



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA QUÍMICA/FEQ

**POTENCIAL BIOQUÍMICO DA PRODUÇÃO DE METANO DA FRAÇÃO
BIODEGRADÁVEL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE CAMPINAS-SP**

LÍVIA CALDAS ALENCAR

CAMPINAS
2017

LÍVIA CALDAS ALENCAR

**POTENCIAL BIOQUÍMICO DA PRODUÇÃO DE METANO DA FRAÇÃO
BIODEGRADÁVEL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE CAMPINAS-SP**

*Dissertação apresentada à
Faculdade de Engenharia Química
da Universidade Estadual de
Campinas como parte dos
requisitos exigidos para a obtenção
do título de Mestra em Engenharia
Química*

Orientador: Prof^a. Dr^a. Telma Teixeira Franco
Co-orientador: Dr^a. Bruna de Souza Moraes

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À
VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO
DEFENDIDA PELA ALUNA LÍVIA CALDAS
ALENCAR E ORIENTADA PELA PROF^A.
DR^A. TELMA TEIXEIRA FRANCO.



CAMPINAS
2017

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Luciana Pietrosanto Milla - CRB 8/8129

AL25p Alencar, Livia Caldas, 1989-
Potencial bioquímico da produção de metano da fração biodegradável dos resíduos sólidos urbanos de Campinas-SP / Livia Caldas Alencar. – Campinas, SP : [s.n.], 2017.

Orientador: Telma Teixeira Franco.
Coorientador: Bruna de Souza Moraes.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química.

1. Digestão anaeróbia. 2. Metano. 3. Resíduos sólidos. I. Franco, Telma Teixeira, 1957-. II. Moraes, Bruna de Souza, 1983-. III. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Química. IV. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Biochemical methane potential of biodegradable fraction of municipal solid waste from Campinas-SP

Palavras-chave em inglês:

Anaerobic digestion

Methane

Solid waste

Área de concentração: Engenharia Química

Titulação: Mestra em Engenharia Química

Banca examinadora:

Telma Teixeira Franco [Orientador]

Tânia Forster Carneiro

Renata Piacentini Rodriguez

Data de defesa: 22-02-2017

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Química

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a meus amados pais, irmão e noivo por todo suporte e apoio para a realização deste projeto.

AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos e gratidão a aqueles que fizeram deste sonho uma realidade:

A Deus por toda a força e suporte fornecidos, pois sem Ele nada seria possível.

À minha base de tudo como ser humano: Lúcio, Verônica e Luiz Alberto os quais me apoiam para a realização dos meus sonhos.

Ao meu amado noivo por toda paciência, compreensão e ajuda ao longo dessa jornada.

Às minhas queridas amigas da UFRJ que mesmo de longe torceram por mim.

Aos amigos formados ao longo deste mestrado na UNICAMP, em especial à Thayná pela parceria que formamos para a vida.

À professora Telma por ter apoiado e confiado neste projeto.

À Bruna Moraes pela assistência e conselhos para a realização deste trabalho.

À usina São Martinho por ter doado o Inóculo.

À CAPES pelo apoio financeiro.

*“Suba o primeiro degrau com fé.
Não é necessário que você veja toda a escada.
Apenas dê o primeiro passo.”*

Martin Luther King

RESUMO

A quantidade de resíduos sólidos urbanos (RSU) produzidos no Brasil vem aumentando ao longo do tempo e uma das formas de tratamento discutida é a produção de biometano a partir deste substrato. O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial bioquímico de metano da fração orgânica RSU da cidade de Campinas-SP por meio de duas metodologias: a teórica descrita pelo método de Tchobanoglous *et al.* (1993) e a experimental pela VDI 4630. Os resultados apontaram que 67,7% dos RSU da cidade são resíduos orgânicos e desses, a fração com maior relação de sólidos voláteis por sólidos totais foi a alimentar (96,1%). Esta fração teve a máxima produção teórica de metano (507 mL CH₄/gSV). Entretanto, o maior valor experimental e de biodegradabilidade alcançados foi da fração orgânica dos RSU, 410,7 N mL CH₄/gSV e 86,6%, respectivamente. Esse estudo mostrou que Campinas tem potencial para a produção de metano a partir de seus resíduos. Além disso, a mistura de todas as frações estudadas foi mais vantajosa do que a sua análise individual, visto que foi o que teve o melhor desempenho na produção de metano.

