-se um volume de precipitação acumulado nos 7 dias anteriores a coleta das amostras na ordem de 70 mm, em relação aos 3 dias anteriores esse valor supera 50 mm. Na Figura 13 (b) período semi-úmido o volume acumulado nos 7 dias anteriores a coleta foi em torno de 23 mm, ressaltando que esse ocorreu em um único dia. Nos três dias antes da coleta não se registrou nenhuma precipitação na área de estudo.

Para a coleta do material, utilizou-se primordialmente as informações de frequência, sendo estabelecido dois dias de coleta para os resíduos novos (RN), correspondente à frequência de coleta em cada setor e duas amostras de resíduos velhos (RV), uma para uma idade em torno de 1(um) e outra com aproximadamente 10 (dez) anos de aterramento.

A composição das amostras de RN foi analisada com a formação de uma amostra inicial que representasse o dia de coleta. Para isso, de cada caminhão compactador oriundo dos setores do dia, coletava-se em torno de 100Kg de RSU sem que houvesse repetição de setor. Esse serviço foi realizado com o auxílio da máquina retroescavadeira. Como são oito setores por dia, resultou-se uma amostra inicial em torno de 800Kg, sendo essa disposta sobre uma lona de PEAD.

Posteriormente, essa amostra foi homogeneizada e quarteada com utilização da máquina. Esse processo foi repetido mais uma vez, descartando duas amostras e escolhendo outras duas (vis-à-vis), formando uma segunda amostra em torno de 400 kg. Quarteou-se novamente essa amostra escolhendo-se o quarto que foi utilizado para retirada das amostras a serem ensaiadas. Vale ressaltar que para a escolha do quarto a ser amostrado utilizou-se de observação de aspectos visuais em relação a homogeneidade e diversidade de material.

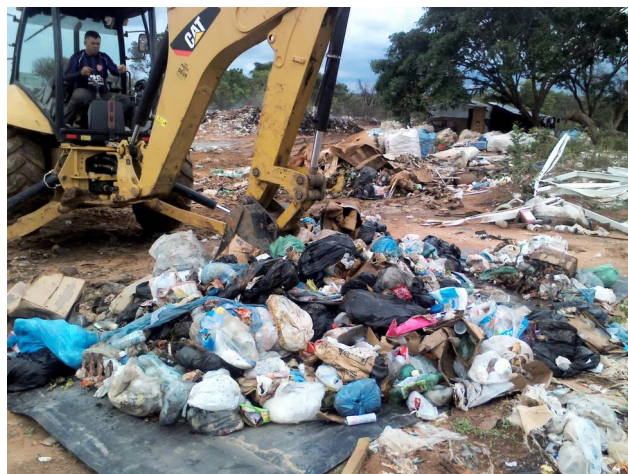
Para os RV utilizou-se de escavação de locais pontuais a partir dos conhecimentos de um ex-funcionário da PMB em virtude da falta de informações oficiais da disposição final na área. A escavação das células foram realizadas com a máquina retroescavadeira, sendo os resíduos coletados em torno de 3 metros de profundidade. A quantidade de material coletado para cada amostra de RN e RV para determinação dos diversos parâmetros foram: composição gravimétrica – em torno de 60Kg; umidade global e PC – 15Kg (a mesma amostra serviu para os dois ensaios) e BMP - em torno de 15Kg para cada ensaio.

Após o processo de coleta as amostras foram ensacadas e identificadas, sendo parte dessas encaminhada para segregação dos materiais (composição gravimétrica em base úmida) enquanto outras foram acondicionadas para serem transportadas para o GEOAMB/UFBA em Salvador – BA para realização dos outros ensaios. Nas Figuras 14 (a – f) podem ser visualizados os procedimentos descritos durante a coleta de RN e RV.





(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Figura 14 – Procedimentos de coleta de amostras: (a) amostra do caminhão; (b) amostra global do setor; (c) quarteamento; (d) e (f) ensacagem de RN e RV; (e) cava de RV



### 3.2.2. Composição Gravimétrica

Esse procedimento ocorreu na cidade de Barreiras, logo após a obtenção da amostra, sendo realizada a caracterização física dos resíduos, com a segregação e pesagem dos componentes em 9 classes (papel/papelão, plástico, vidro, metal, fração pastosa, borracha, madeira, couro e têxtil) para RN e em 4 classes (fração pastosa, madeira, papel/papelão e inertes) para RV.

Obteve-se a massa úmida de cada tipo de resíduos, após a segregação e pesagem, sendo esses armazenados em sacos plásticos e identificados para uma posterior secagem em estufa a uma temperatura de 70°C, obtendo-se a massa seca e a massa de água. Com essas informações foram determinadas as composições gravimétrica (CG) em BS e em BW das amostras. A Figura 15 (a – d) apresenta a sequência do procedimento de segregação do material no laboratório de campo.



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 15 – Determinação da CG: (a) e (b) segregação, (c) e (d) armazenamento e transporte

### 3.2.3. Determinação do teor de umidade

O teor de umidade ( $w$ ) do RSU de duas formas: a primeira para a amostra global e a outra por componente, com intuito de conhecer a quantidade de água presente na amostra. As equações 10 e 11 foram utilizadas para determinação da umidade em base seca e base úmida.

$$w_{bu} = \frac{M_w}{M_h} \quad (10)$$

$$w_{bs} = \frac{M_w}{M_s} \quad (11)$$

Em que:

$w_{bs}$ : teor de umidade em base seca

$w_{bu}$ : teor de umidade em base úmida

$M_w$ : massa de água presente na amostra

$M_s$ : massa seca da amostra

$M_h$ : massa úmida da amostra

### 3.2.4. Determinação do teor de STV

Para a determinação do STV utilizou-se a fração pastosa seca obtida da CG. Essa foi quarteada até a obtenção de cerca de 1 Kg de material, devidamente triturado e peneirado com fins de reduzir o tamanho das partículas e aumentar a sua superfície específica. Utilizou-se a peneira de abertura de 0,071 mm, sendo que o material retido foi disperso em um liquidificador com água para facilitar o processo de redução das partículas e em seguida levado a estufa com a temperatura de 70°C. Após a secagem, o material foi destorroado e misturado com o material que passou pela peneira, compondo a amostra a ser ensaiada.

Em seguida, pequenas quantidades da fração pastosa de cada amostra, em torno de 25 g foram colocadas em 09 cadinhos de porcelana e levados a estufa a 70°C por uma hora e depois calcinadas em mufla a 600°C por duas horas. Esse procedimento foi repetido em bateladas com quatro séries para cada tipo de amostra. O percentual de STV é determinado pela diferença entre a massa da amostra após secagem na estufa (material inerte + não inerte) e na mufla (material inerte) após a calcinação. Na Figura 16 (a – d) são apresentados os equipamentos e procedimento realizados para obtenção das amostras ensaiadas para a determinação do STV.



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 16 – Determinação do STV (a) e (b) trituração da amostra, (c) peneiramento da amostra e (d) amostra processada para e pronta para uso.

### 3.2.5. Determinação do teor de lignina

O procedimento utilizado para determinação do teor de lignina é o mesmo realizado por Caldas (2011), oriundo dos ensaios proposto por Hatfield *et al.* (1994), em que se verifica as porcentagens de celulose e hemicelulose presentes na fração pastosa da amostra. As amostras são submetidas a dois estágios de hidrólise ácida. Após a realização das hidrólises ácidas, observa-se que o remanescente consiste em materiais orgânicos (sem hemicelulose e celulose) e inorgânicos. O material resultante das lixiviações é submetido a um ensaio de STV e os voláteis calculados pela calcinação em mufla são considerados como lignina.

Parte da matéria orgânica preparada para a determinação do teor de STV foi também utilizada para determinação do teor de lignina. Em cada ensaio utilizou-se cerca de 4 gramas de material. A amostra foi colocada em um béquer e deixado em estufa a 70°C por 24 horas, para retirada da umidade higroscópica. Em seguida, adicionou-se à amostra 150 ml de solução tolueno 2:1 e etanol a 95% que permaneceu em repouso por uma hora, sendo em seguida acoplado a um sistema de filtração composto por um Kitassato e um cadinho. Esse sistema a vácuo separou os resíduos sólidos dos solventes usados no processo de dissolução dos orgânicos. O material sólido retido foi então colocado no cadinho e levado à estufa a uma temperatura de 70° C para completa secagem por um período de 24 horas.

O material sólido remanescente foi transferido para um béquer. Logo, efetuou-se a colocação de 150 ml de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) a 72%, agitando levemente a mistura com bastão de vidro, ficando essa mistura em repouso por 24 horas. Decorrido esse período, a mistura foi então colocada em solução de 1,5 litros contendo  $H_2SO_4$  diluído de 28 vezes em água destilada para remoção total do ácido residual e impurezas solúveis em água, sendo então reiniciado o processo de filtração a vácuo da mistura no cadinho de vidro.

Depois do processo de filtração, removeu-se os sólidos para um cadinho de porcelana, pesando-se o conjunto (cadinho + sólidos úmidos) e estes foram encaminhados para secagem em estufa a 70°C, até a estabilização da massa, obtendo-se a massa seca dos sólidos. Em seguida, o conjunto foi levado à mufla e submetido à exposição por 2 horas a uma temperatura de 600° C para queima da lignina.



Após a calcinação, o conjunto foi então removido e pesado para obtenção da massa das cinzas. A diferença da massa seca dos sólidos que foi à mufla e das cinzas restante corresponde à massa de lignina calcinada. Na Figura 17 (a – b) são apresentadas as imagens que demonstram parte do processo do ensaio de Lignina.



Figura 17 – Determinação da Lignina: (a) Preparação das amostras e (b) Utilização da bomba de sucção.

### 3.3. DETERMINAÇÃO DO BMP

Na determinação do BMP foi utilizado o mesmo princípio de medição utilizado por Hansen *et al.* (2004), Alves (2008) e Caldas (2011), entre outros. Foram realizadas algumas adaptações em relação ao processo de execução, montagem e leitura das pressões oriundas dos digestores. Para execução desse ensaio utilizou-se alguns equipamentos específicos que correspondem a um transdutor de pressão com fundo de escala apropriado (600 kPa), equipamento digital para leitura da pressão e uso de um ambiente aquecido revestido com isopor e aquecido com lâmpadas de 100 W.

Um fator importante do ensaio, foi o processo de confecção dos doze digestores anaeróbios a partir de peças de policloreto de vinila – PVC (tubo e cap de 100 mm), em que esses suportam uma pressão interna da ordem de 4000 milibar, duas vezes superior aos digestores de vidro usados em outras pesquisas. O digestor foi confeccionado a partir de uma peça de tubo medindo 30cm e com a utilização de 02 caps em suas extremidades. Durante a confecção realizou-se uma abertura de  $\frac{1}{4}$  de polegada na extremidade superior para colocação do material (RSU) e de uma válvula específica para o controle do gás. Para que ocorresse a estanqueidade, usou-se diferentes tipos de

adesivos plásticos, sendo o êxito alcançado com um mistura de fita veda rosca e um adesivo extra forte, em que após o teste de estanqueidade o digestor suportou 75% da pressão máxima, em torno de 3000 milibar. Em seguida realizou-se a aferição de volume interno de cada digestor a partir do preenchimento com água e diferença de massa. A Figura 18 (a – d) mostra parte do processo de elaboração dos digestores.

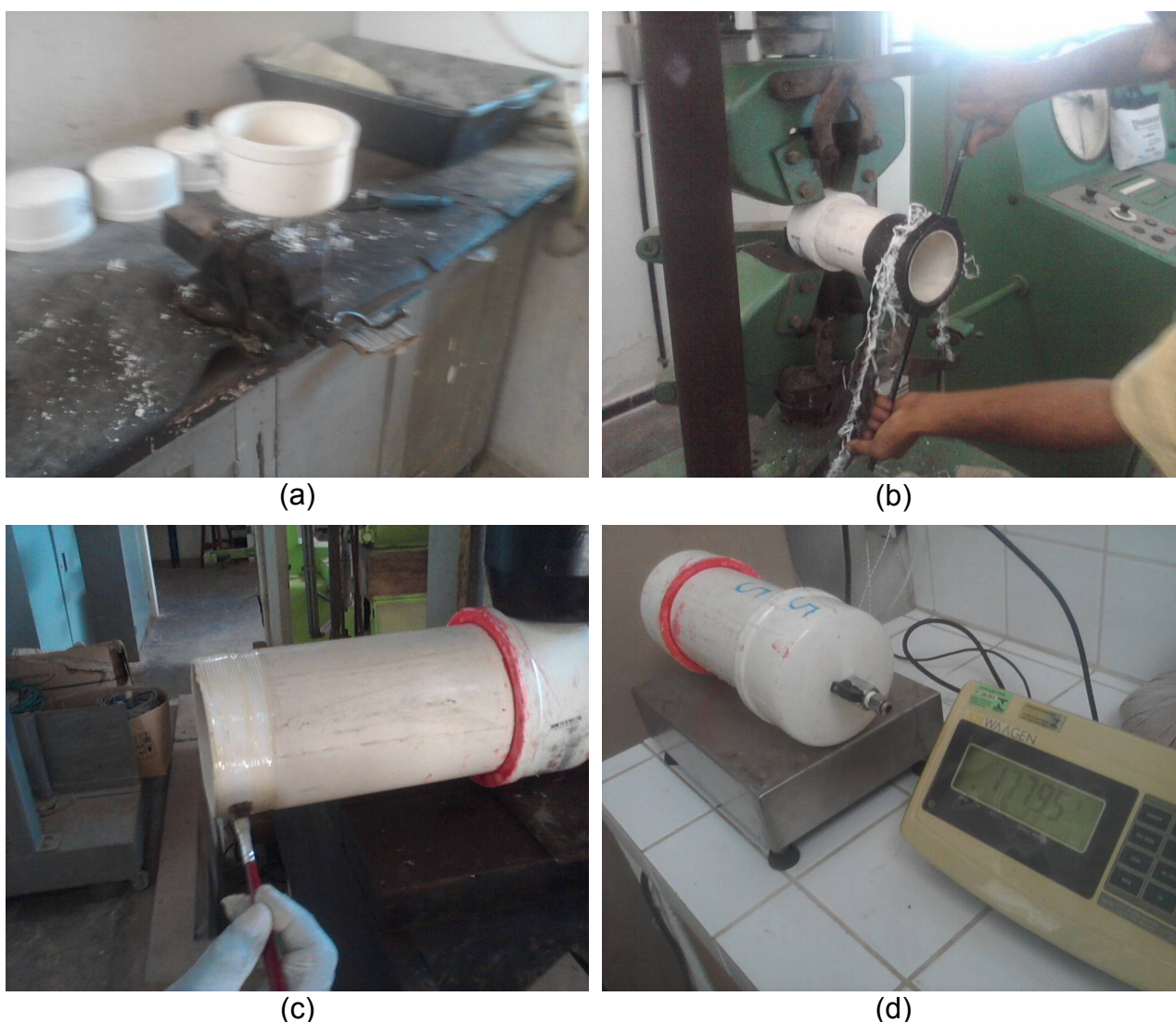


Figura 18 – Confeção do digestor (a) e (b) abertura da rosca no cap e no tubo, (c) passagem de cola adesiva, (d) digestor pronto e aferido contra vazamento e volume inicial.

As amostras coletadas para os ensaios de BMP foram trituradas e picotadas até a obtenção de uma amostra homogênea que representasse a amostra inicial. Nesse processo foram retirados componentes com dimensão superior a 10cm e com alta densidade a exemplo de sapatos, latas metálicas e vasilhames plásticos. A massa das amostras utilizadas nos ensaios variou com a idade dos resíduos, entre 20, 30 e 50g para

RN, RV de 1 e 10 anos, respectivamente. As amostras utilizadas nos ensaios de BMP tiveram sua umidade determinada a fim de corrigir os cálculos dos valores reais de geração de  $\text{CH}_4$  a partir da massa seca utilizada.

As amostras processadas foram colocadas nos digestores, logo adicionou-se 200 ml de lixiviado (chorume) obtido no ASMC para aceleração do processo de digestão do material. Posteriormente, foi realizada a mudança de atmosfera do ambiente interno do digestor com a circulação de  $\text{N}_2$  por um período de dois minutos com o intuito de expulsar o  $\text{O}_2$  existente no seu interior deixando o ambiente anaeróbio e melhorando o cálculo da composição do biogás gerado ao fim do ensaio. Após esta etapa, estes foram fechados rapidamente com uso das válvulas específicas para o controle de pressão de gases.

A partir da finalização do processo de montagem dos digestores, esses foram levados para um ambiente aquecido a uma temperatura de  $40 \pm 1^\circ\text{C}$  permanecendo por um período entre 80 e 90 dias, sendo realizadas semanalmente leituras de pressão com o transdutor para o acompanhamento do processo de produção de biogás até que ocorresse a estabilização da pressão interna nos digestores. Por fim, com a utilização do aparelho GEM 2000, determinou-se a composição do biogás durante o ensaio de BMP. O quadro 05 apresenta os procedimentos que foram realizados do ensaio de BMP.

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

Passo	Procedimento
1	Confecção do digestor com suporte de pressão interna da ordem de 3000 mbar (Figura 18 a – d).
2	Preparação das amostras com redução do tamanho dos componentes dos RSU por meio da trituração (triturador TR 200) e picotagem com uso de (tesoura).
3	Pesagem dos RSU, conforme tipo de amostra RN e RV.
4	Colocação de RSU triturados nos digestores.
5	Adição de 200 mL de lixiviado no digestor contendo RSU.
6	Circulação de $\text{N}_2$ no digestor contendo RSU e lixiviado para mudança de atmosfera.
7	Aferição inicial da pressão no digestor com o transdutor de pressão que deve ser igual à pressão no ambiente para este momento, caso não esteja, deve-se aliviar a pressão interna até o equilíbrio com a pressão externa (marco zero).
8	Colocação dos digestores em ambiente térmico em torno de $40^\circ\text{C}$ .
9	Monitoramento semanal da pressão no digestor com o transdutor de pressão até estabilização da pressão interna.
10	Aferição da composição do biogás com a utilização do aparelho GEM 2000.



As Figuras 19 (a – i) ilustram os procedimentos descrito do passo 2 ao 9 das etapas apresentadas no quadro 05.



Figura 19 – Determinação do ensaio de BMP: (a) preparação das amostras, (b) pesagem da amostra (c) e (d) colocação de RSU e lixiviado nos digestores (e) circulação de  $N_2$ , (f) aferição da pressão inicial, (g) ambiente aquecido, (h) monitoramento das pressões e (i) determinação da composição do biogás gerado.



### 3.3.1. Memorial de Cálculo BMP

Para o cálculo dos volumes de biogás gerados nos digestores utilizou-se o princípio da equação dos gases ideais – Lei de Boyle (equação 12), que relaciona os parâmetros de volume (V), pressão (P), temperatura (T), quantidade de matéria (n) e a constante universal dos gases (R).

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T \quad (12)$$

Partindo da equação dos gases ideais, determina-se a quantidade de matéria gasosa inicial  $n(i)$  e final  $n(f)$  em função da pressão, volumes gerados, temperatura e constante universal dos gases, equações 13 e 14. Considerando o espaço livre nos digestores, têm-se a igualdade dos valores de volume inicial ( $V_i$ ) e final ( $V_f$ ). A variação da quantidade de matéria é apresentada na equação 15.

$$n_i = \frac{V_i \cdot P_{atm}}{R \cdot T} \quad (13)$$

$$n_f = \frac{V_f \cdot P}{R \cdot T} \quad (14)$$

$$\Delta_n = n_f - n_i \rightarrow \Delta_n = \frac{V_i \cdot (P - P_{atm})}{R \cdot T} \quad (15)$$

Em que: P – pressão interna mais pressão absoluta local,  $V_i$  – Volume inicial,  $V_f$  – Volume final,  $P_{atm}$  – Pressão Atmosférica, T – temperatura e R – constante universal dos gases.

A partir da simplificação das equações, obtêm-se a variação de volume hipotética em função da variação ocupada pelos moles gerados, da variação de pressão interna medida, pressão atmosférica e do volume inicial, conforme apresentado na equação 16.

$$\Delta V = \frac{\Delta n \cdot R \cdot T}{P_{atm}} \rightarrow \Delta V = \frac{V_i \cdot (P - P_{atm}) \cdot R \cdot T}{R \cdot T \cdot P_{atm}} \rightarrow \Delta V = \frac{P - P_{atm}}{P_{atm}} \cdot V_i \quad (16)$$

Com o conhecimento da variação de volume em função das pressões conhecidas e da composição do biogás gerado, calcula-se os valores do potencial de geração de CH<sub>4</sub> (L<sub>0</sub>), para o experimento. Com a correção dos teores de umidade das amostras, obtêm-se os valores teóricos de potencial de geração de metano seco e para campo, conforme utilização das equações 17 à 19.

$$Lo_{exp} = \frac{\Delta V}{m_{RSU}} \%CH_4 \quad (17)$$

$$Lo_{sec} = Lo_{exp} \cdot (1 + wbs_{lab}) \quad (18)$$

$$Lo_{cam} = \frac{Lo_{sec}}{1 + wbs_{cam}} \quad (19)$$

Em que:

L<sub>0exp</sub> – Potencial de geração de CH<sub>4</sub> experimental para massa úmida;

L<sub>0sec</sub> – Potencial de geração de CH<sub>4</sub> para a amostra seca;

L<sub>0cam</sub> – Potencial de geração de CH<sub>4</sub> em campo;

mRSU – massa úmida da amostra;

% CH<sub>4</sub> – percentual de CH<sub>4</sub> do biogás gerado medido pelo aparelho(GEM);

ΔV – variação de volume no digestor;

wbslab – umidade em base seca obtido da amostra no laboratório

wbscam – umidade em base seca obtido da amostra global extraída em campo.

Com a mensuração dos valores de  $L_0$  experimental para cada digestor e para as diferentes idades dos resíduos trabalhados após a finalização do ensaio, calculou-se com o uso da equação 20, sendo essa uma integração da equação 01 (  $q = L_0 \cdot k \cdot e^{-k \cdot t}$  ) no tempo, o ajuste matemático aos dados experimentais de BMP utilizando o método dos mínimos múltiplos quadrados procurando obter a melhor taxa de geração de  $CH_4$  (k) fornecendo a melhor correlação dos valores  $R^2$  e o menor desvio padrão.

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

Em que:

q – taxa específica de geração de  $CH_4$  ( $m^3 CH_4/\text{ano Mg\_resíduo}$ );

$L_0$  – potencial de geração de  $CH_4$  ( $m^3 CH_4/\text{Mg\_resíduo}$ );

k – taxa constante de geração de  $CH_4$  por ano;

t – tempo de ensaio (ano).

Com os valores ajustados de “q” para cada digestor no tempo, foi possível construir a curva de produção acumulada de  $CH_4$ , permitindo confrontar os valores ajustados e experimental, possibilitando uma possível correção do potencial de geração de  $CH_4$  dos digestores, caso tivesse ocorrido encerramento dos ensaios antes da completa estabilização da produção de biogás em cada digestor.

Com o conhecimento dos valores finais obtidos de  $L_0(t)$  para cada idade estudada, buscou-se obter o valor referente a taxa de produção de  $CH_4$  (k) para a área estudada, visto que os valores obtidos nos digestores ensaiados são elevadíssimos, não condizentes com a realidade apresentada em campo. Para obtenção desse parâmetro,

utilizou-se a equação 09 (  $\frac{L_0(t)}{L_0} = e^{-kt}$  ) e o método dos mínimos múltiplos quadrados.

### 3.4. DETERMINAÇÃO DO PODER CALORÍFICO

Para a determinação do PC, as amostras de RSU coletadas foram submetidas a uma preparação com trituração, tesouramento e peneiramento de forma a diminuir o

tamanho das partículas do resíduo e obter uma amostra representativa com partículas compatíveis à utilização do equipamento (bomba calorimétrica). Foram seguidos os procedimentos especificados nas normas da AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM D240-87) e a norma alemã DIN CEN/TS 15.400 (2006) que tratam sobre as técnicas para incineração controlada dos resíduos. Vale ressaltar que não existe norma no Brasil em relação a esse processo.

Para a determinação do PC dos RSU na bomba calorimétrica, é utilizado no máximo 1g de material seco, o que é uma quantidade muito pequena quando comparada ao elevado volume e variedade dos RSU. Dessa forma, realizou-se inicialmente a seleção dos resíduos inertes, com exclusão de peças e objetos relativamente de grande volume que dificultariam o processo de trituração e tesouramento. Em seguida, foi aplicado o processo de peneiramento com intuito de remover parcialmente o solo agregado ao resíduo. Posteriormente, a amostra foi quarteada e retirou-se cerca de 1 Kg para composição das amostras de RN e RV a serem ensaiadas.

Na composição das amostras do PC para RN e RV realizaram-se os procedimentos de duas formas distintas: a primeira de forma individual (segregada) por tipo de material e a segunda de forma homogeneizada com a incineração de massas obedecendo aos percentuais de composição gravimétrica obtidos para cada amostra. Para os RN das 9 classes segregadas foram utilizadas 6 categorias (fração pastosa, papel/papelão, isopor/borracha, madeira, têxtil e plástico). Os componentes vidro, metal e pedra/cerâmica não foram utilizados em virtude da não recomendação em relação ao uso desses materiais pelo fabricante do equipamento e por possuírem PC desprezíveis. A equação 21 apresenta de que forma foi quantificado os PC para RN homogeneizados.

$$PC_{hm} = \sum PC_i \cdot \%CG_i \quad (21)$$

Em que:

$PC_{hm}$  – Poder Calorífico da amostra homogênea para RN.

$PC_i$  – Poder Calorífico para cada componente.

CG<sub>i</sub> – Fração de cada componente na composição gravimétrica do resíduo.

Em relação aos RV das 4 classes segregadas (fração pastosa, papel, madeira e inertes) foram utilizados três para quantificação do PC para as amostras velhas, ficando de fora a categoria inertes, em virtude da dificuldade em se classificar, separar e obter valores percentuais conhecidos para cada tipo de resíduo constituinte dessa categoria. Vale ressaltar que nos inertes existem componentes passíveis de incineração (plástico, isopor, têxtil e borracha), além da pasta incorporada presente na amostra em virtude da decomposição da fração pastosa. Dessa forma, para calcular-se o PC dos RV utilizou-se de um método de proporcionalidade em relação aos resíduos não quantificados com poder de incineração da fração pastosa velha e fração pastosa nova, dessa forma a equação 22 apresenta a expressão de quantificação desse PC.

$$PC_{hrv} = \sum PC_i \cdot \%CG_i + \frac{(1 - \%FP_{rv})}{(1 - \%FP_{rn})} \cdot (PC_{pl} + PC_{is} + PC_{te} + PC_{bo}) + PC_{fp} \cdot \%CG_{pi} \quad (22)$$

Em que:

PC<sub>hrv</sub> – Poder Calorífico da amostra homogênea para RV

PC<sub>i</sub> – Poder Calorífico para cada componente

CG<sub>i</sub> – Composição Gravimétrica do resíduo

FP – Fração Pastosa (resíduo velho e resíduo novo)

PC – Poder Calorífico (plástico, isopor, têxtil e borracha fração pastosa)

CG<sub>pi</sub> – Composição Gravimétrica da pasta incorporada

Durante a montagem das amostras de RN a serem ensaiadas, realizou-se um cálculo para correção da proporcionalidade da composição gravimétrica a partir da retirada dos resíduos não incinerados, obtendo-se uma amostra representativa de 1g proporcional aos resíduos passíveis de incineração. Em relação ao RV foi realizado o mesmo processo de proporcionalidade para montagem da amostra. Posteriormente foi

realizada a correção percentual para apresentação dos resultados de PC para amostras homogeneizadas.

Para a determinação do PC, cerca de 1 grama do resíduo já processado foi colocado em um cadinho metálico. Ligando a amostra ao equipamento existe um fio de algodão com PC conhecido da ordem de 50J/g. Este conjunto amostra – fio de algodão é inserido em uma cápsula de metal com atmosfera de O<sub>2</sub> sob pressão da ordem de 30 Bar, sendo em seguida essa cápsula submergida na bomba que contém em torno de 3L água em seu interior (banho) a uma temperatura interna da ordem de 25°C.

A partir do conhecimento da massa das amostras incineradas, no painel digital do equipamento (bomba calorimétrica) é realizada a inserção dos dados (nome e peso da amostra). O equipamento leva em torno de 10 minutos para obtenção do PC das amostras. Durante esse tempo são apresentadas as curvas de aquecimento e energia liberada pela combustão das amostras. Por fim é determinado o PC do resíduo incinerado. Essa etapa do experimento foi realizada no Laboratório de Energia e Gás (LEG) da UFBA. A Figura 20 (a – f) apresenta os procedimentos realizados para determinação do PC.



(a)



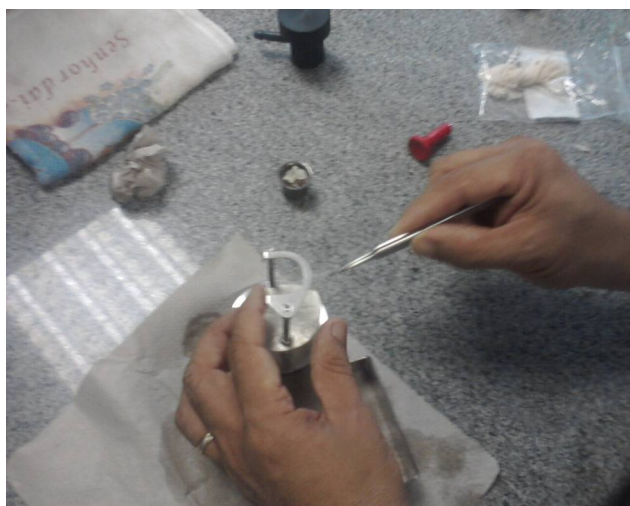
(b)



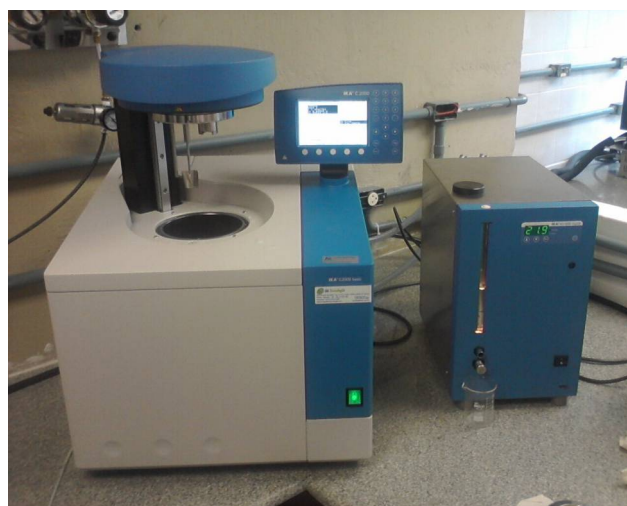
(c)



(d)



(e)



(f)

Figura 20 – Determinação do ensaio de Poder Calorífico: (a) preparação das amostras, (b) pesagem de 1g de RSU, (c) disposição das amostras preparadas, (d) colocação da amostra do cadinho, (e) preparação do equipamento que é levado a bomba calorimétrica e (f) bomba calorimétrica.

### 3.5. ESTIMATIVA ENERGÉTICA

Com o propósito de calcular e estimar a potência energética oriunda dos RSU na área de estudo, realizou-se o levantamento dos dados censitários dos anos de 1991 a 2010. A partir desses encontrou-se a equação 23 que estima a população no tempo  $P(t)$  desde o ano de início de disposição de resíduos na área (1998) até o ano estipulado de (2040), um possível ano final de utilização de uma das tecnologias estudadas.

$$P(ano) = 4392662,64 * \ln(ano) - 33273145,14 \quad (23)$$

Conhecendo-se os dados populacionais estimados do período de 1998 a 2040, em conjunto com a taxa de geração de RSU, estimou-se os resíduos gerados e aterrados no local, permitindo prognósticos de geração de energia elétrica para diferentes cenários. A área em estudo encontrar-se em desenvolvimento e o local de disposição dos RSU estar em atividade a 15 anos aproximadamente, foram construídos 03 cenários de recuperação energética a partir dos resíduos já dispostos no local e gerados futuramente. O quadro 06 mostra os cenários a serem estudados.

Quadro 06 – Cenários de recuperação energética dos RSU

Prognóstico	Descrição
Cenário 1	Implantação do AS e recuperação energética a partir da queima do $CH_4$ (Termoelétrica) iniciando no ano de 2014
Cenário 2	Implantação de usina de incineração com utilização como combustível os RSU gerados na cidade a partir do ano 2014
Cenário 3	Implantação de usina de incineração com utilização como combustível os RSU gerados na cidade a partir do ano 2014 somados ao aproveitamento dos resíduos aterrados desde 1998.

Para a estimativa dos cenários utilizou-se os valores de potencial de geração de  $CH_4$  e os valores de PC mensurados para as amostras de RN e RV, estimando-se a energia elétrica disponível e a quantidade de residências passíveis de serem atendidas com a implantação do sistema de recuperação do  $CH_4$  no AS ou na usina de incineração a partir do processamento dos RN e do RV aterrados desde o ano de 1998.

Segundo dados levantados juntos a PMB, estima-se uma coleta diária em torno de 130 toneladas por dia, o que corresponde a uma geração *per capita* por habitante de aproximadamente 0,9 Kg RSU/dia. Esse valor foi utilizado para estimativa da geração de



RSU. Em relação ao rendimento dos equipamentos de conversão energética da queima do  $\text{CH}_4$ , utilizou-se como base os valores de conversão fornecidos pela BATTRE, empresa que gerencia a termoeletrica Termo Verde do ASMC da cidade de Salvador – BA. Segundo a empresa, em média se produz 1 MWh a cada  $306\text{N m}^3$  de  $\text{CH}_4$  (SOLVÍ, 2013). Este valor já engloba todas as perdas de energia do sistema, para o caso particular da Termo Verde.

Para a estimativa da quantidade de RSU disponível para incineração, considerou-se a perda de massa provocada pelo processo de decomposição dos componentes matéria orgânica e papel e o fato de existirem no lixão materiais inertes como pedra/cerâmica, metal e vidro. Dessa forma, utilizou-se nos cálculos somente os materiais passíveis de incineração como plástico, borracha, isopor, madeira e têxtil. Estes componentes representam em torno de 30% dos resíduos iniciais, sendo esse valor utilizado nos cálculos. No AS o consumo interno de energia elétrica é em torno de 6,6% da energia gerada (CENBIO, 2009).

Pecora *et al.* (2012), a partir de estudos desenvolvidos em uma planta de incineração localizada na Dinamarca, observaram um rendimento de transformação de energia térmica em energia elétrica de 13%. Um ponto importante mencionado no estudo desses autores são os percentuais de consumo interno de energia elétrica da unidade incineradora, que chega em torno de 52% para secagem dos RN e RV aterrados, manutenção de equipamentos e estrutura da usina, tendo como excedente em torno de 48% que é passível de comercialização.

Nesse estudo, utilizou-se os valores de conversão de energia térmica em elétrica, os percentuais de manutenção, secagem e energia excedente mencionados nos estudos de Pecora *et al* (2012). Vale ressaltar que as diferenças climáticas entre os países pode influenciar no fator de umidade dos RSU. A quantidade de água no material é fator importantíssimo, a facilidade em retirar a mesma permite um maior ou menor ganho energético. No Brasil, possivelmente o valor consumido pela usina deve ser maior que o encontrado na Dinamarca em virtude do maior percentual de umidade. Dessa forma, utilizou-se esses valores reais mensurados em uma planta de forma a obter resultados significantes do consumo energético gasto e excedente, mesmo com as ressalvas apresentadas.

## 4. RESULTADOS

Nesse capítulo são apresentados os resultados obtidos para a composição gravimétrica, umidade global e por componente em BS e BW, os valores de STV, teor de Lignina, BMP, com obtenção dos parâmetros de potencial de geração de  $\text{CH}_4$  ( $L_0$ ) experimental e de campo e a constante relacionada à taxa de geração de  $\text{CH}_4$  ( $k$ ) e os valores dos ensaios de PC para os RSU provenientes da cidade de Barreiras.

### 4.1. Umidade

Os teores de umidade em BS e BW das amostras foram determinados a partir dos procedimentos descritos no tópico 3.2.3 e conforme os cálculos das equações 10 e 11. Na Tabela 09 é apresentado o teor de umidade global em BS e BW dos RN e RV da amostra destinada a umidade global (sem segregação de componentes) e com a massa total dos componentes da amostra (com segregação), utilizada para determinação da composição gravimétrica. Os resultados apresentados nesta tabela mostram que as amostras com segregação apresentaram valores superiores às sem segregação.

As amostras com RN e RV com 1 ano de aterramento apresentaram variações significantes entre as duas épocas de coletas. As amostras de RV com 10 anos apresentou pequena variação percentual. Essas variações dos valores de umidade em BS podem ser explicadas em virtude da precipitação ocorrida no período de coleta (chuvoso) o que demonstra que os resíduos coletados em novembro/12 chegam ao local de disposição final com uma quantidade de água maior que os coletados em fevereiro/13.

O valor médio da umidade global em BS para os RN sem segregação foi de 107,38%. Em Salvador – BA, Caldas (2011) obteve resultado médio de 98% para as amostras do ASMC, valores próximos aos encontrados nesse estudo. Entretanto, esse valor é inferior aos resultados obtidos por Maciel (2009) para o AM Recife/PE que foram de 126%. Alves (2008) obteve resultados médios para a mesma área de estudo de Maciel, na ordem de 80%. As variações observadas nos valores de umidade são possivelmente em virtude das especificidades da composição dos resíduos que variam de cada local, e das oscilações climáticas existentes para cada região.

Tabela 09 – Teor de umidade global dos RN e RV com e sem segregação.

Amostra	Teor de umidade global BS (%)		Teor de umidade global BW (%)	
	Sem segregação do Material	Com segregação do Material	Sem segregação do Material	Com segregação do Material
RN_11/12	142,31	162,87	58,17	61,89
RN_02/13	72,45	112,11	42,01	52,86
<b>Média RN</b>	<b>107,38</b>	<b>137,49</b>	<b>50,09</b>	<b>57,38</b>
RV1_11/12	87,04	103,42	46,53	50,84
RV1_02/13	65,34	77,97	39,52	43,81
<b>Média RV1</b>	<b>76,19</b>	<b>90,69</b>	<b>43,02</b>	<b>47,32</b>
RV10_11/12	53,53	64,45	34,86	39,19
RV10_02/13	57,60	57,30	36,55	36,43
<b>Média RV10</b>	<b>55,57</b>	<b>60,88</b>	<b>35,71</b>	<b>37,81</b>

Na Tabela 10 são apresentadas as umidades dos componentes dos RV em BS e BW. Em relação aos valores de umidade para RV com 1 e 10 anos de aterramento por categoria observa-se que ocorreu baixa variação nos valores de umidade médios (BW) de cada componentes em épocas climáticas diferentes.

Em relação aos valores de umidade em BS os dados apresentam uma variação por componente bem superior aos encontrados em BW. Os componentes da categoria papel/papelão e madeira apresentaram os maiores índices de oscilação entre os períodos. No componente papel/papelão dos RV com 1 ano de aterramento a discrepância entre as duas etapas foi de 36% (228,84 a 146,10%) e 17% para madeira (227,97 e 189,41%). Para os RV com 10 anos de aterramento as amostras sofreram variações de 18% nos componentes fração pastosa (63,48 e 51,63%) e madeira (115,29 e 93,74%), para o componente papel/papelão (163,29 e 137,75%) a variação foi de 15%. A categoria de resíduos inertes nos dois períodos de coleta tiveram percentuais de umidade próximos.

Caldas (2011) em caracterização dos RV com 9,09 anos de aterramento do ASMC Salvador – BA encontrou teores de umidade BS médio de 121,22% para madeira, 149,17% papel/papelão, 49,67% para inertes e 70,87% para fração pastosa, percebendo-se uma proximidade de valores aos encontrados nesse estudo, mesmo com características climáticas distintas para as cidades analisadas.