PALAVRAS-CHAVES: Digestão anaeróbia; Potencial Bioquímico de Metano; Resíduo Sólido Urbano.

ABSTRACT

The amount of Municipal Solid Waste (MSW) produced in Brazil has been increasing over time and one alternative treatment discussed is the production of biomethane from this substrate. The aim of this work was to evaluate the biochemical methane potential of the organic fraction of MSW (food, garden and paper waste) in Campinas city using two methodologies: the theoretical, by Tchobanoglous *et al.* (1993) and the experimental, by VDI 4630. The results showed that 67.7% of the MSW in the city are organic residues. Of these, the fraction with the highest ratio of volatile solids to total solids was food waste (96.1%) and also the highest theoretical methane potential achieved (507 mL CH₄ / gVS). However, the greatest experimental value and biodegradability reached was the organic fraction of MSW, 410.7 N mL CH₄ / gVS and 86.6%, respectively. This study showed that Campinas has potential for the production of methane from its waste. In addition, the mixture of all fractions studied was more advantageous than its individual analysis, since it was the one that had the best performance in methane production.

KEYWORD: Anaerobic Digestion; Biochemical Methane Potential; Municipal Solid Waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Crescimento do volume dos RSU no Brasil.	21
Figura 2 - Proposta de rotas tecnológicas para municípios de grande porte.	22
Figura 3 - Composição gravimétrica média dos RSU no Brasil.....	24
Figura 4 - Evolução da coleta dos resíduos sólidos em regiões distintas do Brasil...25	
Figura 5 - Evolução da coleta dos RSU nas zonas rural e urbana do Brasil.	25
Figura 6 - Ordem de classificação do manuseio dos RSU.	26
Figura 7 - Taxa de reciclagem dos RSU em 32 países da Europa.....	28
Figura 8 - Evolução de reciclagem de papel no Brasil.	29
Figura 9 - Fluxograma das etapas do processo de digestão anaeróbia.....	34
Figura 10 - Atividade das Arqueias metanogênicas em diferentes faixas de temperaturas.....	36
Figura 11 - Fases de formação de gases no aterro sanitário.	42
Figura 12 - Classificação dos modelos matemáticos.	43
Figura 13 - Metodologia para a composição gravimétrica da unidade de Campinas- SP, Brasil.	46
Figura 14 - Esquematização da metodologia para a estimativa teórica de produção de gás.	47
Figura 15 - Composição gravimétrica simulada da fração alimentar.....	51
Figura 16 - Coleta do inóculo anaeróbio na usina São Martinho unidade Iracemópolis.	53
Figura 17 - Aparatos usados para a análise do teor de sólidos.....	54
Figura 18 - pHmetro digital Tec-3MP, TECNAL.	56
Figura 19 - Experimento em batelada na incubadora.....	59
Figura 20 - Medição de volume do biogás por deslocamento de coluna d'água.	59
Figura 21 - Cromatógrafo a gás modelo CG 2014 Shimadzu®.....	60
Figura 22 - Curva calibrada para CH ₄	61
Figura 23 - Curva calibrada para CO ₂	62
Figura 24 - Composição gravimétrica do RSD de Campinas.	64
Figura 25 - Composição gravimétrica de RSV de Campinas.	65
Figura 26 - Composição gravimétrica dos RSU de Campinas.	67
Figura 27 - Composição gravimétrica normalizada da FORSU.....	70