Tabela 10 – Teor de umidade dos RV em BS e BW por categoria

Amostra		Teor de umidade dos RV em BS e BW por categoria (%)			
		Madeira	Inertes	Papel /papelão	Fração pastosa
RV1_11/12	BS	189,41	67,80	228,84	84,18
	BW	65,45	40,40	69,59	45,71
RV1_02/13	BS	227,97	64,42	146,10	71,24
	BW	69,51	39,18	59,37	41,6
<b>Média RV1ano</b>	<b>BS</b>	<b>208,69</b>	<b>66,11</b>	<b>187,47</b>	<b>77,71</b>
	<b>BW</b>	<b>67,48</b>	<b>39,79</b>	<b>64,48</b>	<b>43,65</b>
RV10_11/12	BS	115,29	52,40	163,29	63,48
	BW	53,55	34,38	62,02	38,83
RV10_02/13	BS	93,74	51,42	137,75	51,63
	BW	48,38	33,96	57,94	34,05
<b>Média RV10anos</b>	<b>BS</b>	<b>104,51</b>	<b>51,91</b>	<b>150,52</b>	<b>57,55</b>
	<b>BW</b>	<b>50,96</b>	<b>34,38</b>	<b>59,98</b>	<b>36,44</b>

Na Tabela 11 são apresentados os valores obtidos para cada componente dos RN. Observa-se variações significativas nos valores de umidade dos componentes papel/papelão, fração pastosa e têxtil. Em virtude desses possuírem uma maior facilidade de absorção de água, seus valores de umidade BS foram superiores a 150%. No ASMC Caldas (2011) também verificou percentuais elevados de umidade para esses constituintes, sempre superiores a 120%.

O constituinte fração pastosa teve valor médio de umidade (BS) 186,12%. Em estudos semelhantes Caldas (2011) obteve 143,79% e Maciel (2009) obteve valores médios de 127,5% em células experimentais. Essas variações ocorrem em função de que alguns constituintes da fração pastosa, em especial (coco, frutas, verduras e restos de alimentos) tender a absorver uma maior quantidade de água do que folhas e materiais leguminosos. Neste trabalho, percebeu-se na separação dos constituintes uma grande quantidade de materiais com absorção elevada de água.

Os componentes papel/papelão tiveram o maior de teor de umidade, chegando na primeira coleta de amostra (período chuvoso) a atingir 264,82%, um valor elevado quando comparado aos dados de Machado *et al.* (2010) em que o valor máximo foi de 175,18% para amostras do ASMC. Em termos de valor médio, esse componente apresentou um valor de umidade de 211,02%, também superior aos dados de Machado *et al.* (2010), que foi de 134,25%. O constituinte têxtil teve umidade média de 151,45%, dentro da faixa de

valores encontrados por Machado *et al.* (2010) de  $124,39 \pm 41,41\%$ . Os componentes plástico e madeira tiveram teores de umidade de 109,18 e 97,17%, respectivamente.

Tabela 11 – Teor de umidade dos RN em BS e BW por categoria

Amostra		Teor de umidade por componente (%)								
		Madeira	Pedra / cerâmica	Têxtil	Borracha	Plástico	Vidro	Metal	Papel / papelão	Fração pastosa
RN_11/12	BS	104,17	26,17	174,16	13,89	132,71	2,51	29,10	264,82	192,97
	BW	50,95	20,52	63,52	12,23	57,03	2,44	22,53	72,39	65,25
RN_02/13	BS	90,16	18,44	128,74	13,09	85,65	4,31	10,94	157,22	179,26
	BW	46,18	15,55	55,95	11,54	46,03	4,12	9,85	60,43	63,92
<b>Média RN</b>	<b>BS</b>	<b>97,17</b>	<b>22,31</b>	<b>151,45</b>	<b>13,49</b>	<b>109,18</b>	<b>3,41</b>	<b>20,02</b>	<b>211,02</b>	<b>186,12</b>
	<b>BW</b>	<b>48,57</b>	<b>18,04</b>	<b>59,74</b>	<b>11,89</b>	<b>51,53</b>	<b>3,28</b>	<b>16,19</b>	<b>66,41</b>	<b>64,59</b>

A Figura 21 apresenta os valores de umidade em BS por constituinte para RN do ASMC Salvador/BA estudos de Machado *et al.* (2010), para os resíduos do AM Recife/PE estudos de Maciel (2009) e os dados experimentais obtidos nesse estudo. Observando-se que os valores experimentais mensurados estão sempre superiores aos das demais pesquisas, possivelmente em virtude da coleta de amostras ter ocorrido em períodos climáticos com uma maior intensidade de chuvas na região.

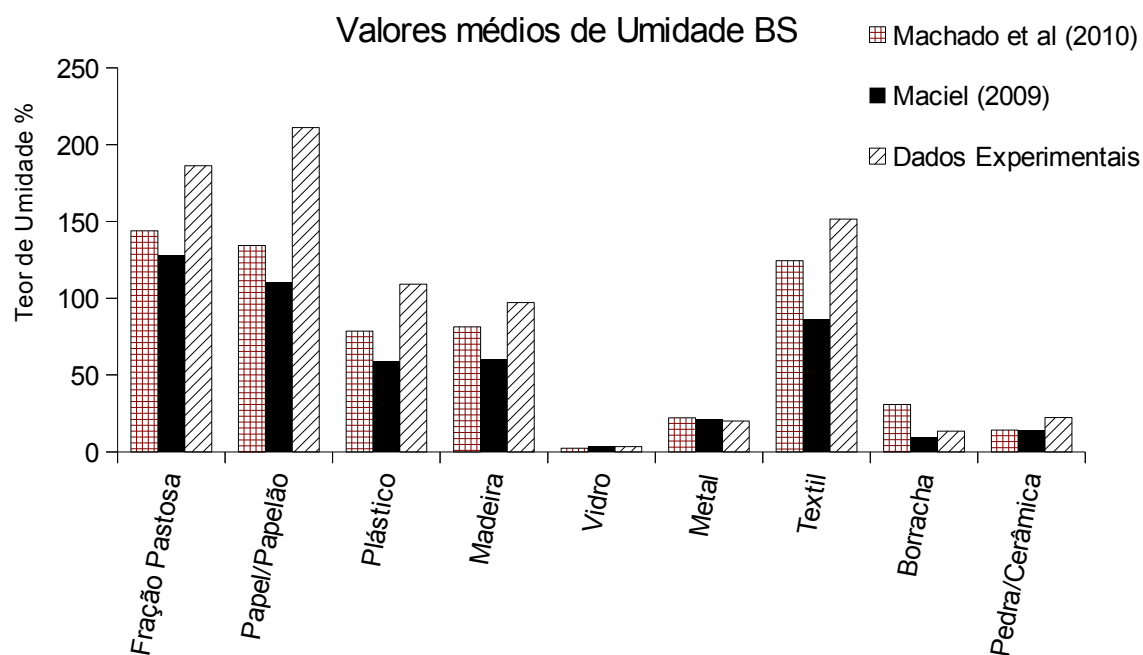


Figura 21 – Gráfico com valores de umidade em BS.

## 4.2. Composição Gravimétrica

Na Tabela 12 é apresentada em BW e BS, a composição gravimétrica das amostras de RN estudadas. Observa-se que nas duas coletas realizadas o componente fração pastosa é o que representa o maior percentual. Foram encontrados valores médios de fração pastosa de 42,71% em BS e 49,49% em BW, o que implica em uma maior contribuição para geração de biogás em virtude das características de biodegradabilidade deste componente.

Machado *et al.* (2010) encontraram valores médios de fração pastosa para a cidade de Salvador – BA de 35,41% e 42,32% para BS e BW. Maciel (2009) para a cidade de Recife – PE encontrou valores de 42,6% e 44,4% em BS e BW, respectivamente. Soares (2011), para um conjunto de amostras da cidade do Rio de Janeiro – RJ e Nova Iguaçu – RJ encontrou valores de fração pastosa de 51,84% em BW.

Outros componentes que podem contribuir para geração de biogás como (papel/papelão, madeira e têxtil) apresentaram ocorrências significativas que quando somadas representam 25,82% do RSU. Esse valor, somando-se a fração pastosa representa mais de 68% do material com potencialidade de geração de biogás. Vale ressaltar, que a CG apresentada é sempre em BS, quando essa não for explicitada em contrário.

Em relação aos resíduos passíveis de reciclagem (metal, plástico, borracha, vidro, isopor e papel/papelão) a soma desses é da ordem de 42,94%, com destaque especial para os componentes plástico e papel/papelão, que possuem 18,6 e 16,47%, respectivamente da composição da amostra. Carvalho (2011), em estudo dos resíduos de um bairro da cidade de Barreiras – BA, diagnosticou percentuais para os materiais recicláveis em torno de 26%.

Tabela 12 – Composição gravimétrica dos RN em BS e BW.

Amostra		Ocorrência (%)								Fração pastosa
		Madeira	Pedra / cerâmica	Têxtil	Borracha	Plástico	Vidro	Metal	Papel / papelão	
RN_11/12	BS	8,93	5,59	3,22	0,44	19,07	3,28	2,3	21,89	35,28
	BW	6,95	2,75	2,92	0,23	16,82	1,26	1,16	29,46	38,45
RN_02/13	BS	3,51	4,35	3,04	2,79	18,13	3,71	3,20	11,04	50,13
	BW	2,88	2,31	3,01	1,3	14,57	1,69	1,56	12,05	60,52
<b>Média RN</b>	<b>BS</b>	<b>6,22</b>	<b>4,97</b>	<b>3,13</b>	<b>1,62</b>	<b>18,6</b>	<b>3,5</b>	<b>2,75</b>	<b>16,47</b>	<b>42,71</b>
	<b>BW</b>	<b>4,92</b>	<b>2,53</b>	<b>2,97</b>	<b>0,77</b>	<b>15,7</b>	<b>1,48</b>	<b>1,36</b>	<b>20,76</b>	<b>49,49</b>

Na Tabela 13 são apresentadas as comparações obtidas para os RV com diferentes idades de aterramento, para as quatro categorias em que foram separados os resíduos, e nos dois períodos de amostragem. Percebe-se que os percentuais de inertes para RV com idade de 1 e 10 anos de aterramentos são bem superiores aos outros três componentes, provavelmente em virtude da decomposição da fração pastosa.

As amostras com 1 ano de aterramento apresentaram valores médios de fração pastosa de 22,56%, papel/papelão de 11,41%, madeira de 4,84 % e inertes de 61,19%. Machado *et al.* (2008) para resíduos com a mesma idade de aterramento e utilizando o método de gradagem para amostragem do RSU, verificaram os seguintes valores de composição: fração pastosa 46,14%, papel/papelão 4,22%, madeira 8,15% e inertes 41,45%. Em relação aos RV com 10 anos de aterramento (Tabela 13), as variações também foram significativas para os componentes fração pastosa e inertes, quando comparados ao estudo de Machado *et al.* (2008). Esses obtiveram a seguinte composição para RV com 9,09 anos de aterramento: madeira 9,51%, inertes 52,54%, papel/papelão 5,52% e fração pastosa 32,42%.

Comparando-se os resultados obtidos nestes dois trabalhos, observa-se variações significativas nas categorias inertes e fração pastosa, possivelmente em virtude da diferenciação do método para obtenção das amostras de RV, diferentes ambientes de decomposição, e diferença na composição dos RSU e nos procedimentos de compactação.

Tabela 13 – Composição gravimétrica dos RV, em termos de BS e BW

Amostra		Ocorrência (%)			
		Madeira	Inertes	Papel /papelão	Fração pastosa
RV1_11/12	BS	4,78	58,65	16,47	20,10
	BW	6,80	48,38	26,62	18,20
RV1_02/13	BS	4,90	63,73	6,36	25,01
	BW	9,03	57,36	8,79	24,82
<b>Média RV1ano</b>	<b>BS</b>	<b>4,84</b>	<b>61,19</b>	<b>11,41</b>	<b>22,56</b>
	<b>BW</b>	<b>7,91</b>	<b>52,87</b>	<b>17,71</b>	<b>21,51</b>
RV10_11/12	BS	7,81	83,85	3,00	5,34
	BW	10,44	79,63	4,80	5,13
RV10_02/13	BS	7,38	79,75	3,17	9,70
	BW	9,09	76,77	4,79	9,35
<b>Média RV10anos</b>	<b>BS</b>	<b>7,60</b>	<b>81,8</b>	<b>3,08</b>	<b>7,52</b>
	<b>BW</b>	<b>9,76</b>	<b>78,2</b>	<b>4,80</b>	<b>7,24</b>

Analisando os valores das Tabela 12 e 13, observa-se uma tendência de diminuição nos percentuais de fração pastosa e papel/papelão, uma estabilização do constituinte madeira sem ultrapassar 8% e um incremento significativo em relação a categoria dos inertes. A diminuição dos componentes fração pastosa e papel/papelão no tempo, associa-se à facilidade de decomposição desses componentes.

Na figura 22 é apresentada a composição gravimétrica dos RN e dos RV para os diferentes anos de aterramento estudados, em que se pode observar que os valores para o constituinte madeira permaneceram com percentuais próximos. Em relação aos inertes pode-se observar acentuada elevação de seus percentuais com o tempo de aterramento, o contrário ocorrendo nas categorias papel/papelão e fração pastosa.

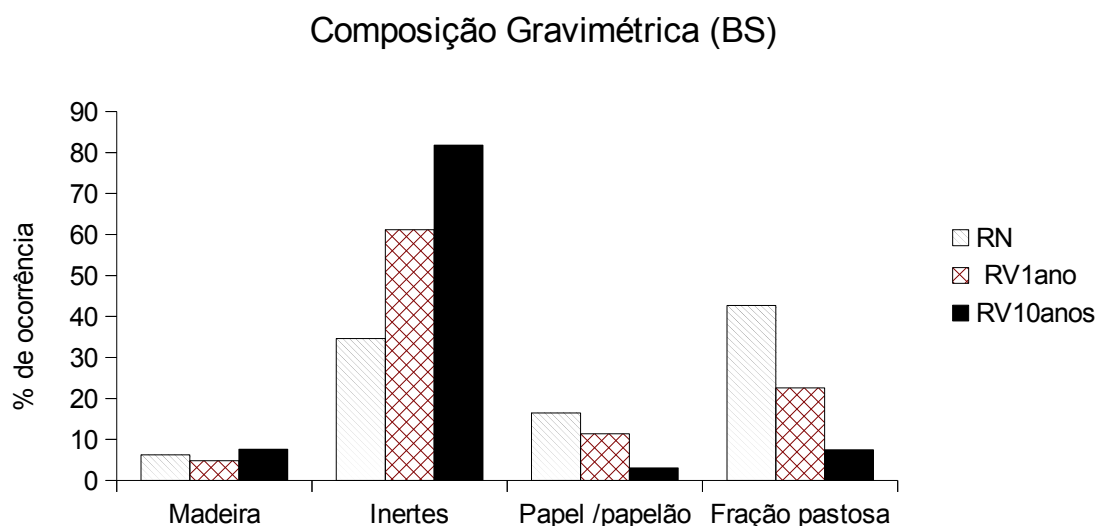


Figura 22 – Gráfico com valores de Composição Gravimétrica em BS.

\*A categoria Inertes dos RN apresentados na figura 22 é constituída de todos os resíduos inertes (plástico, metal, borracha, isopor, pedra/cerâmica e têxtil).

#### 4.3. Teor de STV e Teor de Lignina

Na determinação do teor de STV, foram obtidos os resultados apresentados na Tabela 14. São também apresentados o percentual de matéria orgânica existente na fração pastosa e os teores de lignina. Alves (2008) encontrou em seus estudos teores de STV para RN de 51%. Maciel (2009) obteve em seus ensaios valores na faixa de  $47,4 \pm 9,2\%$ , ambos para os resíduos do Aterro Muribeca (AM) Recife/PE. Machado *et al.* (2010)



para o ASMC encontraram valores na faixa de 43,15 a 66,50% com média de 56,2%. Em Barreiras os valores oscilaram na faixa de 42,48, a 49,24% com média de 45,86%. Soares (2011) encontrou para diferentes amostras de RN no Rio de Janeiro valores de STV entre 14,6 e 29%. Pode-se observar que há uma concordância entre os valores obtidos nesta pesquisa e aqueles obtidos por diferentes autores brasileiros.

Em relação ao teor de Lignina, Barlaz *et al.* (1989) encontraram valores em torno de 15,2%, Iglesias e Perez (1992), quantificaram valores médios de 12,5% e Alves (2008) encontrou valores médio de 13,4% para RN. Maciel (2009) em uma célula experimental no AM Recife/PE verificou valores na faixa de  $8,9 \pm 2,4$ , Machado *et al.* (2010) para o ASMC verificou valores que oscilaram entre 14,30 a 27,70% com valor médio de 19,66 % para RN. Dessa forma, os valores médios mensurados de 22,93% de lignina para as amostras da cidade de Barreiras encontra-se dentro da faixa obtida em diversos estudos.

Vale ressaltar, o elevado valor de (31,83%) do teor de lignina na amostra RN\_02/13, implicando uma relação de lignina/STV quase duas vezes maior que na amostra RN\_11/12. Esse valor, explica a menor produção de biogás (ver tabela 16) na comparação das amostras, mesmo essa tendo uma maior quantidade de fração pastosa e matéria orgânica.

Tabela 14 – Teor de STV, Matéria Orgânica (MO) e Lignina da fração pastosa dos RN

Amostra	STV (%)	Fração Pastosa BS (%)	MO da Fração Pastosa (%)	lignina (%)	Relação lignina/STV
RN_11/12	42,48	35,28	13,86	14,02	0,33
RN_02/13	49,24	50,13	24,68	31,83	0,64
<b>Média RN</b>	<b>45,86</b>	<b>42,71</b>	<b>19,59</b>	<b>22,93</b>	<b>0,49</b>

Na tabela 15 são apresentados os valores de STV e Lignina para RV com diferentes idades de aterramento, em que se percebe que os valores de STV para os dois tipos de amostras estão na mesma faixa de valor e possuem pouca oscilação, com valor médio praticamente igual 16,15%. Em aterros americanos, para resíduos com até 12 anos de aterramento, Kelly *et al.* (2006) encontraram valores de STV com oscilação entre 8 e 90% e para o teor de Lignina entre 7 e 35%, o que demonstra uma enorme variabilidade na relação de sólidos voláteis, teor de Lignina e tempo de aterramento.

Maciel (2009) encontrou valores de lignina para resíduos em células experimentais variando entre  $8,9 \pm 2,4\%$ . Alves (2008) encontrou valores de teor de Lignina para RV

com 1 ano de aterramento na ordem de 20,7% e Machado *et al.* (2008) encontraram valores oscilando entre 5,72 a 14,44% para resíduos entre 2 e 9 anos de aterramento, para resíduos dispostos no ASMC. Vale salientar que quanto maior for o teor de Lignina encontrado na caracterização dos resíduos, menor será a sua biodegradabilidade. Segundo Kelly (2002), valores de STV entre 10 e 20% podem indicar estabilização do material. A relação obtida nos teores de lignina/STV para RV é superior a RN, demonstrando que quanto mais próximo de 1, menor é a produção de biogás da amostra.

Tabela 15 – Teor de STV, Matéria Orgânica (MO) e Lignina da fração pastosa dos RV

Amostra	STV (%)	Fração Pastosa BS (%)	MO da Fração Pastosa (%)	Lignina (%)	Relação lignina/STV
RV_1ano_11/12	15,08	20,10	3,03	9,88	0,65
RV_1ano_02/13	17,21	25,01	4,30	16,92	0,98
<b>Média RV_1ano</b>	<b>16,15</b>	<b>22,56</b>	<b>3,64</b>	<b>13,40</b>	<b>0,83</b>
RV_10anos_11/12	17,17	5,34	0,92	14,90	0,87
RV_10anos_02/13	15,10	9,70	1,46	14,38	0,95
<b>Média RV_10anos</b>	<b>16,14</b>	<b>7,52</b>	<b>1,19</b>	<b>14,64</b>	<b>0,91</b>

A existência de uma correlação entre os valores de STV e lignina vem sendo estudada por alguns pesquisadores, porém ainda não se tem uma relação direta que demonstre a correlação do percentual de STV e lignina no tempo. O que se tem observado é que quanto maior a relação no teor de lignina e STV maior é a tendência que uma parte da fração pastosa seja decomposta em um período de tempo maior, implicando uma menor produção de biogás. A Figura 23 apresenta os valores correlacionados para as amostras estudadas entre os valores de STV e teor de lignina.