Figura 28 - Amostras simuladas das frações: Alimentar (a), Jardim (b), Papel e Papelão (c) e FORSU (d).	71
Figura 29 - Volume de metano acumulado do inóculo no primeiro e segundo ensaio ao longo dos dias.	75
Figura 30 - Volume de metano acumulado para o inóculo e a celulose microcristalina e o inóculo ao longo dos dias.	76
Figura 31 - Volume de metano acumulado para o inóculo e a mistura da fração de papel e papelão e o inóculo ao longo dos dias.	77
Figura 32 - Volume de metano acumulado para o inóculo e a mistura da fração de jardim e o inóculo ao longo dos dias.	78
Figura 33 - Volume de metano acumulado para o inóculo e a mistura da fração alimentar e o inóculo ao longo dos dias.	79
Figura 34 - Volume de metano acumulado para o inóculo e a mistura da FORSU com inóculo ao longo dos dias.	80
Figura 35 - Ajustes pelo modelo de Gompertz modificado: a) Mistura de inóculo e Celulose microcristalina; b) Mistura de inóculo e fração de papel e papelão; c) Mistura de inóculo e fração de jardim; d) Mistura de inóculo e fração alimentar; e) Mistura de inóculo e FORSU; f) Apenas inóculo.	83
Figura 36 - Biodegradabilidade dos substratos.	87
Figura 37 - Configurações típicas do acúmulo de biogás.	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação dos Resíduos Sólidos.....	20
Tabela 2 - Caracterização física dos RSU.....	23
Tabela 3 - Tratamentos para RSU.	26
Tabela 4 - Alguns produtos formados pelas enzimas da etapa da hidrólise.	32
Tabela 5 - Faixa de temperatura do processo de Digestão Anaeróbia.	35
Tabela 6 - Propriedades específicas do biogás.....	37
Tabela 7 - Resultados do teste de potencial bioquímico de metano por diferentes trabalhos.	39
Tabela 8 - Tempo estimado da formação gasosa no aterro por fases.	42
Tabela 9 - Valores tabelados do potencial de geração de metano (L ₀) para diferentes categorias de resíduos.	44
Tabela 10 - Classificação quanto a biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos.	45
Tabela 11 - Teor de umidade na fração orgânica.....	48
Tabela 12 - Composição química elementar da fração orgânica.	48
Tabela 13 - Composição da amostra simulada da fração alimentar.....	51
Tabela 14 - Massa de substratos adicionada nos reatores em termos de sólidos voláteis.....	58
Tabela 15 - Método usado no cromatógrafo	61
Tabela 16 - Quantidade de RSD por ano em Campinas.	66
Tabela 17 - Quantidade de RSU por ano em Campinas.	66
Tabela 18 - Resultados das características dos substratos pelo modelo TCHOBANOGLIOUS et al. (1993).	68
Tabela 19 - Resultado do Potencial Bioquímico Teórico de Metano dos substratos.	69
Tabela 20 - Peso de cada fração para a elaboração da amostra da FORSU.	70
Tabela 21 - Caracterização dos substratos e do inóculo.....	71
Tabela 22 - Resultado do PBM para as amostras simuladas e o inóculo.	73
Tabela 23 - Resultado dos parâmetros do ajuste pelo modelo de Gompertz modificado.	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Abreviaturas

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- BMP - *Biochemical Methane Potencial*
- BNDES - Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
- BRACELPA - Associação Brasileira de Papel e Celulose
- CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CNTP – Condições Normais de Temperatura e Pressão
- DA - Digestão Anaeróbia
- DLU - Departamento de Limpeza Urbana de Campinas
- EEA - *European Environment Agency*
- EPA's - Agências de Proteção Ambiental
- FO – Fração Orgânica
- FORSU – Fração Orgânica dos RSU
- IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
- IRMP - Índice de Reciclagem Mecânica
- PBM - Potencial Bioquímico de Metano
- PET - Polietileno Tereftalato
- PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos
- PTBM – Potencial Teórico Bioquímico de Metano
- RSD - Resíduos Sólidos Domiciliar
- RSU - Resíduos Sólidos Urbanos
- RSV - Resíduos Sólidos de Varrição
- SF - Sólidos Fixos
- SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
- ST - Sólidos Totais
- SV - Sólidos Voláteis
- VDI 4630 - *Verein Deucher Ingenieure 4630*
- Kg/hab/dia - Quilograma por habitante por dia
- m³/ano - Metro cúbico por ano

Componentes químicos

CO₂ - Gás Carbônico

O₂ - Oxigênio

NO_x - Óxidos de nitrogênio

SO_x - Óxidos de enxofre

CH₄ - Metano

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVO GERAL	18
2.1 Objetivos Específicos	18
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1 Resíduo Sólido	19
3.1.1 Resíduos Sólidos Urbanos	20
3.1.2 Composição gravimétrica dos RSU	23
3.2 Coleta tradicional	24
3.3 Rotas Tecnológicas e disposição final dos RSU	25
3.3.1 Reciclagem	27
3.3.2 Compostagem	29
3.3.3 Incineração	30
3.3.4 Digestão Anaeróbia (DA)	30
3.3.4.1 Fases da digestão anaeróbia	31
3.3.4.2 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia	34
3.3.4.3 Produção de gases	36
3.3.4.4 Potencial Bioquímico Teórico de Metano (PBTM)	37
3.3.4.5 Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	38
3.3.5 Aterragem	39
3.3.5.1 Disposição final dos resíduos	39
3.3.5.2 Geração dos gases no aterro sanitário	40
3.4 Metodologias para cálculo estimado do metano	42
3.4.1 Modelos de primeira ordem	43
3.4.2 Modelos multifásicos	44
4. MATERIAIS E MÉTODOS	46
4.1 Metodologia da estimativa da composição gravimétrica dos RSU	46
4.2 Análise do biogás	47
4.3 Estimativa de biogás pelo modelo	47
4.4 Preparo das amostras e pré-tratamento	50
4.4.1 Celulose microcristalina	50
4.4.2 Fração alimentar simulada	51
4.4.3 Fração de papel e papelão	52
4.4.4 Fração de jardim	52
4.4.5 FORSU	52
4.4.6 Inóculo	52
4.5 Técnicas Analíticas	53
4.5.1 Determinação do teor de sólidos	54
4.5.1.1 Sólidos Totais	54
4.5.1.2 Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis	55
4.5.2 Avaliação do pH	56
4.5.3 Teste do Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	56
4.5.3.1 Mistura do inóculo e substratos	57
4.5.4 Cromatografia Gasosa (CG)	60

4.6 Modelagem cinética	62
4.7 Biodegradabilidade Anaeróbia.....	63
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
5.1 Determinação da Composição gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliar (RSD) e Resíduos Sólidos de Varrição (RSV) de Campinas	64
5.1.1 Quantidade dos RSD e RSV	65
5.2 Composição gravimétrica de RSU de Campinas-SP.....	67
5.3 Estimativa teórica de metano pelo modelo de TCHOBANOGLIOUS <i>et al.</i> (1993)	68
5.4 Potencial Bioquímico Teórico de Metano (PBTM).....	69
5.5 Composição e Caracterização das amostras simuladas e do inóculo	70
5.6 Avaliação do teste de Potencial Bioquímico de Metano.....	73
5.6.1 Avaliação do Inóculo	73
5.6.2 Avaliação da Celulose microcristalina.....	75
5.6.3 Avaliação da fração de Papel e Papelão	76
5.6.4 Avaliação da fração de Jardim	77
5.6.5 Avaliação da fração Alimentar	78
5.6.6 Avaliação da FORSU	79
5.7 Avaliação pelo ajuste da equação de Gompertz modificada.....	81
5.9 Biodegradabilidade dos substratos.....	86
6. CONCLUSÃO	88
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	89
8. REFERÊNCIAS.....	90
ANEXO A.....	101
.....	104
ANEXO B – TABELA DE CONSUMO ALIMENTAR MÉDIO PER CAPITA (g/dia)	105
.....	105
APÊNDICE – TABELAS DOS CÁLCULOS PARA A COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DE RSU	106