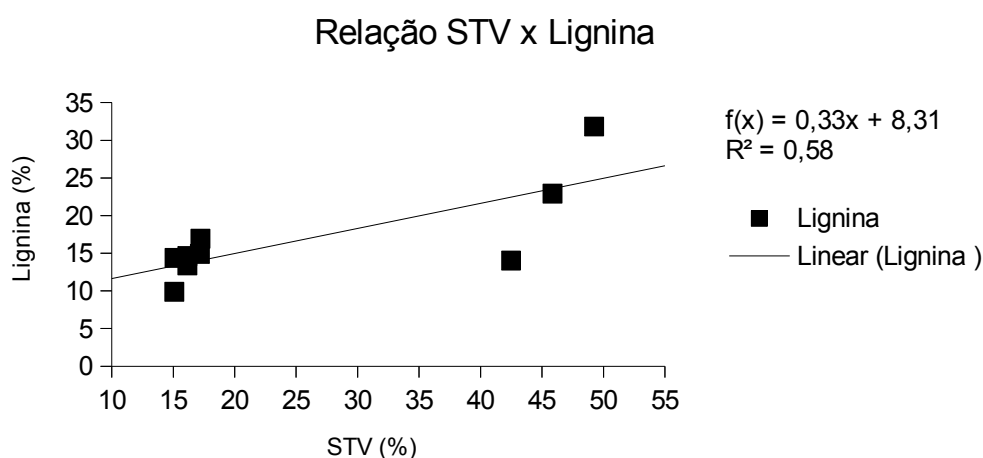


Figura 23 – Gráfico com correlação entre STV e Lignina.

Kelly *et al.* (2006), a partir de uma grande quantidade de dados (250 amostras) de STV e lignina buscaram em seus estudos uma ferramenta que correlacionasse esses parâmetros para amostras de resíduos americanos com tempo de aterramento de 0 a 11 anos. A equação proposta, contudo, obteve um valor de  $R^2 = 0,45$ , não apresentando uma boa aderência aos valores experimentais. Maciel (2009), para amostras com tempo de aterramento variando entre 0 e 15 anos do AM Recife/PE, obteve uma correlação entre os valores de STV e Lignina com  $R^2 = 0,18$ . Caldas (2011), para amostras do ASMC com tempo de aterramento de 0 a 9 anos, obteve um valor de  $R^2 = 0,72$ . No ajuste linear dos valores de STV e lignina nesse estudo, apesar de uma quantidade reduzida de amostras, a equação obtida tem um valor de  $R^2 = 0,58$ , abaixo do encontrado por Caldas (2011) e superior a outros dados da literatura, não apresentando uma forte correlação.

#### 4.4. BMP

Na tabela 16 são apresentados os valores experimentais de BMP obtidos para os RN a partir do uso das equações 17, 18 e 19 apresentadas no tópico 3.3.1. Para cada digestor foram calculados os parâmetros  $L_0$  experimental,  $L_0$  para massa seca de RSU e o  $L_0$  corrigido para a umidade de campo, a partir do uso dos teores de umidade oriundos das amostras ensaiadas e da umidade global dos RN. Determinou-se também os valores médios desses parâmetros e o valor da constante de geração de  $CH_4$  (k) ajustado para um ano, pelo uso da equação 06, para os ensaios de laboratórios.

Em relação aos valores apresentados por digestor na coleta realizada no mês de novembro de 2012, chama a atenção os digestores D5 e D6 em que se observou um valor bastante superior à média na produção do  $L_0$  para massa seca de  $141,60 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ . Observa-se que todos os valores obtidos nos digestores (D2 a D6) encontram-se dentro da faixa de valores aferidos por Caldas (2011) que foi entre 126,14 e  $167,59 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ .

Para os valores obtidos nos ensaios de BMP das amostras de fevereiro de 2013, o digestor D5 apresentou o maior valor de produção de  $L_0$  para massa seca, sendo a média desse período de  $107,18 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ , bem abaixo do valor obtido no mês de novembro de 2012, possivelmente em virtude da diferença de umidade e da composição gravimétrica entre os períodos.

O valor médio encontrado de  $L_0$  para massa seca durante o ensaio de BMP para os dois períodos analisados foi de 124,39  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ , esse valor obtido é bem próximo ao encontrado por Vigneron *et al.* (2005), que foi de  $L_0$  126  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ . Caldas (2011) obteve valor médio de 153,03  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ . Alves (2008), trabalhando com amostras de materiais orgânicos obteve valor médio de 170,8  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$  esses superiores a média encontrada nesse trabalho. Vale ressaltar que, no trabalho de Alves (2008), o valor apresentado está incluso o potencial do biogás gerado pelo seu lixiviado (lodo de ETE). Maciel (2009), trabalhando com resíduos *in natura* em células experimentais obteve média de 77,02  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ , bem inferior ao valor encontrado nesse trabalho.

Tabela 16 – Resultados da geração e da composição química relativa do biogás,  $L_0$  e dos valores ajustados de k para as amostras de RSU ensaiadas nos testes de BMP para RN.

Amostra	Digestor	Biogás ( $\text{m}^3$ $\text{CH}_4/\text{Mg}$ – RSU)	Composição(%)		$L_0$ experimental ( $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg}$ – RSU)	$L_0$ para massa seca ( $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg}$ – MS_RSU)	$L_0$ corrigido para o campo ( $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg}$ – RSU)	k.ano <sup>-1</sup>
			CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>				
RN_11/12	D2	85,29	71	29	60,56	130,82	53,99	32,85
	D3	83,19	67	33	55,74	142,89	49,69	31,02
	D4	88,69	70	30	62,09	134,12	55,35	18,61
	D5	100,00	70	30	70,00	151,21	62,40	23,72
	D6	101,43	68	32	68,97	148,99	61,49	26,64
<b>Média</b>	-	<b>91,72</b>	<b>69</b>	<b>31</b>	<b>63,47</b>	<b>141,60</b>	<b>56,58</b>	<b>26,56</b>
RN_02/13	D2	68,18	74	26	50,38	91,95	43,45	18,61
	D3	78,20	74	26	57,50	104,93	49,47	14,60
	D4	80,25	73	27	58,78	107,27	50,57	11,68
	D5	87,98	78	22	68,26	124,57	58,73	16,42
	D6	---	---	---	---	---	---	---
<b>Média</b>	-	<b>78,65</b>	<b>74,75</b>	<b>25,25</b>	<b>58,73</b>	<b>107,18</b>	<b>50,56</b>	<b>15,33</b>
<b>Média RN</b>	-	<b>85,19</b>	<b>71,88</b>	<b>28,13</b>	<b>61,1</b>	<b>124,39</b>	<b>53,57</b>	<b>20,94</b>

Wang *et al.* (2013), compilando dados de 11 aterros americanos durante um período de 20 anos, verificaram um valor médio de  $L_0$  para RN em nível nacional na ordem de 59,1  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg\_RSU}$  considerando diversas características climáticas como temperatura, umidade e precipitação dos locais de disposição. Caldas (2011) encontrou valores de  $L_0$  oscilando entre 66,24 e 88,01  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg\_RSU}$  para resíduos do ASCM com média de 81,34  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg\_RSU}$ . Os valores aferidos para a área de estudo variaram

entre 43,45 e 62,40  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg}_{\text{RSU}}$  com valor médio de 53,57  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg}_{\text{RSU}}$ , estando esse valor próximo do valor médio americano e abaixo dos valores encontrados por Caldas (2011).

As Figuras 24 e 25 apresenta de forma ilustrativa os valores da produção acumulada de  $\text{CH}_4$  nos biodigestores ao longo do tempo para RN, observando-se que a produção acentuada de biogás ocorreu nos primeiros 40 dias do ensaio. A estabilização da geração de  $\text{CH}_4$  nos digestores ocorreu somente a partir de 60 dias. Caldas (2011) em seus estudos verificou um crescimento acentuado nos primeiros 20 dias e a estabilização da produção com aproximadamente 60 dias. Alves (2008) observou elevadas concentrações nos primeiros 5 dias de incubação dos resíduos e a estabilidade da concentração também ficou em torno de 60 dias.

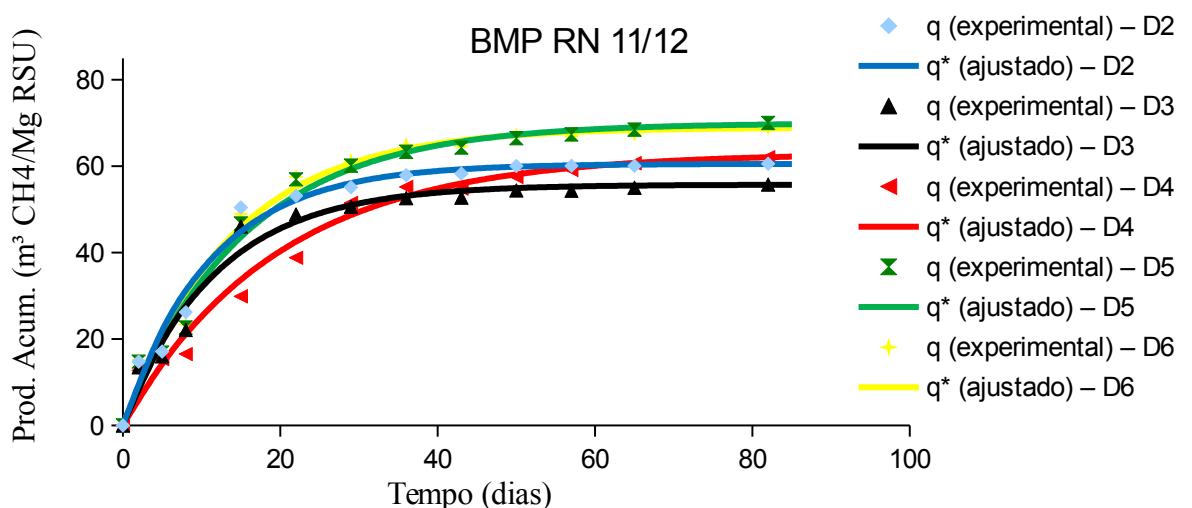


Figura 24 – Geração de  $\text{CH}_4$  ao longo dos ensaios de BMP para RN 11/12

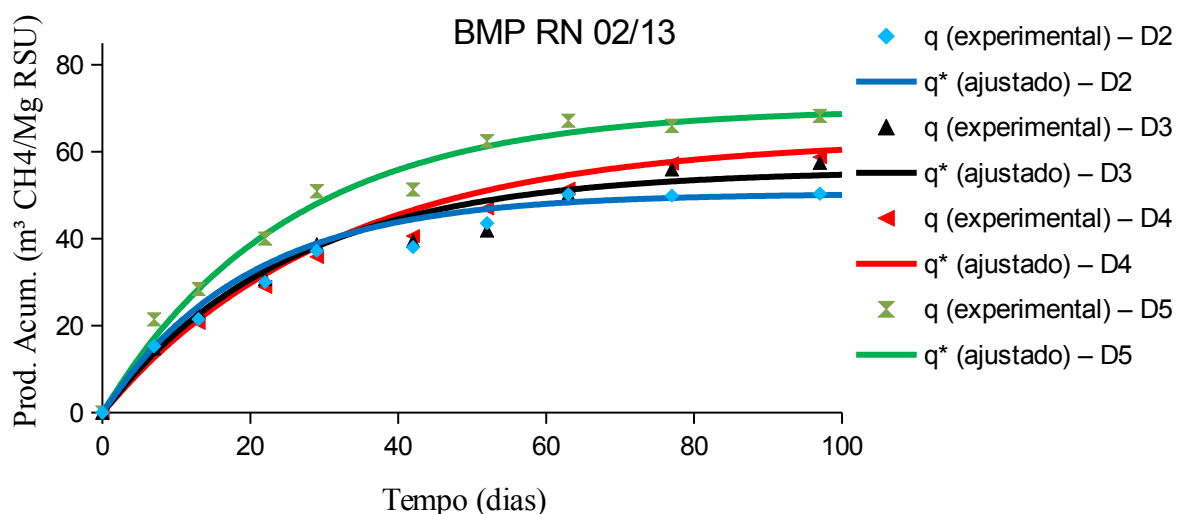


Figura 25 – Geração de  $\text{CH}_4$  ao longo dos ensaios de BMP para RN 02/13

Na Tabela 17 são apresentados os resultados de BMP para RV com 1 e 10 anos de aterramento. Observa-se variações significativas dos valores obtidos nos períodos distintos, a produção do biogás no período chuvoso foi 108% superior ao semi-úmido. A composição do biogás chama atenção pelo elevado percentual de metano no período semi-úmido, sendo esse superior a 76%, demonstrando que o ambiente estava bastante anaeróbico.

Outras variações significativas ocorreram entre os valores de  $L_0$  MS, experimental e campo para amostras de RV com 1 ano de aterramento. Como esperado, observa-se que o valor médio de  $L_0$  para RV com 1 ano de aterramento foi inferior aos encontrados para RN com média de  $L_0$  corrigido para campo de  $43,78 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg\_RSU}$ . O parâmetro corrigido de  $L_0$  MS apresenta valor médio de  $80,29 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ , demonstrando que esses resíduos já se encontram em uma fase de degradação.

Em estudo envolvendo aterros nos Estados Unidos, Bayard *et al.* (2005), analisando resíduos orgânicos com tempo de aterramento variando entre 0 e 2 anos, obtiveram  $L_0$  entre  $194$  e  $229 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ . Maciel (2009), ensaiando também amostras de resíduos orgânicos com tempo de aterramento variando entre 7 e 14 meses, obteve  $L_0$  oscilando entre  $10,48$  e  $61,2 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ . Caldas (2011), para resíduos com 2 anos de aterramento obteve valores entre  $17,66$  e  $20,20 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ .

O valor médio encontrado para RV1 está dentro da faixa encontrada por Maciel (2009) e superior aos valores encontrados por Caldas (2011). Vale ressaltar, o elevado valor dos RV1\_11/12, possivelmente em virtude desse não ter um ano de aterramento. Em virtude das diferenças entre os períodos, sugere-se uma análise do processo de decomposição desse material, que possivelmente está encontrando dificuldade de digestão no primeiro ano de aterramento.

Para os RV com 10 anos de aterramento houve problemas com vazamento de dois digestores para amostras ensaiadas em novembro/12 e de um digestor na amostra de fevereiro de 2013. Assim, obteve-se um único valor para o primeiro período (chuvoso) com  $L_0$  MS  $14,60 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$  e uma média de  $17,05 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$  no segundo (semi-úmido), demonstrando que mesmo com as diferenças climáticas entre os períodos, os resultados alcançados foram próximos, mostrando que esses resíduos aterrados encontram-se em uma fase estabilizada de produção de metano.

Caldas (2011), analisando resíduos do ASMC com idades entre 6 e 7 anos de aterramento, encontrou valores de  $L_0$  MS entre 2,38 e 39,92  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ . Alves (2008) encontrou valores de 13,6  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$  para RSU com 7 anos de aterramento. Maciel (2009), encontrou para resíduos orgânicos com 7 anos de aterramento o valor de  $L_0$  6,3  $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg-MS\_RSU}$ .

Tabela 17 – Resultados da geração e da composição química relativa do biogás,  $L_0$  e dos valores ajustados de k para as amostras de RSU ensaiadas nos testes de BMP para RV com 1 e 10 anos de aterramento.

Amostra	Digestor	Biogás ( $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg- RSU}$ )	Composição (%)		$L_0$ experimental ( $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg-RSU}$ )	$L_0$ MS ( $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg- MS\_RSU}$ )	$L_0$ campo ( $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{Mg- RSU}$ )	k ano <sup>-1</sup>
			CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>				
RV1_11/12	D7	109,92	53	47	58,26	99,02	52,94	13,87
	D8	111,50	53	47	59,09	100,44	53,70	27,37
	D9	94,77	59	41	55,92	95,04	50,81	18,98
<b>Média RV1_11/12</b>	-	<b>105,4</b>	<b>55</b>	<b>45</b>	<b>57,76</b>	<b>98,17</b>	<b>52,48</b>	<b>20,07</b>
RV1_02/13	D7	---	---	---	---	---	---	---
	D8	54,74	76	24	41,59	67,19	37,75	11,68
	D9	46,38	77	23	35,69	57,65	32,39	12,77
<b>Média RV1_02/13</b>	-	<b>50,56</b>	<b>76,5</b>	<b>23,5</b>	<b>38,64</b>	<b>62,42</b>	<b>35,07</b>	<b>12,23</b>
<b>Média Final RV1_ANO</b>	--	<b>77,98</b>	<b>65,75</b>	<b>34,25</b>	<b>48,2</b>	<b>80,29</b>	<b>43,78</b>	<b>16,15</b>
RV10_11/12	D10	12,07	74	26	8,93	14,60	9,51	26,64
	D11	-	-	-	-	-	-	-
	D12	-	-	-	-	-	-	-
<b>Média RV10_11/12</b>	-	<b>12,07</b>	<b>74</b>	<b>26</b>	<b>8,93</b>	<b>14,60</b>	<b>9,51</b>	<b>26,64</b>
RV10_02/13	D10	16,21	74	26	12,03	18,18	11,56	11,31
	D11	14,03	75	25	10,52	15,91	10,11	25,55
	D12	---	---	---	---	---	---	---
<b>Média RV10_11/12</b>	--	<b>15,12</b>	<b>74,5</b>	<b>25,5</b>	<b>11,28</b>	<b>17,05</b>	<b>10,84</b>	<b>18,43</b>
<b>Média final RV10_ANOS</b>	-	<b>13,6</b>	<b>74,25</b>	<b>25,75</b>	<b>10,1</b>	<b>15,82</b>	<b>10,17</b>	<b>22,54</b>

Percebe-se uma grande oscilação nos valores de  $L_0$  para RV, todavia os valores encontrados nesse trabalho encontram-se na faixa de diversos estudos semelhantes. Observa-se também que inúmeros fatores podem influenciar nas condições da

degradação anaeróbia dos resíduos e, conseqüentemente, no processo de decomposição ao longo do tempo.

Maciel (2009) ressalta a não existência de padronização do ensaio de BMP. Segundo ele, a utilização de diferentes materiais e métodos influenciam diretamente nos resultados das pesquisas, em virtude das variações de aspectos fundamentais como: quantidade de RSU utilizado, qualidade do lodo ou lixiviado, adição de nutrientes, temperatura, volume do recipiente e tempo de execução dos ensaios, fazendo com que deixem de existir parâmetros de produtividade do biogás que possam ser diretamente comparados.

As Figuras 26 e 27 apresentam os valores de  $L_0$  obtidos no tempo para as amostras de RV com 1 ano de aterramento nos dois períodos analisados. Verifica-se na Figura 26 que os digestores D7 e D9 apresentaram características de geração de  $CH_4$  semelhantes, até o quinquagésimo dia de ensaio, porém tiveram produção final diferentes e inferiores ao digestor D8. Na observação da produção de biogás e composição por digestor, chama atenção os valores obtidos dos digestores D7 e D8 (ver tabela 17) que tiveram valores próximos, porém quando se observa a taxa de produção de  $CH_4$  (k), o D8 foi quase o dobro do D7, inferindo uma maior velocidade de produção de biogás desse.

Na figura 27, apresenta-se a curva de produção de  $CH_4$  para a amostra ensaiada em fevereiro/13, foram somente dois digestores D8 e D9, ressaltando que ocorreu problema no digestor D7, sendo esse descartado dos cálculos. Os valores de  $L_0$  são próximos para essa amostra, entretanto a velocidade de produção de biogás é bastante divergente (ver tabela 17). No comparativo das amostras, verifica-se que a produção do  $CH_4$  ocorreu de forma moderada na segunda amostra em relação a primeira.