1. INTRODUÇÃO

A evolução tecnológica, o crescimento populacional e o estilo de vida de uma sociedade consumidora provocam um elevado volume de lixo gerado diariamente no mundo. Durante o ano de 2012, o volume gerado pela população urbana chegou a 1,3 bilhões de toneladas para 3 bilhões de pessoas e estima-se que no ano de 2025 poderá chegar a 2,2 bilhões de toneladas gerados por 4,3 bilhões de habitantes urbanos (WORLD BANK, 2012). Assim, como em uma reação em cadeia, esse volume de lixo, que muitas vezes não é descartado de forma correta, acarreta consequências ainda mais graves como a contaminação de solos, de água, liberação de odores, emissão de gases poluentes, principalmente metano e gás carbônico. Todos esses fatores causam riscos diretos ao meio ambiente e a saúde humana (MAVAKALA *et al.*, 2016; FEAM, 2010).

Muitas alternativas para o tratamento dos resíduos sólidos são discutidas mundialmente assim como de redução, reutilização, reciclagem, recuperação, aterragem e incineração. Entretanto, a utilização do processo de tratamento mais adequado pode variar de região para região, de acordo com as condições econômicas, culturais, disponibilidade de terras, condições climáticas e outros fatores (WORLD BANK, 2012; NUCASE, 2007).

No Brasil, a medida tomada para o gerenciamento desses resíduos sólidos foi instituir a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), prevista na lei N^o 12.305, de 2 de agosto de 2010. Nela, são identificados os diversos tipos de resíduos, entre eles os resíduos sólidos urbanos (RSU), definidos como domiciliares e de limpeza urbana, e os procedimentos mais apropriados para o seu correto manuseio (BRASIL, 2010). De acordo com o Plano Nacional dos Resíduos Sólidos, a composição dos RSU é formada, basicamente, por matéria orgânica (maior percentual), material reciclável e os não recicláveis. A quantidade desses resíduos varia em todo o país, todavia, os destinos finais mais usados no Brasil para esses resíduos são os aterros sanitários, aterros controlados e lixões, devido ao baixo custo tanto de investimento quanto operacional (ABRELPE, 2014; SOUZA *et al.*, 2016).

O processo de produção de biogás consiste na digestão anaeróbia do material orgânico, o qual é degradado na ausência de oxigênio por diferentes microorganismos. Esse mecanismo é dividido nas etapas de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A qualidade do produto final é influenciada por diferentes parâmetros operacionais tais como temperatura e pH (JAIN *et al.*, 2015; ADEKUNLE *et al.*, 2015; BATSTONE, 2011). Neste processo, uma forma de se determinar o teor de produção do gás metano e a biodegradabilidade do substrato é realizar o teste de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) (WANG, 2016; STEINMETZ *et al.*, 2016; STRÖMBERG *et al.*, 2015).

O biogás, formado majoritariamente por metano e gás carbônico, é um dos principais produtos proveniente dos aterros e de biodigestores anaeróbios. A coleta do biogás é importante para o controle de emissões que contribuem para o efeito estufa. Além disso, o biogás possui finalidades como geração de energia elétrica, combustível e gás para cozinha (GRIMA-OLMEDO *et al.*, 2014; BNDES, 2014; BUDZIANOWSKI, 2012).

Uma alternativa econômica e rápida para estimar o teor de biogás produzido nos aterros é a utilização de modelos matemáticos. Existem diferentes modelos classificados em ordem zero, primeira ordem, segunda ordem e multifásicos. Os dois modelos usados são os de primeira ordem e multifásicos, a diferença entre esses dois modelos é que o multifásico estima o teor de biogás a partir das diferentes frações do RSU (BANCO MUNDIAL, 2003; ABRELPE, 2013; OONK, 2010).

Neste contexto, o presente trabalho analisou os RSU da cidade de Campinas-SP, como estudo de caso. A partir da composição gravimétrica foi selecionada a fração biodegradável para estimar o teor de biogás formado no aterro através do modelo multifásico de TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993). Experimentos em laboratório da biodigestão anaeróbia a partir de uma amostra simulada da fração biodegradável do RSU foram realizados com o objetivo de analisar o potencial bioquímico do metano (PBM).

2. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral foi determinar o potencial de produção de biometano a partir da fração biodegradável dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de Campinas-SP.

2.1 Objetivos Específicos

- Obter a composição gravimétrica dos RSU de Campinas;
- Estimar a composição química, o volume e o percentual teórico bioquímico de metano (PTBM) pelo modelo multifásico;
- Determinar o teor de sólidos, pH e potencial bioquímico de metano (PBM) da “amostra simulada” do resíduo biodegradável dos RSU de Campinas-SP;
- Estimar os parâmetros cinéticos pelo modelo de Gompertz modificado a partir da curva experimental;
- Comparar os resultados de PTBM e PBM.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Alguns tópicos importantes para a compreensão da dissertação foram revisados, tais como definição brasileira dos resíduos sólidos e resíduos sólidos urbanos (RSU), a legislação, composição, as rotas tecnológicas e os problemas ambientais que esses resíduos podem causar sem um destino ecologicamente correto.

3.1 Resíduo Sólido

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), na norma NBR ABNT 10004, define os resíduos sólidos como:

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

A classificação dos resíduos sólidos é estabelecida de acordo com o tipo de processo ou atividade envolvida para a sua geração. As suas características e composição são comparadas aos resíduos com influências para o meio ambiente e saúde (Tabela 1). A maioria dos resíduos sólidos e principalmente os resíduos sólidos urbanos que são destinados aos lixões, aterros controlados e sanitários é classificada como Resíduo classe II A (não inertes) (ABNT, 2004).

Tabela 1 - Classificação dos Resíduos Sólidos.

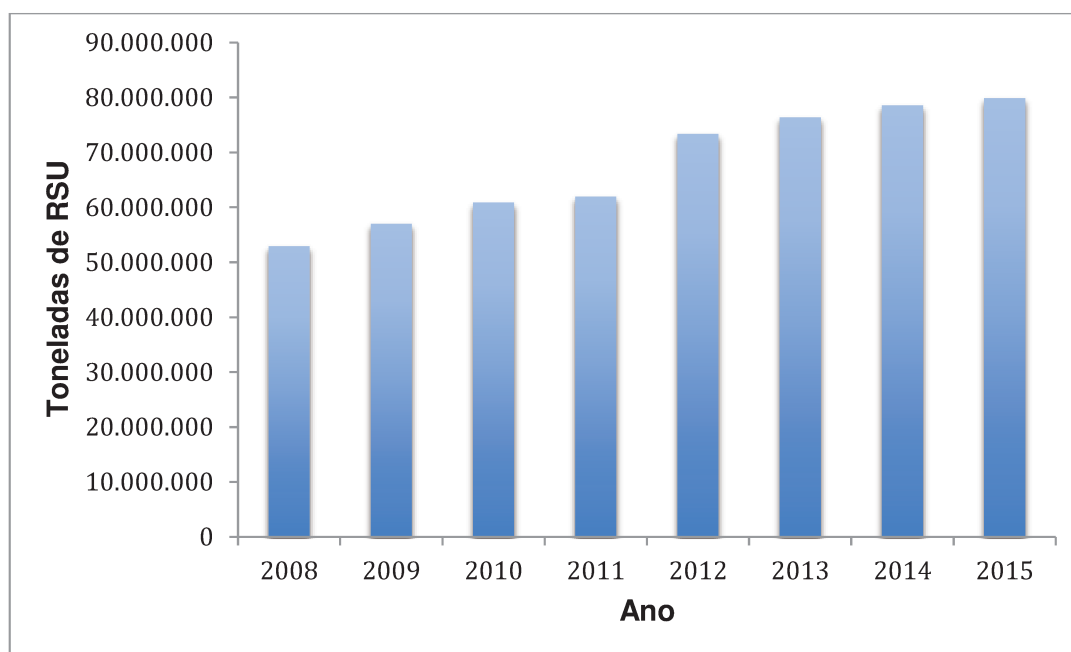
Tipo do resíduo	Definição
Classe I (Perigoso)	Apresentam riscos à saúde pública e/ou ao meio ambiente. Características como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade.
Classe II (Não perigoso) II A - Não inertes	Apresentam características de biodegradabilidade, combustibilidade, solubilidade em água.
Classe II (Não perigoso) II B - Inertes	Não apresentam componentes solubilizados com concentração superior ao padrão de potabilidade da água a exceção de sua cor, turbidez, dureza e sabor.

Fonte: Adaptado da norma NBR ABNT 10004/2004.

3.1.1 Resíduos Sólidos Urbanos

O crescimento da população mundial acarreta o aumento da geração de resíduos sólidos e a preocupação em como gerenciá-los. Segundo *World Bank* (2012), a população mundial urbana produz cerca de 1,3 bilhões de toneladas por ano de RSU e, em 2025, esse volume pode chegar a 2,2 bilhões de toneladas por ano.

No caso do Brasil, a formação de lixo não destoa da realidade mundial, com constante crescimento ao longo dos anos, Figura 1 (ABRELPE 2009 - 2014).

Figura 1 - Crescimento do volume dos RSU no Brasil.

Fonte: Adaptado de ABRELPE (2008 - 2015)

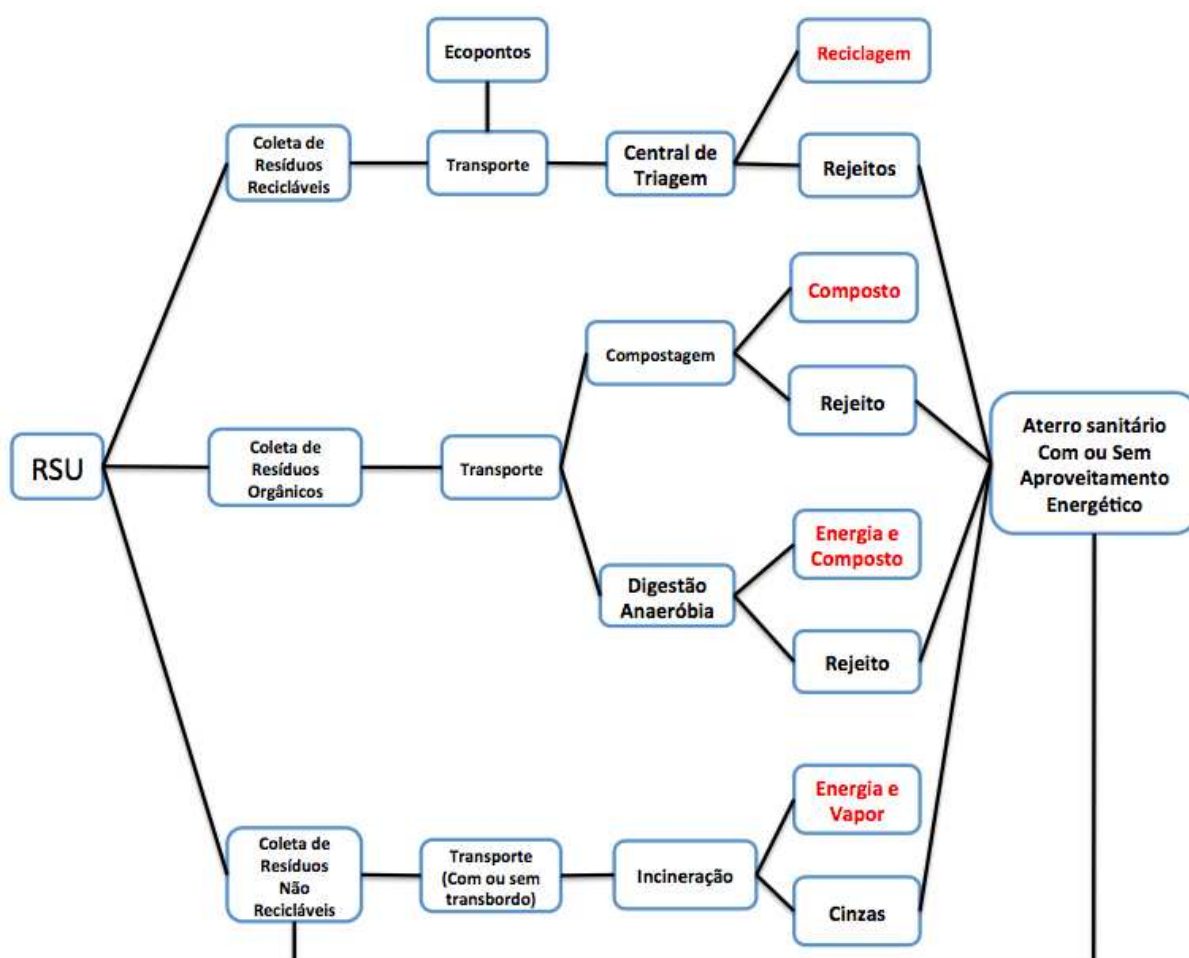
Em 2010 foi instituída a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) prevista na lei N^o 12.305. A lei prevê a gestão dos resíduos sólidos, desde a sua geração até o seu destino final, além do conceito de responsabilidade compartilhada, onde os setores industrial, social e público têm o compromisso em reduzir ou solucionar a problemática dos resíduos sólidos. O consumo de diversos produtos em larga escala faz com que aumente o volume de embalagens, resíduos orgânicos e outros materiais os quais são enviados aos aterros, muitas vezes já saturados e com alto potencial de contaminação, seja do solo ou dos lençóis freáticos (COLÓN *et al.*, 2010).