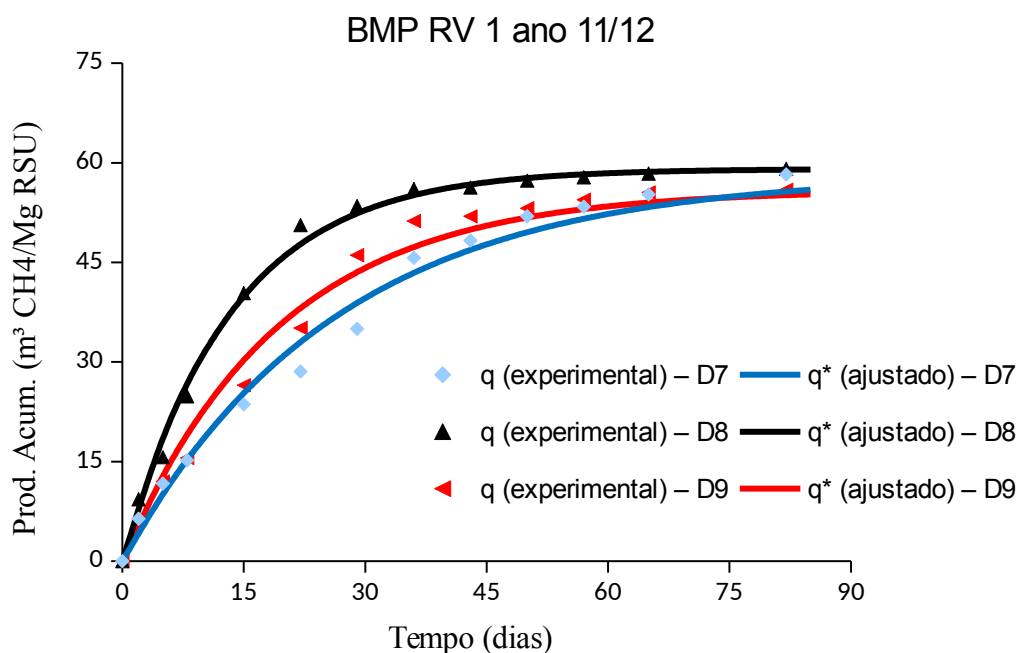


Figura 26 – Geração de  $\text{CH}_4$  ao longo dos ensaios de BMP para RV 1 ano de aterramento 11/12

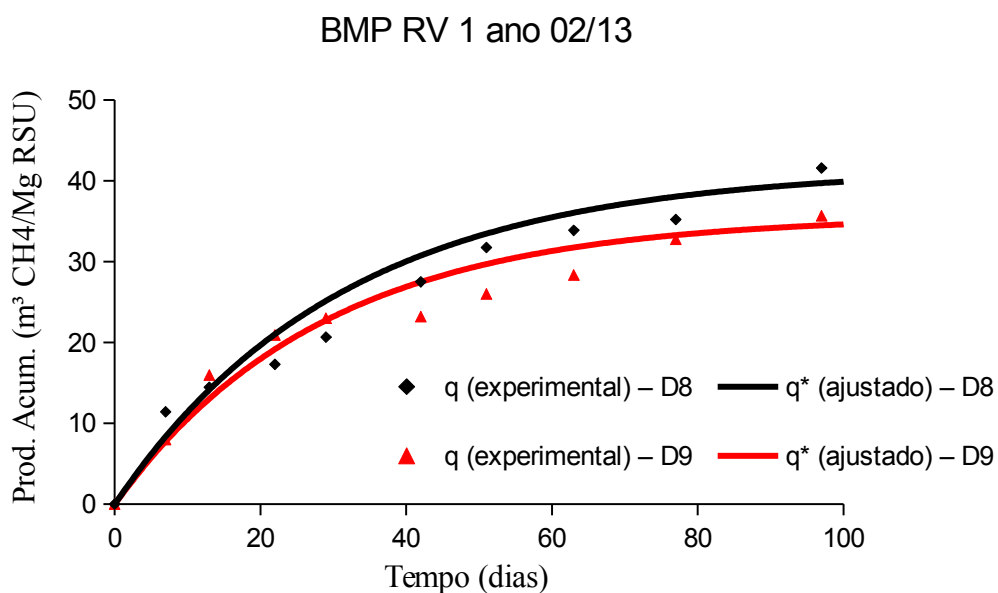


Figura 27 – Geração de  $\text{CH}_4$  ao longo dos ensaios de BMP para RV 1 ano de aterramento 02/13

Nas figuras 28 e 29 são mostrados os gráficos por digestor para os ensaios realizados com RV com 10 anos de aterramento. Na figura 28 somente há apresentação da curva de um digestor para a amostra do mês de novembro de 2012 em virtude de problemas nos outros dois. Na figura 29 observa-se comportamentos de geração

diferenciados entre os digestores, entretanto os valores experimentais mensurados estiveram coerentes com a curva ajustada.

A produção de biogás nos digestores com RV 10 anos de aterramento perdurou crescente até em torno de 60 dias de ensaio, ocorrendo a estabilização da produção após esse período. Alves (2008) e Caldas (2011), em ensaios de BMP para RV também obteve estabilização nesse mesmo período.

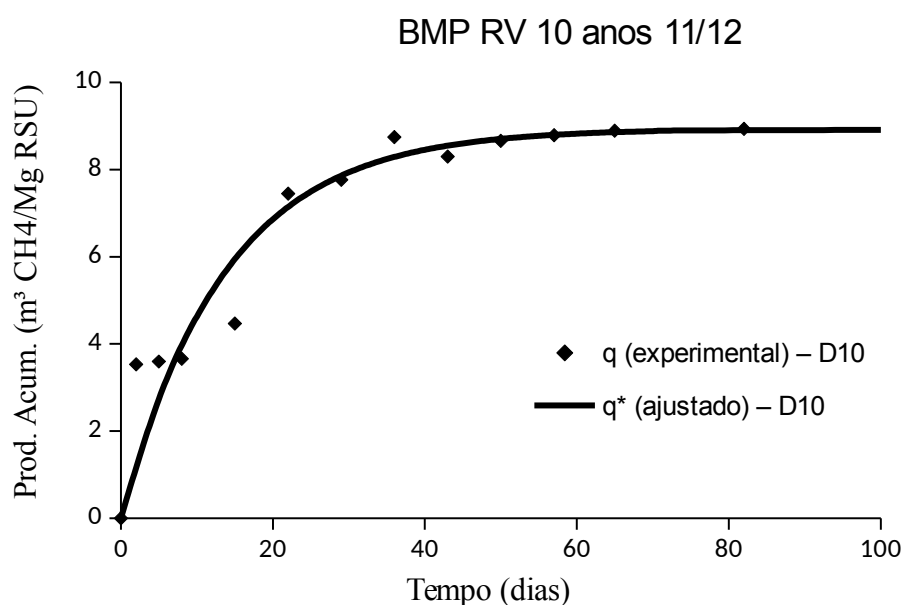


Figura 28 – Geração de  $\text{CH}_4$  ao longo dos ensaios de BMP para RV 10 anos de aterramento 11/12

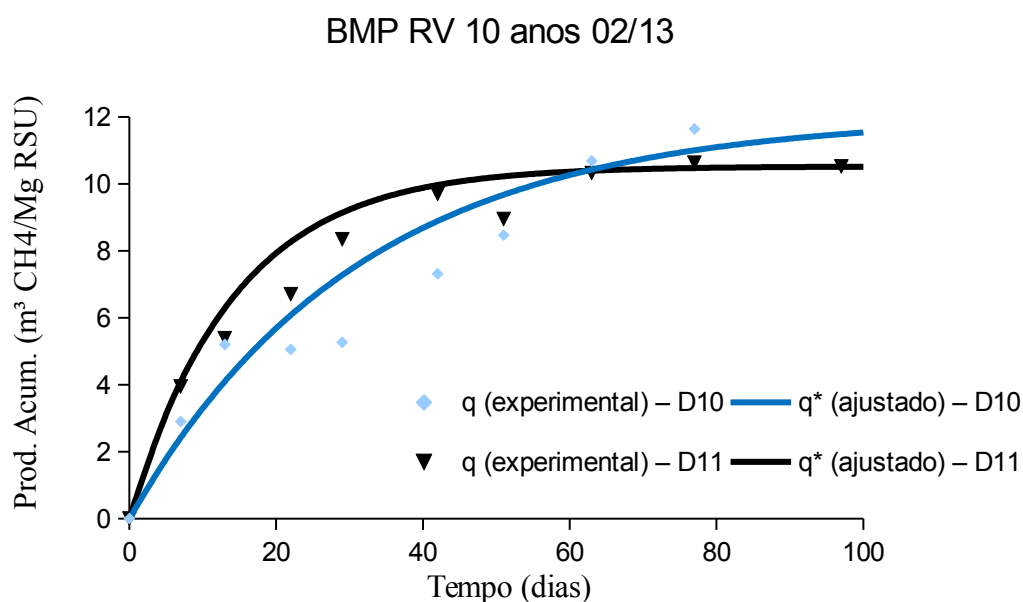


Figura 29 – Geração de  $\text{CH}_4$  ao longo dos ensaios de BMP para RV 10 anos de aterramento 11/12

#### 4.4.1. Aplicação de métodos expedidos para previsão de $L_0$

Com conhecimento da composição gravimétrica dos resíduos em BS (tabela 12), umidade global da amostra (tabela 09), os valores referenciados pelos autores nas tabelas (07 e 08) e com o uso das equações 05 a 11, determinou-se os valores de  $C_m$ ,  $B_{fw}$ ,  $L_0$ , e  $L_0(t)$  propostos pelos métodos IPCC(2006) e por Machado *et al.* (2009), obtendo-se resultados que permitiram confrontar os valores teóricos desses métodos com os valores experimentais medidos de  $L_0(t)$  para as diferentes idades de RSU.

Na Tabela 18 são apresentados os valores encontrados de  $L_0$  e  $L_0(t)$  para RN e RV, observando-se que os valores encontrados pelo BMP teste em laboratório estão próximos e em concordância com os valores teóricos estimados pelos métodos expedidos, com exceção da amostra de RV com 1 ano de aterramento coletada no mês de novembro/12, possivelmente por essa ter sido coletada com um tempo menor do que 1 ano de aterramento, explicando-se o valor elevado de  $L_0$  de 57,76 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/Mg\_RSU, bastante diferente do outro período e dos valores estimados teoricamente.

Tabela 18 – Valores de  $C_m$ ,  $B_{fw}$ , e  $L_0$  teórico e experimental

Amostra	$C_m$ (m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /MgRSU)	$B_{fw}$ (%)	$L_0$ m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /Mg_RSU		
			Machado <i>et al.</i> (2009)	IPCC (2006)	BMP Teste
RN_11/12	475,76	28,88	66,30	67,58	63,47
RN_02/13	486,36	30,86	72,37	71,84	58,73
<b>Média RN</b>	<b>481,06</b>	<b>29,87</b>	<b>69,34</b>	<b>69,72</b>	<b>61,10</b>
RV1_11/12	475,47	18,72	39,36	41,26	57,76
RV1_02/13	463,85	5,89	36,72	37,31	35,07
<b>Média RV_1ano</b>	<b>469,66</b>	<b>12,31</b>	<b>38,04</b>	<b>39,29</b>	<b>43,78</b>
RV10_11/12	490,93	20,05	11,90	12,63	8,93
RV10_02/13	480,64	7,42	17,01	17,65	11,28
<b>Média RV_10anos</b>	<b>485,79</b>	<b>13,74</b>	<b>14,45</b>	<b>15,14</b>	<b>10,10</b>

A partir dos valores obtidos pelos métodos propostos por Machado *et al.* (2009), IPCC (2006) e medido experimentalmente, empregou-se a equação 09 para os ajustes dos valores de  $L_0(t)$  utilizando o método dos mínimos múltiplos quadrados. Determinou-se o parâmetro  $k=0,58 \text{ ano}^{-1}$  para o método proposto por Machado *et al.* (2009) com desvio padrão de  $\sigma_y = 8,14 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg\_RSU}$ . No método proposto pelo IPCC (2006) obteve-se  $k=0,55 \text{ ano}^{-1}$  com desvio padrão de  $\sigma_y = 8,25 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg\_RSU}$ . Para o valor experimental a

constante obtida foi  $k = 0,185 \text{ ano}^{-1}$ , com desvio padrão de  $\sigma_y = 7,22 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg\_RSU}$ . Com a obtenção desses parâmetros determinou-se os comportamentos do  $L_0$  ao longo do tempo para cada um dos métodos, os quais são mostrados nas Figuras 30 a 33. Na Figura 33 é apresentado um comparativo dos valores obtidos pelos métodos usados.

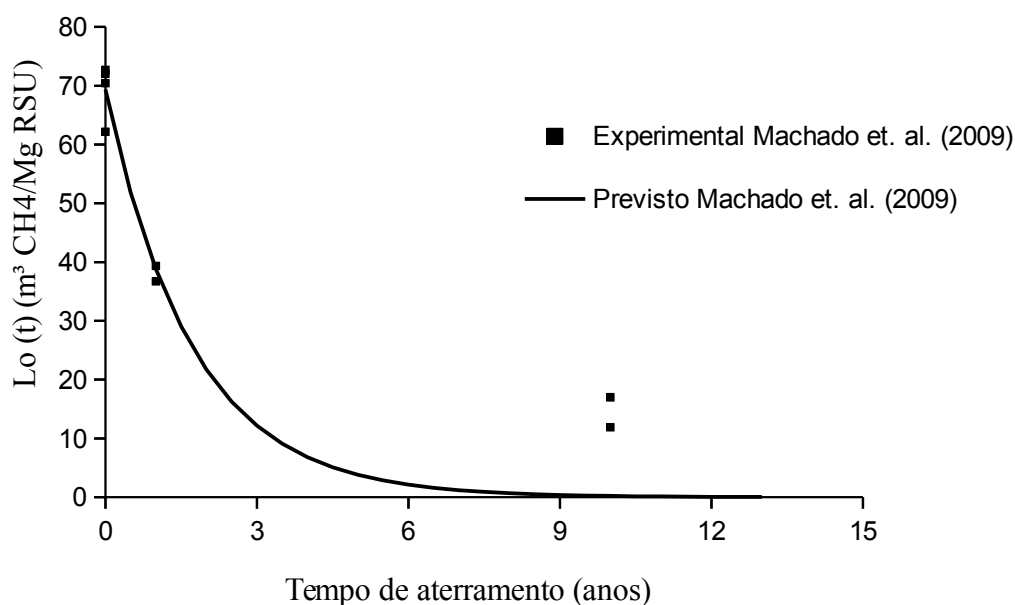


Figura 30 – Comportamento da geração de  $\text{CH}_4$  pelo método Machado *et al.* (2009)

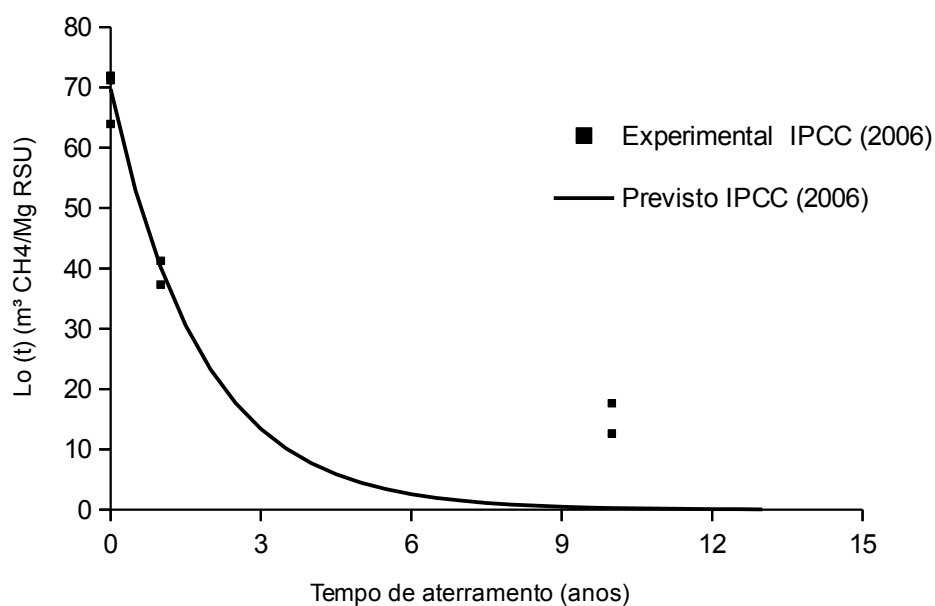


Figura 31 – Comportamento da geração de  $\text{CH}_4$  pelo método IPCC (2006)

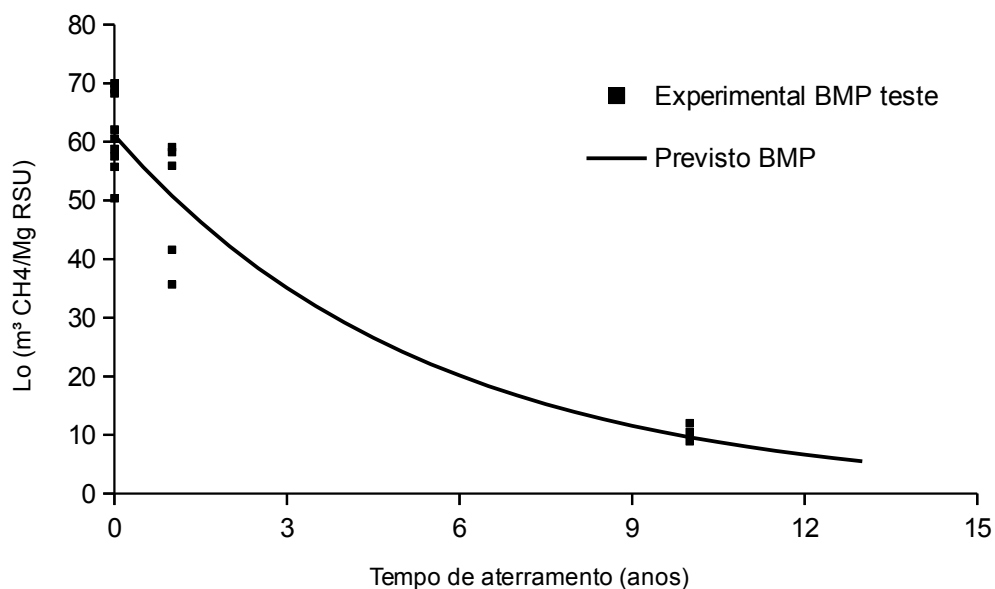


Figura 32 – Comportamento da geração de CH<sub>4</sub> pelo método BMP teste

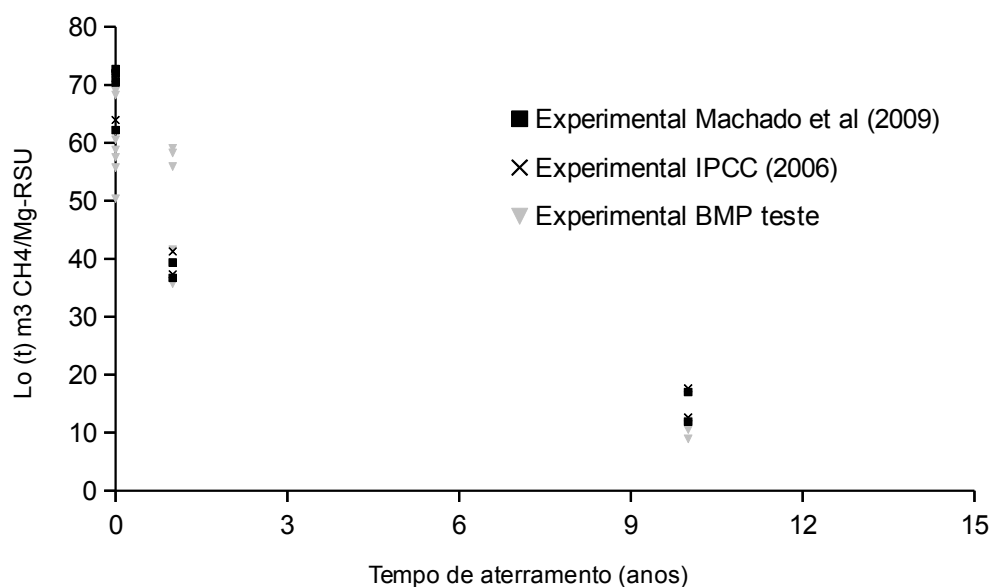


Figura 33 – Comparativo dos valores de  $L_0(t)$  experimentais obtidos em cada método,

Observando o comportamento dos valores encontrados experimentalmente e os valores previstos pelos métodos propostos por Machado *et al.* (2009) e IPCC (2006), verifica-se que o valor de  $L_0(t)$  previstos e ajustados apresentam uma tendência de

decaimento acentuada nos primeiros 3 anos, finalizando a geração de  $\text{CH}_4$  em cerca de 8 anos de aterramento, para os dois métodos. Essa informação confronta com os dados do BMP teste que apresentou geração de  $\text{CH}_4$  médio igual a  $10,10 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg\_RSU}$  para RSU com 10 anos de aterramento (vide tabela 18).

Os valores previstos pelos métodos de Machado *et al.* (2009) e do IPCC (2006) para resíduos com 1 ano de aterramento são inferiores a 30% dos resultados obtidos laboratorialmente BMP teste para a amostra coletada em novembro de 2012. Caldas (2011), em estudos de geração de  $\text{CH}_4$  em amostras de RSU com 2 anos de aterramento, obteve  $L_0(t)$  da ordem de  $10 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg\_RSU}$ , valor considerado baixo para a idade indicada do material e que demonstra uma taxa de decaimento superior às previstas pelos métodos expedidos neste estudo.

Os resultados de  $L_0$   $61,10 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg\_RSU}$  obtidos experimentalmente e o parâmetro  $k=0,185$  ajustado (Figura 32) apresentam características compatíveis para a região em estudo, que apresenta condições climáticas de temperatura elevada e umidade relativa oscilando entre média/baixa. Além disso, o AS não apresenta todas as condições para que ocorra o processo de digestão anaeróbia dos resíduos, em virtude de não haver recobrimento e uma compactação adequada do maciço. O IPCC (2006) indica valores de  $k$  entre 0,15 e 0,20 para regiões com clima tropical seco.

#### 4.5. PODER CALORÍFICO

Na Tabela 19 são apresentados os valores obtidos para o PC das amostras homogeneizadas de RN e RV em base seca e base úmida. Em relação aos dados apresentados, percebe-se que os valores de PC obtidos para as amostras de RN em BS são da ordem de  $4279,5 \text{ Kcal/kg}$  em média, um valor bem superior aos encontrados por Maciel (2009) para os resíduos dispostos em uma célula experimental no AM Recife/PE que foi de  $2831 \text{ Kcal/kg}$ .

Soares (2011), utilizando a mesma metodologia e equipamento semelhante (bomba calorimétrica) obteve valores de PC entre  $3030$  e  $4526 \text{ Kcal/kg}$  para resíduos de diferentes classes sociais da cidade de Nova Iguaçu – RJ. Observa-se que o PC obtido nesse estudo encontra-se próximo dos valores encontrados de PC das “Classe A e B” do estudo de Soares (2011) que foram de  $4136$  e  $4526,67 \text{ Kcal/kg}$ , respectivamente.

Os valores obtidos para o PC dos RV com 1 e 10 anos de aterramento são superiores aos encontrados para RN, em virtude da maior concentração de materiais inertes à decomposição, em especial o componente plástico. Verifica-se que as amostras de RV possuem um percentual de PC médio superior aos RN em torno de 8 e 17% em relação aos RV de 1 e 10 anos respectivamente. Kaartinen *et al.* (2013), para RV com idade entre 5 e 10 anos de aterramento em aterros finlandeses, realizando separação manual dos materiais, encontrou entre 40 e 45% de fração combustível nos resíduos depositados, obtendo um PC de cerca de 20 MJ/kg para matéria seca, representando em média aproximadamente 4785 Kcal/kg, valor esse próximo dos encontrados para as amostras nesse estudo.

Tabela 19 - Valores de PC para amostras homogêneas de RN e RV.

Amostra	PC da amostra (kcal/kg)	Média PC em BS (Kcal/kg)	Incinerados (%)	Não Incinerados (%)	PC em BS (Kcal/kg)	Umidade em BS (%)	PC em BW (Kcal/kg)
RN_11/12	4830	4873	90,44	9,56	4418	142,31	1823
	4790						
	5010						
RN_02/13	4473	4666	88,74	11,26	4141	72,45	2401
	4650						
	4875						
<b>Média RN</b>		<b>4769,5</b>	<b>89,59</b>	<b>10,41</b>	<b>4279,5</b>	<b>107,38</b>	<b>2112</b>
RV_1_ANO_11/12	6010	6018	80,93	19,07	4870	87,04	2604
	6120						
	5924						
RV_1_ANO_02/13	5550	5496	78,95	21,05	4339	65,34	2624
	5595						
	5343						
<b>Média RV_1ANO</b>		<b>5757</b>	<b>79,94</b>	<b>20,06</b>	<b>4604,5</b>	<b>76,19</b>	<b>2614</b>
RV_10_ANOS 11/12	8754	8558	62,31	37,69	5332	53,53	2854
	8332						
	8588						
RV_10_ANOS 02/13	7043	7222	69,18	30,82	4996	57,60	3170
	7170						
	7453						
<b>Média RV_10_anos</b>		<b>7890</b>	<b>65,75</b>	<b>34,26</b>	<b>5164</b>	<b>55,57</b>	<b>3012</b>

Na tabela 20 são apresentados os valores de PC obtidos para cada componente das amostras de RN. Destacam-se com um alto PC os componentes plástico e isopor, apresentando valores próximos a 10000 Kcal/kg. Vale ressaltar que o plástico possui uma elevada contribuição em termos de composição diferentemente do isopor, se mostrando um ótimo combustível para usinas térmicas de resíduos, visto que ele é um dos principais constituintes a ser evitado nos AS em virtude da difícil biodegradabilidade.

Todavia, no estudo apresentado por Machado e Karimpour-Fard (2011) é ressaltado a relevância dos componentes fibrosos dos RSU em AS, em especial o plástico, sendo esse importantíssimo quando trata-se do comportamento mecânico e da estabilidade dos maciços de RSU nos AS, em que com a retirada desse a estabilidade do maciço pode se reduzir em até 25%.

Maciel (2009) realizando a avaliação de resíduos dispostos em uma célula experimental do AM Recife/PE encontrou valores de PC semelhantes aos apresentados para o plástico e isopor. Soares (2011) para o componente específico plástico duro, encontrou um PC menor de 7830 Kcal/kg, cerca de 20% menor que o valor encontrado nesse estudo. Vale ressaltar que a energia oriunda do plástico representa de 38 a 41,76% da energia da amostra.

Os componentes de fração pastosa e papel/papelão possuem os menores valores de PC, em torno de 3350 e 3650 Kcal/kg, respectivamente, porém em termos de composição do resíduo a fração pastosa representa entre 40 a 50%, não sendo razoável deixá-la fora do processo de incineração. Vale ressaltar, que a fração pastosa, principalmente nos RN, possui altos valores de umidade, o que tende a dificultar a sua incineração e diminuir a eficiência do processo. A energia advinda desse componente representa em torno de 33,5 a 39%.

Os componentes têxtil, borracha, madeira possuem valores de PC próximos, sempre superiores a 4000 Kcal/kg. Suas representações em termos percentuais são normalmente baixas, sempre inferiores a 10%, porém, na amostra de RN\_11/12 o percentual de madeira foi da ordem de 12,4%, o que fez o componente representar mais de 12% do potencial energético da amostra. Em termos gerais o potencial energético somado dos componentes por fração teve média 4316 Kcal/kg, valor bem próximo do valor médio para RN de amostras homogeneizadas, que foi de 4279,5 Kcal/kg (ver tabela 19).



Tabela 20 – Poder Calorífico em BS por componente para RN.

Componente	PC do componente em BS (Kcal/kg)		Composição Gravimétrica BS (%)		PC do componente para a CG (Kcal/kg)		Representação Energética (%)	
	RN_11/12	RN_02/13	RN_11/12	RN_02/13	RN_11/12	RN_02/13	RN_11/12	RN_02/13
Plástico	9934	9850	16,67	18,13	1656	1786	38,00	41,77
Isopor	9954	10300	0,09	0,11	9	11	0,20	0,26
Fração Pastosa	3432	3330	42,48	50,13	1458	1669	33,50	39,00
Têxtil	4786	4892	1,53	3,04	73	149	1,70	3,50
Borracha	4429	4237	1,55	2,68	66	114	1,50	2,65
Papel/papelão	3618	3690	15,71	11,04	568	407	13,00	9,50
Madeira	4233	4024	12,40	3,51	525	141	12,10	3,32
Vidro	-	-	1,73	3,71	-	-	-	-
Metal	-	-	1,00	3,20	-	-	-	-
Pedra/cerâmica	-	-	6,83	4,35	-	-	-	-
<b>Total</b>	<b>-</b>	<b>-</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>4355</b>	<b>4277</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Na Tabela 21 são apresentados os valores de PC obtidos para cada componente das amostras de RV com 1 ano de aterramento. Observa-se que os PC dos componentes fração pastosa, papel, papelão e madeira possuem valores relativamente próximos, todos na faixa de 3000 a 4000 Kcal/kg, na mesma faixa dos valores encontrados para os RN, concluindo que o PC do material não parece variar com o tempo.

A categoria inertes somente foi contabilizada para a segunda etapa da amostragem, possuindo um valor de PC elevado em virtude da elevada presença de plásticos nesse grupo. Um ponto importante para contabilidade da análise dessa tabela está na obtenção dos valores percentuais de composição, o que não foi possível na primeira etapa do estudo, sendo que dessa forma foi necessário utilizar a correção de percentuais para cálculo dos valores de composição e da estimativa do valor de PC dessa categoria que foi em média 3522 Kcal/kg entre os dois períodos.

A representação energética da categoria inertes teve média superior a 72,5% do valor energético da amostra. O valor médio do PC da amostra foi de 4852,5 Kcal/kg, sendo um pouco superior a amostra homogeneizada, que foi de 4604,5 Kcal/kg para RV de 1 ano (ver tabela 19).

Tabela 21 – Poder Calorífico em BS por segregação para RV 1 ano de aterramento.

Componente	PC do componente em BS (Kcal/kg)		Composição Gravimétrica BS (%)		PC do componente para a CG (Kcal/kg)		Representação Energética (%)	
	RV_11/12	RV_02/13	RV_11/12	RV_02/13	RV_11/12	RV_02/13	RV_11/12	RV_02/13
Fração Pastosa	3432	3570	20,10	25,01	690	893	14,45	18,13
Papel/papelão	3149	3008	16,47	6,36	519	191	10,85	3,90
Madeira	3854	3756	4,78	4,90	184	184	3,84	3,73
Inertes Incinerados	8564**		39,58*	42,68	3389	3655	70,86	74,24
Inertes Não Incinerados	---	---	19,07*	21,05	---	---	---	---
<b>Total</b>			<b>100</b>	<b>100</b>	<b>4782</b>	<b>4923</b>	<b>100</b>	<b>100</b>
<b>Média</b>			---	---	<b>4852,5</b>		---	--

\* Valor estimado em função de não haver a separação da categoria.

\*\* Valor mensurado com base na composição obtida da amostra RV\_1ano 02/13

Na Tabela 22 são apresentados os valores de PC obtidos para cada componente das amostras de RV com 10 anos de aterramento. O valor médio encontrado foi de 5038,5 Kcal/kg, um pouco abaixo do valor encontrado na homogênea que foi de 5164 Kcal/kg (vide Tabela 19). A categoria inertes tem um destaque especial em termos de representação energética, chegando a superar em média 85% do PC das amostras.

Tabela 22 – Poder Calorífico em BS por segregação para RV 10 anos de aterramento.

Componente	PC do componente em BS (Kcal/kg)		Composição Gravimétrica BS (%)		PC do componente para a CG (Kcal/kg)		Representação Energética (%)	
	RV_11/12	RV_02/13	RV_11/12	RV_02/13	RV_11/12	RV_02/13	RV_11/12	RV_02/13
Fração Pastosa	4023	3876	5,34	9,70	215	376	4,45	7,17
Papel/papelão	3723	3567	3	3,17	112	113	2,31	2,15
Madeira	3997	4117	7,81	7,38	312	303	6,45	5,79
Inertes Incinerados	9093**		46,16*	48,93	4197	4449	86,79	84,89
Inertes Não Incinerados	---	---	37,69*	30,82	-	-	-	-
<b>Total</b>			<b>100</b>	<b>100</b>	<b>4836</b>	<b>5241</b>	<b>100</b>	<b>100</b>
<b>Média</b>			--	--	<b>5038,5</b>		--	--

\* Valor estimado em função de não haver a separação da categoria.

\*\* Valor mensurado com base na composição obtida da amostra RV\_10anos 02/13

Na Figura 34 são apresentados os resultados obtidos de PC para as amostras homogeneizadas e para as amostras compostas por frações obtidas nas caracterizações gravimétricas, conforme se pode observar, valores muito próximos foram obtidos. Apesar disso, em virtude das considerações realizadas para obtenção das amostras segregadas, os valores a serem utilizados para as análises serão os das frações homogeneizadas.

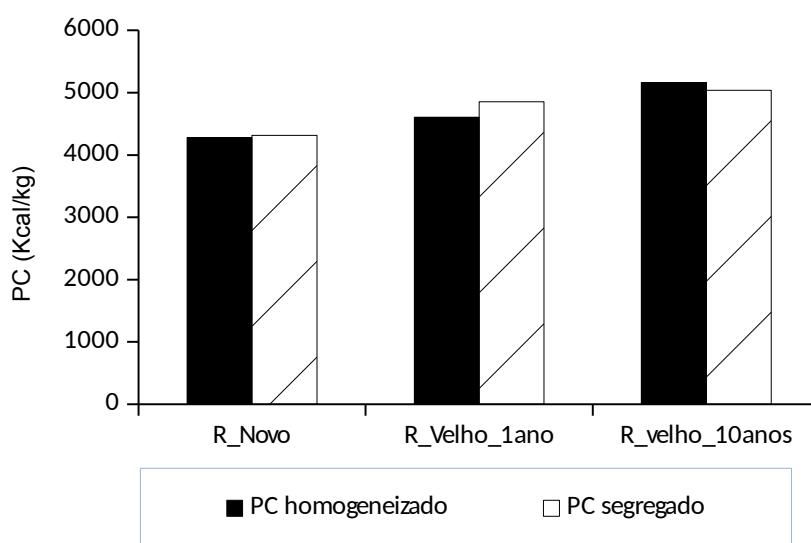


Figura 34 – PC das amostras homogeneizada e PC segregado.

#### 4.6. ESTIMATIVA DE GERAÇÃO ELÉTRICA

A geração de energia elétrica a partir dos RSU é extremamente importante e bastante difundida em países desenvolvidos, entretanto é importante observar que a energia recuperada pela incineração controlada dos RSU ou queima do metano é em forma de calor, ou seja, energia térmica. Portanto, faz-se necessário o uso de equipamentos para que haja a conversão da energia térmica em energia elétrica.

O rendimento da conversão vai depender da tecnologia escolhida. Em geral, observa-se que das tecnologias existentes, todas tem aproveitamento entre 20 a 40% da energia térmica com perdas que podem chegar até 80%. No entanto, processos que utilizam cogeração aumentam a eficiência da conversão e diminuem as perdas.

A partir do uso da equação 23, foi possível estimar a população da cidade, e com base nesses valores foi quantificada a geração de resíduos. A Figura 35 apresenta a projeção da população para a cidade, observando que no fim do século passado a população na cidade já era superior a 110 mil habitantes e em sua projeção tende a superar mais de 200 mil no ano de 2040.

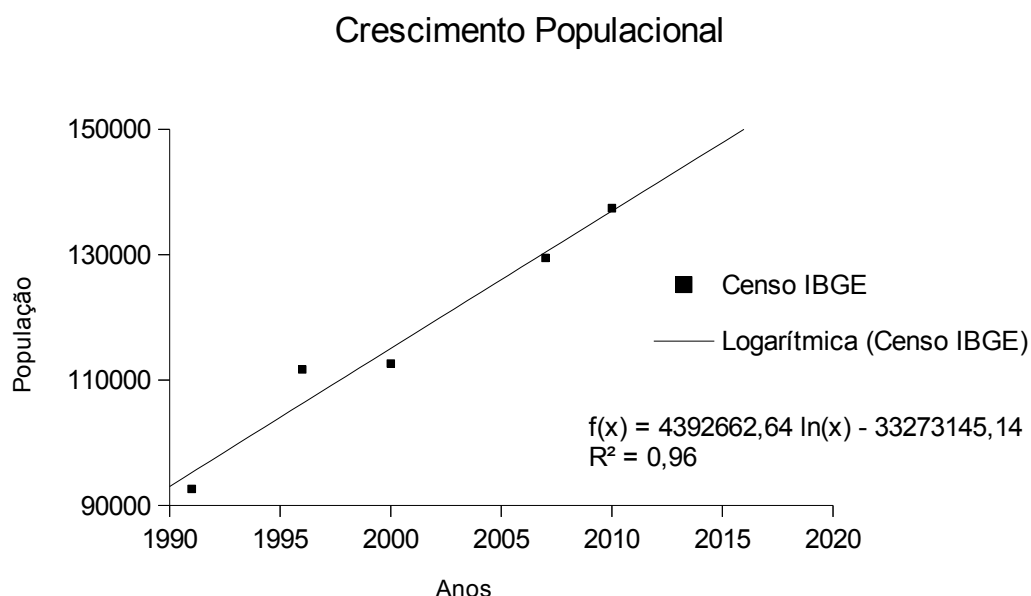


Figura 35 – Projeção da População em Barreiras.

Com o conhecimento da curva de crescimento populacional, estimou-se a geração de RSU para a cidade de Barreiras em dois períodos: (1998 a 2013) RSU aterrados e (2014 a 2040) RSU gerados futuramente, apresentados na Figura 36. A área em estudo no fim de 2013 possuirá em torno de  $1,8 \cdot 10^5$  toneladas de RSU aterradas com potencial energético para serem incinerados. Convém mencionar que essa quantidade de RSU aterrados é obtida considerando uma produção *per capita* de  $0,9 \text{ kg/hab. dia}^{-1}$  e admitindo a total degradação dos componentes putrescíveis e com maior degradabilidade (orgânicos, papel/papelão) e retirando-se ainda os materiais não incinerados ou com baixo PC como vidro, pedra/cerâmica e metal, que quando somados estão na ordem de 70% do material na cidade.

Esses dados de RSU aterrados foram utilizados no terceiro cenário, ressaltando que as considerações realizadas e adotadas apresentam uma quantificação desfavorável, podendo esse valor estimado ser superior em campo.

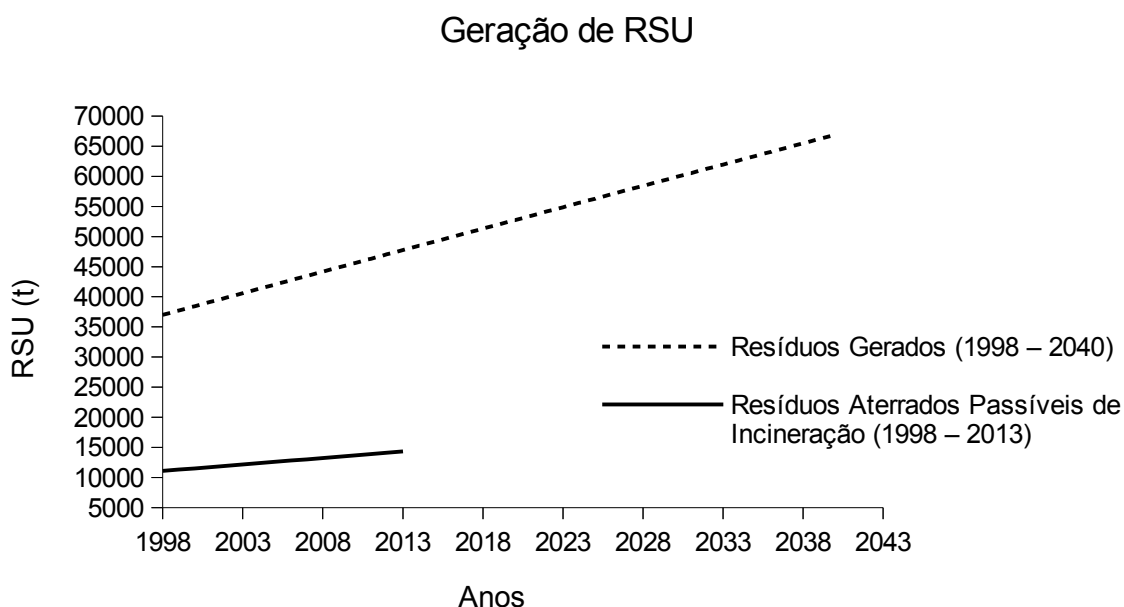


Figura 36 – Geração de RSU de Barreiras/BA

#### 4.6.1. Energia oriunda do RSU

Para estimativa da geração elétrica oriunda dos RSU na área de estudo, foram construídos 03 cenários de recuperação energética, sendo o primeiro com a implantação de AS e queima de  $\text{CH}_4$ , o segundo com a implantação de usina de incineração de RSU, tendo como matéria prima RSU gerados futuramente e o terceiro com a implantação da usina de incineração, minerando o material aterrado e aproveitando os RSU gerados futuramente (quadro 06).

No primeiro cenário, em que se propõem a implantação de um AS com captação do  $\text{CH}_4$ , utilizou-se o valor de  $L_0$  médio obtido para campo de ( $53,57 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg-RSU}$ ) e um percentual de 71,88% de  $\text{CH}_4$  na composição do biogás (vide Tabela 16). A taxa de decaimento utilizada foi de  $k = 0,185 \text{ ano}^{-1}$  obtida dos testes de BMP. A partir desses parâmetros e considerando a geração de RSU apresentados na Figura 36, realizou-se a estimativa de produção de biogás com recebimento de RSU até o ano de 2040.

A Figura 37 apresenta a taxa média de geração de  $\text{CH}_4$  para cada ano a partir da implantação do sistema de coleta de gás. Observa-se na Figura 37 que a produção de  $\text{CH}_4$  tende a ir se elevando no tempo conforme a disposição dos RSU e o acúmulo do biogás. Dessa forma, com início do funcionamento do AS no ano de 2014 estima-se uma vazão inicial no primeiro ano de  $43,86 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h}$  com perspectivas para o ano de 2040 com valor de  $338,23 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h}$ . A média no período é aproximadamente de  $219 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h}$ , atingida entre 8 e 9 anos de operação.

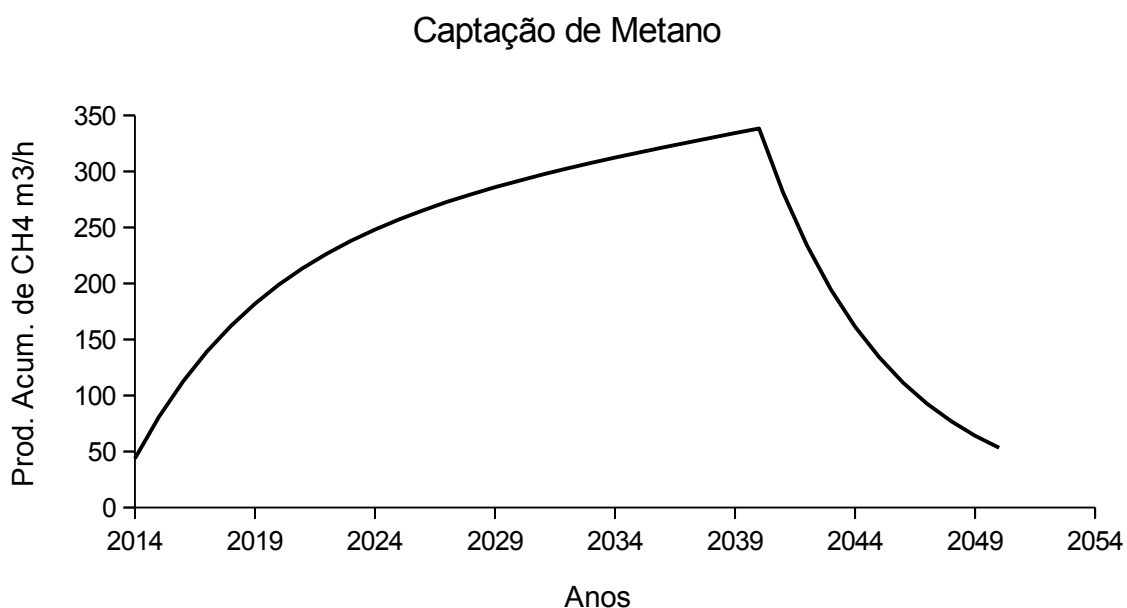


Figura 37- Captação do metano

Na transformação da energia proveniente da queima do  $\text{CH}_4$  em energia elétrica faz-se necessário a utilização de um motogerador. Conforme os dados estimados de vazão de  $\text{CH}_4$ , recomenda-se o uso de um motogerador com capacidade entre 600KW e 1MW (CENBIO, 2005). Segundo informações técnicas repassadas pelo grupo BATTRE/SOLVÍ, o ASMC de Salvador – BA que dispõem atualmente de uma quantidade de 20 motogeradores de 1MW, recebe o biogás gerado por 2500 toneladas de RSU por dia, o que produz para cada equipamento 1MW de energia elétrica a partir da queima de  $306 \text{ m}^3/\text{h}$  de  $\text{CH}_4$  (SOLVÍ, 2013).

Considerando a implantação do AS com sistema de coleta, tratamento, queima do  $\text{CH}_4$  e com a geração inicial de  $43,86 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h}$ , se faz necessário inicialmente a incineração em flare do  $\text{CH}_4$  gerado, passando a utilizar um motogerador com potencial

nominal de 800 KW a partir do 4 ano de implantação do sistema, em que se pode observar uma vazão superior a  $162,18 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{h}$ . Este supriria de forma eficiente a produção de  $\text{CH}_4$  gerado, sendo posteriormente adicionado outro equipamento ao sistema a medida do aumento da vazão de  $\text{CH}_4$ . Essa medida minimiza os gastos iniciais do AS. Na Figura 38 é apresentado a geração de energia elétrica excedente para o cenário 1.

Com essa tecnologia é possível obter uma geração de energia elétrica acumulada de 231489 MWh, atendendo no período de 2014 a 2050 uma quantidade média de 3476 residências populares com consumo em torno de 150KW por mês, consumo médio das habitações populares na cidade de Barreiras – BA (COELBA, 2013). Evidentemente, no início a quantidade de residências atendidas é menor que a média, porém esse valor é atingindo com 4 anos de funcionamento do sistema, perdurando superior por 21 anos.

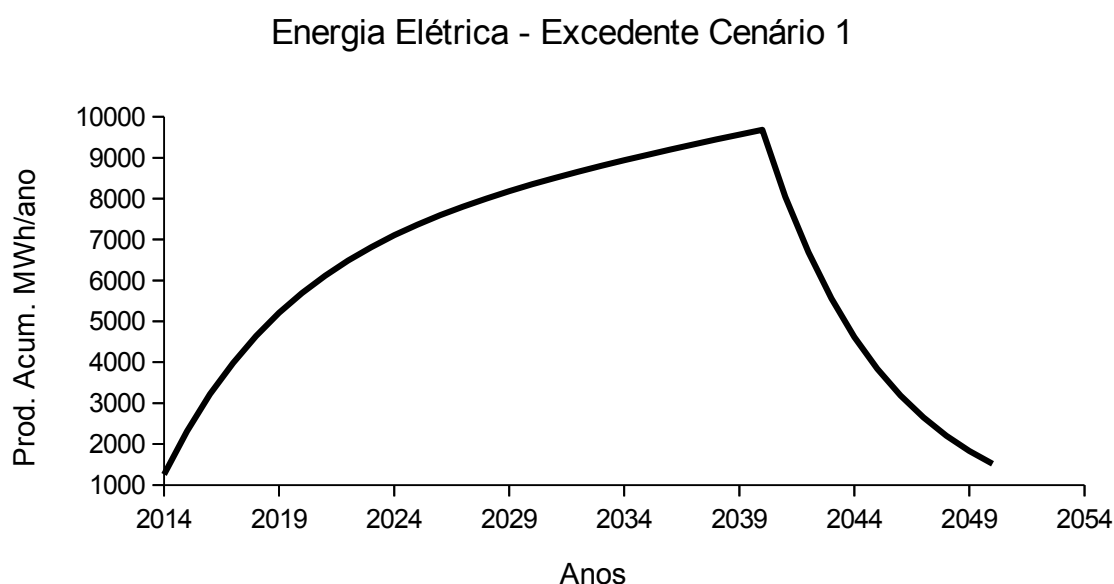


Figura 38- Energia Elétrica gerada no cenário 1.

Nos cenários 2 e 3, a quantificação energética é mensurada pelo processo de incineração dos RSU. Para os dois prognósticos, utilizou-se os valores de PC obtidos para amostras homogêneas de RN e RV em BW (vide Tabela 19). Considerou-se, um sistema de incineração com eficiência de conversão de energia térmica em elétrica de 13%. Após a transformação da energia elétrica, retirou-se um valor percentual gasto para mineração de RV, manutenção e secagem de RSU na planta de incineração, sendo este valor variando entre 52 e 78% do valor de energia gerado.

No segundo cenário, o material utilizado como combustível foram os RN produzidos do período de 2014 a 2040. Estimasse a produção acumulada de energia elétrica de 172345 MWh. Considerado a mesma demanda energética para uma residência popular, estima-se uma quantidade média de 3546 residências atendidas, um valor bem próximo ao valor encontrado no cenário 1. Na Figura 39 é apresentado os valores estimados de produção energética excedente para o cenários 2.

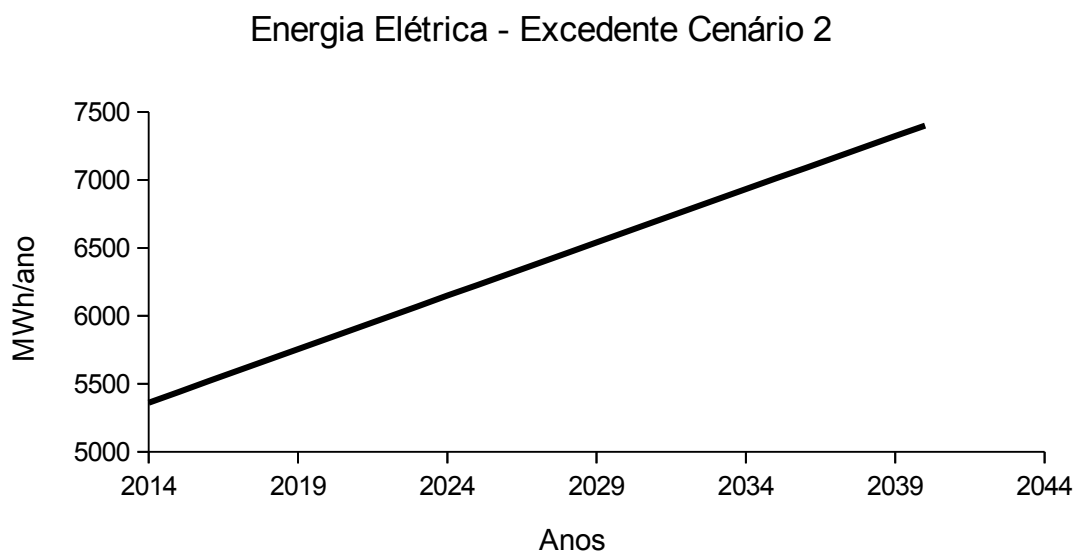


Figura 39- Energia Elétrica gerada no cenário 2.

No terceiro cenário, realiza-se uma complementação do segundo. Nessa perspectiva, são incinerados os RSU futuros somando-se ao aproveitamento energético dos RSU já aterrados no período de 1998 a 2013. Dessa forma, a quantidade de energia elétrica acumulada e de 202486 MWh, atendendo 4166 residências em média durante o período de 2014 a 2040. Evidentemente, esse valor pode sofrer oscilações dependendo do processo de mineração dos resíduos aterrados. A Figura 40 apresentada a estimativa de produção energética para os cenários 3.



### Energia Elétrica - Excedente Cenário 3

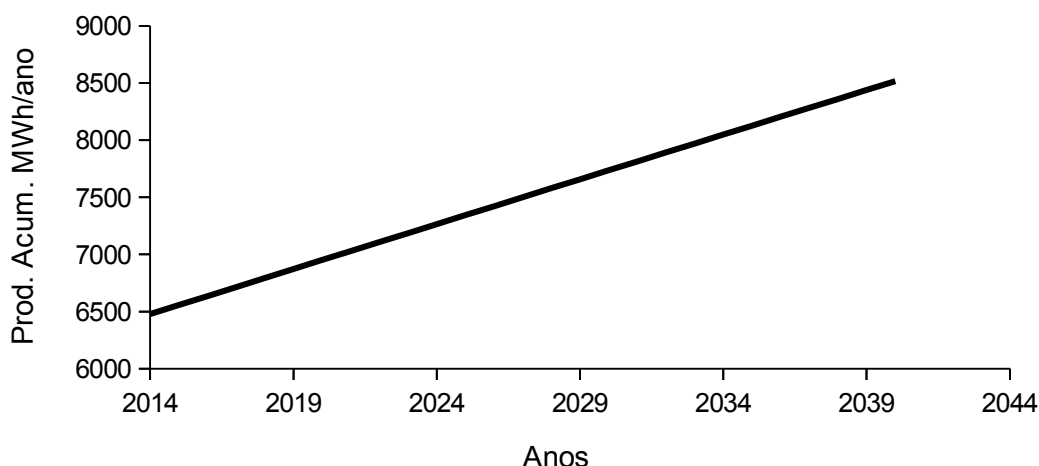


Figura 40 – Energia Elétrica gerada no cenário 3.

A partir do conhecimento dos valores de energia elétrica excedentes produzidos em cada cenário, observa-se que o cenário 1 e 3, possuem valores de energia elétrica acumulada bem próximos, (231489 e 227603 MWh) respectivamente, superior ao cenário 2 que foi de 190523 MWh. O cenário 1 apresenta a menor quantidade de residências atendidas em média (3476), em virtude da necessidade de um período para implantação do AS, associando-se a carência de uma vazão de CH<sub>4</sub> suficiente para instalação de um motogerador. Um outro ponto, é o maior período do cenário (2014 – 2050) superior em 10 anos a mais que os outros dois cenários (2014 -2040).

Observa-se que a quantidade média de residências atendidas no cenário 3 é bem superior aos outros dois. Em termos percentuais esses valores são de 19,4% e 34,7% em relação aos cenários 2 e 1, respectivamente. A diferença energética entre os cenários 2 e 3 é da ordem de 37081 MWh referente ao valor produzido pela incineração dos resíduos aterrados. Esse valor é relevante e representa em torno de 16,3% da energia do cenário 3, podendo de forma singular abastecer em torno de 763 residências em média durante 27 anos. A Figura 41 apresenta um comparativo entre os três cenários, mostrando a variação no tempo da produção de energia excedente.

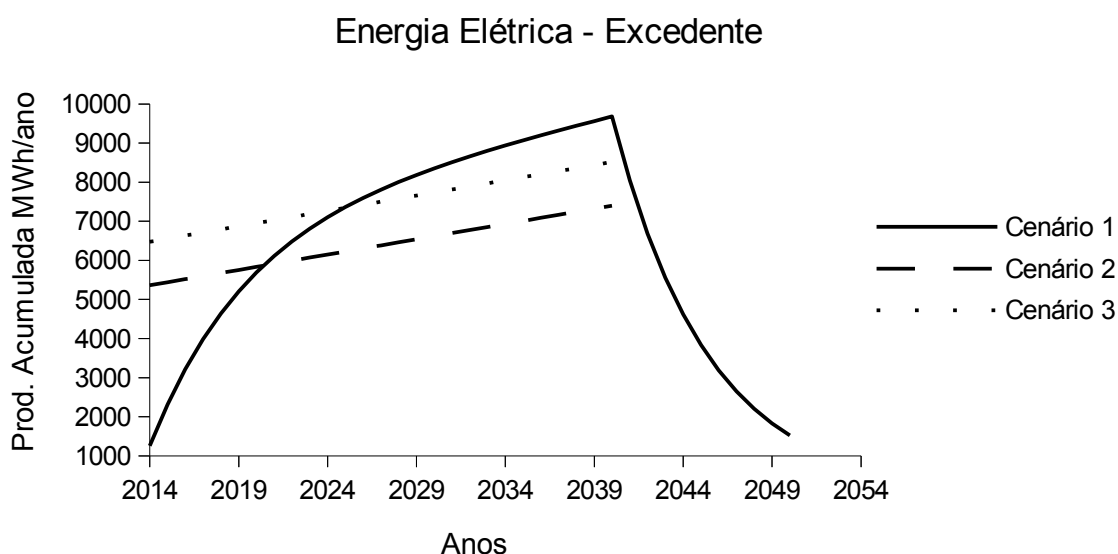


Figura 41- Resumo da Energia Elétrica gerada nos 03 cenários

Considerando a quantidade média de 4 habitantes por residência no Brasil (IBGE, 2010) e o crescimento populacional na área de estudo em 2024 a (população tende a superar 167 mil habitantes). Dessa forma, nessa época com a implantação do cenário 1 estima-se um atendimento médio superior a 15780 habitantes, representando aproximadamente 9,4% da população da cidade de Barreiras. No cenário 2 esse valor é um pouco menor, 15105 habitantes, em torno de 9,0% da população. No cenário 3, estima-se um atendimento superior a 18157 habitantes, aproximadamente 10,8% da população da cidade. Portanto, observa-se que em um período de 10 anos após a implementação de um dos cenários é possível atender próximo de 10% da população independente da tecnologia escolhida.

Na Tabela 23 é apresentada uma síntese dos três cenários de recuperação energética, em que apresentam-se os períodos, oferta de energética elétrica, os valores de energia total acumulada e média do período, o valor de energia gerada, consumida e excedente por tonelada de resíduo e a quantidade de residências atendidas em cada cenário estudado.

De acordo com os valores apresentados na tabela 23, observa-se que a incineração e a tecnologia que gera uma maior quantidade de energia elétrica por tonelada de resíduo, em torno de 0,325 MWh/t de RSU, valor próximo ao encontrado na usina da Dinamarca, que foi de 0,343 MWh/t de RSU por Pecora et al. (2012). Os valores consumidos e excedentes estão em torno de 0,170 MWh/t de RSU e 0,156 MWh/t de

RSU, respectivamente. Na planta da usina da Dinamarca esses valores são de 0,180 MWh/t de RSU e 0,163 MWh/t de RSU, bem próximos quando comparados.

O cenário 1 de AS apresenta uma geração 0,185 MWh/t de RSU, em torno de 43% inferior ao de incineração, porém bem superior ao de 0,144 MWh/t de RSU mencionados em estudos da (CENBIO, 2009). O consumo necessário para manutenção do AS é 14 vezes menor que o relacionado a uma planta de incineração. Em relação aos valores excedente de energia elétrica todos os cenários apresentaram valores relativamente próximos e com pouca variação.

Tabela 23 - Resumo da eficiência energética por Cenário

Cenário	Período	Energia Elétrica (MW)		Residência Atendidas
		Acumulada	Média/ano	
1	2014 -2050	231489	6256	3476
2	2014 – 2040	172345	6383	3546
3	2014- 2040	202486	7499	4166

Vale ressaltar que as tecnologias apresentadas possuem suas vantagens e desvantagens em relação aos fatores econômicos, ambientais e social. Assim, para que haja a definição de qual é a melhor tecnologia a ser implementada, é necessário outros estudos específicos que auxiliem na tomada de decisão, como exemplo: investimentos financeiros, retorno de capital, análise de mercado entre outros aspectos, que não fazem parte da abordagem desse trabalho. Vale salientar que na implementação do cenário 2 ou 3, é necessário investimentos econômicos elevados para aquisição de equipamentos compatíveis com a tecnologia, corpo técnico com capacitação para operação do sistema e um rigoroso controle na emissão de gases, entre outros.

Por fim, considerando o potencial energético, a recuperação ambiental na área de estudo, a diminuição do volume de resíduos gerados e a não abertura ou ampliação de novas áreas para implementação de um futuro aterro, o cenário 3 apresenta-se como uma solução interessante que vinculada a reciclagem de alguns materiais, pode ser uma ferramenta adotada para gerenciamento dos RSU. Entretanto, o cenário 1 apresentou o maior valor de produção de energia elétrica e o melhor rendimento de energia excedente por tonelada de RSU, sendo do ponto de vista energético a melhor opção para a área em estudo.

## 5. Conclusão

O desenvolvimento dessa pesquisa mostrou que, com a utilização de procedimentos experimentais adequados é possível determinar parâmetros relacionados as características do RSU que forneça subsídios reais e eficientes para uma gestão adequada desses.

A metodologia proposta, associado a construção de um digestor de material plástico (PVC), mostrou-se eficiente para a realização da pesquisa, apresentando resultados que quando mensurados, processados e comparados apresentam valores semelhantes a outras estudos, comprovando a eficácia do uso do digestor e dos métodos.

Os resultados apresentados na composição gravimétrica em BS de alguns componentes de RN, demonstram variação percentual entre os dois períodos climáticos estudados, sendo os maiores índices para os componentes fração pastosa (29%) e papel/papelão (49%), no componente plástico a variação foi (4,9%). Para os RV as variações nos componentes foram menores, com exceção do material papel/papelão nas amostras com 1 ano de aterramento, em que a diferença foi de (61%) entre os períodos. Em relação à decomposição dos materiais, componentes como fração pastosa e papel/papelão diminuíram seus percentuais após 10 anos de aterramento em torno de 80% do seu valor inicial.

A umidade média obtida para o RN foi de 107,38%, para RV esse valor foi de 76,19% e 55,57% com 1 e 10 anos de aterramento respectivamente, apontando uma diminuição na quantidade de água aderida ao material em função do tempo. Os componentes papel/papelão e fração pastosa apresentaram os maiores percentuais de umidade 211,02% e 186,12% respectivamente. Esses materiais possuem elevados percentuais na composição do RSU, que se associados com as condições de temperatura da área de estudo, favorece a degradação anaeróbia desses materiais com maior facilidade gerando biogás.

Os valores de STV encontrados nesse estudo, apresentam valores de 45,86% para RN e valor idêntico de 16,15% para RV com 1 e 10 anos de aterramento. Os teores de Lignina oscilaram entre 14,02 a 31,83% para RN e de 9,88 a 16,92% para RV, indicando que os RV encontram-se dentro da faixa de estabilização do material e quanto maior esse valor, aumenta-se o tempo de decomposição da fração pastosa.

No ensaio de BMP, procedimento proposto para o cálculo do potencial de geração de  $\text{CH}_4$  ( $L_0$ ), verificou-se resultados representativos e condizentes com outros valores encontrados na literatura. O valor de  $L_0$  médio experimental e de campo obtidos foram de  $61,10 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg\_RSU}$  e  $53,57 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{Mg\_RSU}$ , respectivamente, a velocidade de degradação foi  $k = 0,185 \text{ ano}^{-1}$  obtida nos ensaios de BMP teste, confrontando com os elevados valores de  $k = 0,58$  e  $0,55 \text{ ano}^{-1}$  obtidos pelos métodos propostos por Machado *et al.* (2009) e IPCC (2006), respectivamente. O valor de  $k = 0,185 \text{ ano}^{-1}$ , encontra-se dentro da faixa de valores apresentados na literatura, por exemplo os sugeridos pelo IPCC (2006) para países com clima tropical. Essa taxa representa baixa decomposição anaeróbia dos materiais, o que condiz com a situação da área de estudo, que trata-se de um lixão.

Os valores obtidos para PC em BS com RN apresentou valor de  $4279,5 \text{ Kcal/kg}$ . Para os resíduos aterrados com 1 e 10 anos esses valores foram de  $4604,5$  e  $5164 \text{ Kcal/kg}$ , respectivamente. Os valores de PC para RV são relevantes visto que não foram encontrados estudos no Brasil que fizessem o levantamento de dados para esses materiais, tornando essa pesquisa fonte primária de dados e base para comparações de trabalhos futuros.

Na análise da estimativa energética, os valores produzidos de energia elétrica no cenário 1, (AS), apresentou os melhores resultados, com produção acumulada de energia de  $231489 \text{ MW}$ . Para a tecnologia de incineração, a produção energética foi de  $190523$  e  $227603 \text{ MW}$ , respectivamente para os cenários 2 e 3. Com a implantação da recuperação energética, é possível suprir em média 10% da população da área de estudo, independente da tecnologia utilizada. Vale ressaltar que para escolha de uma dessas é necessário a análise de outros fatores relevantes, principalmente de investimentos financeiros e equipe técnica capacitada para operacionalizar

Em termos ambientais, a recuperação da energia, vem mitigar a emissão de gases, principalmente do  $\text{CH}_4$ , visto que esse constitui entre 50 e 70% do biogás na decomposição do RSU com potencial de aquecimento global cerca de 21 vezes superior ao  $\text{CO}_2$ . Além disso, com o aproveitamento dessa energia alternativa, é possível diminuir o uso de tecnologias que tem como base combustíveis fósseis, possibilitando ganho energético e consequentemente reduzindo o impacto ambiental gerado pela disposição inadequada dos RSU.

Finalmente, concluiu-se com a pesquisa realizada que os RSU são uma fonte de energia alternativa com enorme potencial para ser implementado em regiões com características semelhantes a da área estudada. Entretanto, é imprescindível o desenvolvimento de estudos para aperfeiçoamento da extração da forma mais eficiente dessa energia, possibilitando suprir a crescente demanda energética em que o país encontra-se. Vale salientar que é essencial uma visão diferenciada e ações por parte do poder público que fomente medidas visando viabilizar o aproveitamento dessa fonte energética pouco explorada no Brasil.

### **5.1 – Sugestões para trabalhos futuros**

- Realizar a análise de parâmetros que englobem a viabilidade técnica e econômica para as tecnologia estudadas;
- Estudo de planta de usina de incineração de RSU em condições climáticas do Brasil, visando quantificar todo ciclo energético do processo;

## Referências

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição dos resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. 364f, Tese de doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil/UFPE, Recife, 2007.

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

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS, ASTM. 1987. **Standard Test Method for Heat of Combustion of Liquid Hydrocarbon Fuels by Bomb Calorimeter** – ASTM D240/87.

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

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

ANDRADE AC. **Sistemas de avaliação de prioridades para recuperação de áreas contaminadas por resíduos perigosos**. São Paulo (SP); 1996. [Dissertação de Mestrado – Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da USP].

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2012.

\_\_\_\_\_. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT, NBR 10004. **Resíduos Sólidos – Classificação**, Rio de Janeiro, 2004.

\_\_\_\_\_. NBR 10005: **Procedimentos para obtenção de extrato de lixiviado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

\_\_\_\_\_. NBR 10006: **Procedimentos para obtenção de extrato de solubilizado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

\_\_\_\_\_. NBR 10007: **Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.

\_\_\_\_\_. NBR 13896: **Aterro de Resíduos Não Perigosos – Critérios para Projeto, Implantação e Operação**, Rio de Janeiro, 1997.

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

BAI, R; M. SUTANTO, ***The practice and challenges of solid waste management in Singapore***. Waste Manage, 2002, p. 557-567.

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

BARLAZ, M.A.; HAM, R.K.; SCHAEFER, D.M. ***Mass-balance analysis of anaerobically decomposed refuse***, Journal of Environmental Engineering, ASCE, v.115, n.6, p.1088-1102, 1989.

BARREIRAS. ***Origem de Barreiras***, 2010 disponível em: <<http://www.historiadebarreiras.com>>, acesso em: 03 de jul. 2013.

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

BRASIL. Lei nº 12.305/2010. ***Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos***. Diário Oficial da União, Brasília, 3 ago. 2010.

\_\_\_\_Resolução nº 005/93 CONAMA. ***Diretrizes para os Resíduos Sólidos oriundos de serviços de saúde***. Diário Oficial da União, Brasília, 31 ago. 1993.

BAYARD, R.; GACHET, C.; ARCHOUR, F.; BRAUER, C.; GOURDON, R. ***Organic matter stabilization of sorted MSW under leachate recirculation***. Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy, 2005.

BOSMANS A.; Vanderreydt I.; Geysen D.; Helsen L. ***The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review***. Journal of Cleaner Production, article in press, may, 2012.

BOSCOV, M.E.G. ***Geotecnia Ambiental***, São Paulo: Oficina de textos, 2008.

BRIDGWATER, A.V. ***Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass*** Chemical Engineering Journal , v. 91, 2003, p. 87–102

CALDAS, A. S. ***Geração de Metano devido à digestão anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos – Estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, Salvador-BA***. 154f. , Dissertação (Mestrado), Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

CARVALHO, J.L.V., ***Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares e comerciais do centro da cidade de Barreiras – Bahia***, 39 f., TCC, Universidade Federal da Bahia, Instituto de Ciências Ambientais e Desenvolvimento Sustentável, 2011.

CATAPRETA, C. A. A. ***Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação***. Tese de Doutorado Universidade Federal de Minas Gerais, 2008, p. 337



CENTRO CLIMA, *Small Scale Unfccc CDM PDD - GS WWF – Usina verde*, Centro Clima, Rio de Janeiro – Brazil – June, 2005

CENTRO NACIONAL DE REFERÊNCIA EM BIOMASSA – CENBIO, *Projeto Instalação e Testes de uma Unidade de Demonstração de Geração de Energia Elétrica a partir de Biogás de Tratamento de Esgoto*. Relatório Técnico Final. São Paulo, 2005.

\_\_\_\_\_, *Relatório final do projeto de aproveitamento de biogás proveniente do tratamento de RSU para geração de energia elétrica e iluminação a gás, São Paulo, 2009*.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. *Inventário Nacional de Emissões de Metano pelo Manejo de resíduos*. vol. 1. /Relatório Final, 1998.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM – CEMPRE. *Cresce o número de cidades do Brasil que realizam a coleta seletiva no ano de 2012*, disponível em: <[http://www.cempre.org.br/imprensa\\_detalhe.php?id=MzQ=](http://www.cempre.org.br/imprensa_detalhe.php?id=MzQ=)> Acessado em 23 de agosto de 2013.

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

COELBA, *Relatório de consumo grupo B1 para a cidade de Barreiras*, jul, 2013.

COOPS, O.; LUNING, L.; OONK, H.; WEENK, A. *Validation of landfill gas models*, In: Proceedings Sardinia 1995. The Fifth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, p.635-646. 1995.

D'ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A.; coord. (2000). *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*. 2.ed. São Paulo.

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

DIN CEN/TS 15.400, *Solid recovered fuels – “Methods for the determination of calorific value”*; German version, 2006.

DIJKGRAAF E; HERMAN R.J.V.; *Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods*, Ecological Economics v. 50, 2004, p. 233–247, 2004.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N.; LECKIE, J.O. *Environmental impacts of solid waste landfilling*, Journal of Environmental Management, ASCE, 50, pp.1-25. 1997.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA "APPENDIX K WASTE INCINERATION" ***Renewables in Power Generation: Towards a Better Environment***. 1997.

EUROSTAT- European Statistics – ***Manual on waste statistics – A handbook for data collection on waste generation and treatment, edition 2013***, disponível em: <<http://epp.eurostat.ec.europa.eu/>> acessado em 06 jul. 2013.

FIGUEIREDO, F.F. ***A Contribuição da Reciclagem de Latas de Alumínio para o Meio Ambiente Brasileiro***. Revistes Catalanes amb Accés Obert (RACO). Disponível em <<http://www.raco.cat/index.php/Aracne/article/view/143143>>, 2009.

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

GACHET, C. ***Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au centre de stockage de déchets ultimes du SYDOM sous l'effect de la recirculation des lixiviats***. PhD Dissertation. LAEPSI Laboratory, L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. p. 271. 2005.

GACHET, C.; BAYARD, R.; SINGH, M.; GOURDON, R. ***Effects of water content and leachate recirculation on anaerobic biodegradation of landfilled waste***, In: Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Itália, 2003. CD.

GANDOLLA, M.; ACAIA, C.; FISCHER, C. ***Formazione, captazione e sfruttamento di biogas in discariche***, Seminario di Aggiornamento, Collana Ambiente, Vol.18, C.I.P.A., Milão, Itália. 1997.

GUNASEELAN, V.N. ***Biochemical methane potential of fruits and vegetables solid waste feedstocks***. Fuel and Energy Abstracts, v. 36, n. 5, p. 403-403. 2004.

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

HARRIES C.R.; CROSS C.J.; SMITH R. ***Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples***. In: Proceedings Sardinia, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy. Cagliari: CISA. v.1, p. 579-588, 2001a.

HARRIES C.R.; CROSS C.J.; SMITH R. ***Application of biochemical methane potential (BMP) testing to the study of MSW decomposition in a municipal solid waste lysimeter***. In : Proceedings Sardinia, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy. Cagliari: CISA. v. 1, p. 589-598, 2001b.

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

HEERENKLAGE, J.; STEGMANN, R. **Analytical methods for the determination of the biological stability of waste samples**. In.: Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy. Cagliari: CISA. v. 1, p. 389-408, 2005.

HENRIQUES, R. M., **Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: uma abordagem tecnológica**. 223 f., Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2004.

HUDGINS M.; LAW J.; PETERSON E. **Water Requirement Estimates for an Aerobic Bioreactor Landfill in China**, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3-7 October, 2011

IGLESIAS-JIMENEZ, E.; V. PEREZ-GARCIA. **Determination or maturity indices for city refuse composts**. Agr. Ecosyst. Environ., v. 38, p. 331-343, 1992.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL – IBAM, **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA – IBGE **Estimativa da População**, 2013. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>> acesso em 15 de julho de 2013.

\_\_\_\_\_. 2010. **Censo Demográfico**, 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. acesso em 30 de maio de 2013.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO – IPT. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. São Paulo, 1995.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO /COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM – IPT/CEMPRE, 2000. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**. 2a ed. São Paulo.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET **Chuvas acumuladas em 24h por município**, Disponível em <[http://www.inmet.gov.br/sim/gera\\_graficos.php](http://www.inmet.gov.br/sim/gera_graficos.php)> acesso em 28 de maio de 2013.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY – IEA **Tracking Clean Energy Progress 2013**, disponível em <http://www.iea.org/publications/freepublications/#d.en.11747> acesso em 05 jul. 2013.

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

JUCÁ, J.F.T.; MARIANO, M.O.H.; ALVES, M.C.M.; MACIEL, F.J.; BRITO, A. **Disponibilidade do Biogás em uma Célula do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005.

KAPAZ, E. "Política Nacional de Resíduos – Relatório Preliminar.", 2001.

KAARTINEN T.; SORMUNEN K.; RINTALA J. **Case Study on sampling processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining**, Journal of Cleaner Production, article in press, p. 11, 2013.

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

KISER, J. V. L. **Recycling and Waste-to-Energy: The ongoing compatibility success story**. Integrated Waste Services Association (IWSA), 2003. Disponível em: [http://www.wte.org/userfiles/file/2003\\_recycling\\_compatibility.pdf](http://www.wte.org/userfiles/file/2003_recycling_compatibility.pdf). Acessado em: 09/07/2012.

LAMBORN, J. M.; FRECKER, G. B. **A review of landfill decomposition modeling**, In: Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Itália, 2003. CD

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

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

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

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

MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; NASCIMENTO, J. C. F.; CALDAS, A. S. **Estudo da Geração de Metano produzido no Aterro Sanitário Metropolitano Centro**. Relatório Interno, 30 f, 2012.

MACHADO, S. L.; KARIMPOUR-FARD, M. ***A Study on the Effects of MSW Fiber Content and Solid Particles Compressibility on its Shear Strength Using a Triaxial Apparatus***, Soils and Rocks, São Paulo, 34(2): 115-127, May-August, 2011

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

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

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

MASSUKADO, L. M., ***Sistema de apoio à decisão: avaliação de cenários de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos domiciliares***. Dissertação de M.Sc., UFSCar, São Carlos, SP, Brasil, 2004.

MEHTA, R.; BARLAZ, M.; YAZDANI, R.; AUGENSTEIN, D.; BRYARS, M.; SINDERSON, L. ***Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation***, Journal of Environmental Engineering, ASCE, v.128, n.3, 2002

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA – MME, ***Resenha Energética Brasileira Exercício 2012***. [http://www.mme.gov.br/mme/menu/todas\\_publicacoes.html](http://www.mme.gov.br/mme/menu/todas_publicacoes.html) acessado em 22 jul. 2013.

\_\_\_ ***Balanco Energético Nacional 2008. (EPE). Relatório 2008***. Disponível em: <[http://www.mme.gov.br/mme/menu/todas\\_publicacoes.html](http://www.mme.gov.br/mme/menu/todas_publicacoes.html)>. Acesso em: 01 set. 2012.

\_\_\_ ***Boletim de Monitoramento do Sistema Elétrico 09/2013***. Disponível em: <[www.epe.gov.br/PressReleases/20080508\\_1.pdf](http://www.epe.gov.br/PressReleases/20080508_1.pdf)>. Acesso em: 05 set. 2013.

NEVES, L.; RIBEIRO, R.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M.M. (2006). ***Enhancement of Methane Production from Barley Waste***. Biomass and Bioenergy, v. 30, n. 6, p. 599- 603.

NEVES, L.; GONÇALO, E.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M.M. (2008). ***Influence of composition on the biomethanation potential of restaurant waste at mesophilic temperatures***. Waste Management, v. 28, n. 6, p. 965-972

OGOR, Y.; GUERBOIS, M. ***Comparison of landfill methane emission models: a case study***, In: Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Itália, 2005.

OLIVEIRA, L. B. **Potencial de aproveitamento energético de lixo e de biodiesel de insumos residuais no Brasil**. Tese de doutorado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2004.

OLIVIER, F.; GOURC, J.P.; ARCHOUR, F.; MORAIS, J.; BAYARD, R. **Evolution of bio-physical and mechanical characteristics of msw after 2 years incubation in a laboratory scale bioreactor**. Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy. Cagliari: CISA., 2005.

PAES, R.F.C. **Caracterização do chorume produzido no Aterro da Muribeca –PE**. Dissertação de Mestrado – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande – PB. p.150, 2003.

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

PEROCA V.; GRISOLI R.; CORTEZ C.L.; MORENO M.; ABRAUNE A.; LIMA A.; COELHO S.; NOGUEIRA A.R.; FERNANDES L.E.D.; SILVA G.A.; SCHOTT B. S. **Comparação do desempenho ambiental de alternativas para a destinação de resíduos sólidos urbanos com aproveitamento energético**. III Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida de Produtos e Serviços, Maringá – PR, 2012.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. **Critical review and summary of leachate and gasproduction from landfills**. Cincinnati: US Environmental Protection Agency, 1985. EPA/600/2-86/07.

PORTEOUS, A. **Energy from waste incineration – a state of the art emissions review with an emphasis on public acceptability**. Applied Energy v. 70, p.157–167, 2001.

\_\_\_ **Why energy from waste incineration is an essential component of environmentally responsible waste management**. Waste Management 25, p. 451-459, 2005.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BARREIRAS – PMB, **Relatório de coleta de RSU na cidade de Barreiras**, 2012.

QUAGHEBEUR M.; LAENEN B.; GEYSEN D.; NIELSEN P.; PONTIKES Y.; VAN GERVEN T.; SPOOREN J. **Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential**, Journal of Cleaner Production, p,1-12, 2012.

RAPOZO, F.; BANKS, C.J.; SIEGERT, I.; HEAVEN, S.; BORJA, R. **Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests**. Process Biochemistry, v. 41, n. 6, p.1444-1450, 2006.

SCHARFF, H.; JACOBS, J.; OONK, H.; HENSEN, A. **Methods to ascertain methane emissions of landfills**, 2006, disponível em<<http://pubget.com/author/heijo-scharff>>, acessado em 27 jul. 2013.

SHARHOLY M.; AHMAD K.; MAHMOOD G.; TRIVEDI R.C. ***Municipal solid waste management in Indian cities – A review*** Waste Management, Volume 28, Issue 2, p. 459-467, 2008.

SILVA, W.R. ***Estudo cinético do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos vegetais***, Tese de Doutorado- UFPB/CCEN, João Pessoa, 2009.

SIMÕES, G. F.; CATAPRETA, C. A. A.; GALVÃO, BRITO T. C.; BATISTA, H. P. ***Monitoramento Geotécnico de Aterros Sanitários – A experiência da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 em Belo Horizonte – MG***. In: V REGIO – Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Anais. Rio Grande do Sul: REGIO, 2003.

SOARES, E. L. S. F. ***Estudo da Caracterização Gravimétrica e Poder Calorífico dos Resíduos Sólidos Urbanos***, Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2011.

SOLVÍ. Bahia Transferência e Tratamento de Resíduos S.A - BATTRE. ***Relatório de Geração de Energia Termo Verde Julho de 2013***, Salvador, 2013.

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

STEHLÍK, P. ***Contribution to advances in waste-to-energy technologies***. Journal of Cleaner Production 17 (10), 2009.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. ***Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues***. Irwin MacGraw-Hill. 978p., 1993.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA, ***A Guide for Methane Mitigation Projects***. U. S., 1996.

\_\_\_\_\_. ***Landfill Air Emissions Estimation Model (Version 2.01)***. U. S., 1998.

\_\_\_\_\_. ***First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills***. U. S., 2005.

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

VAZOLLER, R.F.; GOMES, L.P.; BALDOCHI, V.M.Z; VILLAS-BÔAS, D.M.F.; BADRA, R.J.; POVINELLI, J. ***Biodegradability potential of two experimental landfills in Brazil***. Brazilian Journal of Microbiology, v. 32, n. 2, p. 87-92, 2001.

VERMA S. **Anaerobic Digestion Of Biodegradable Organics In Municipal Solid Wastes**. Master Thesis. Department of Earth & Environmental Engineering (Henry Krumb School of Mines), Columbia University, USA, 2002.

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

WANG X.; Nagpure A. S.; Decarolis J. F.; Barlaz A. M. **Using observed data to improve estimated methane collection from select U.S. Landfills** Environmental Science and Technology. p. 3251-3257. 2013

WANG H.; Nie Y. : **Remedial Strategies for Municipal Solid Waste Management in China**, Journal of the Air & Waste Management Association, 51:2, p. 264-272, 2001.

YESILLER, N.; HANSON, J.; LIU, W-L. **Heat Generation in Municipal Solid Waste Landfills**, Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 131, No. 11, November 1, ASCE. 2005.