De acordo com a PNRS, os RSU devem ter destinos ambientalmente corretos. Assim, rotas tecnológicas são propostas aos municípios e, dependendo de seu porte, diversos tipos de tratamentos são sugeridos, tendo como objetivo minimizar o volume de resíduos que são aterrados (BNDES, 2014). A Figura 2 mostra as possíveis vias destinadas aos municípios de grande porte (mais de um milhão de habitantes), a começar pela separação dos resíduos nas categorias de recicláveis, orgânicos e não recicláveis. Os recicláveis são encaminhados à reciclagem, os orgânicos à compostagem e à digestão anaeróbia, e os não recicláveis à incineração. Independente do trajeto a ser percorrido, todos os resíduos vão gerar rejeitos, os quais

já não têm mais possibilidade de reaproveitamento e seu destino final são os aterros sanitários. A partir dessas alternativas, cidades de pequeno e médio portes deverão adaptar as suas diretrizes.

Uma outra meta do PNRS foi a elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, documento no qual consta a análise dos diversos tipos de resíduos sólidos gerados no país, através da identificação de seus problemas e metas para solucioná-los. Este plano foi apresentado em 2012 e entre os tipos de resíduos diagnosticados estão os RSU, que são provenientes de atividades domiciliares e de limpeza pública.

Figura 2 - Proposta de rotas tecnológicas para municípios de grande porte.



Fonte: BNDES (2014)

3.1.2 Composição gravimétrica dos RSU

A composição gravimétrica ou composição em peso é uma característica física obtida a partir do peso de cada fração em relação ao peso total dos resíduos (REZENDE *et al.*, 2013; ABNT, 2004). A composição dos resíduos sólidos é diversificada e complexa, além de ser um fator variável em diferentes regiões do Brasil (NUCASE, 2007). De um modo geral, regiões de baixo poder aquisitivo apresentam uma porcentagem expressiva de resíduos orgânicos, enquanto que as regiões desenvolvidas apresentam alta parcela de papel, plástico e outros inorgânicos tais como vidro, latas, etc (WORLD BANK, 2012). A Tabela 2 descreve alguns tipos de resíduos e seus componentes usualmente encontrados no lixo, de acordo com MACHIONE (2014).

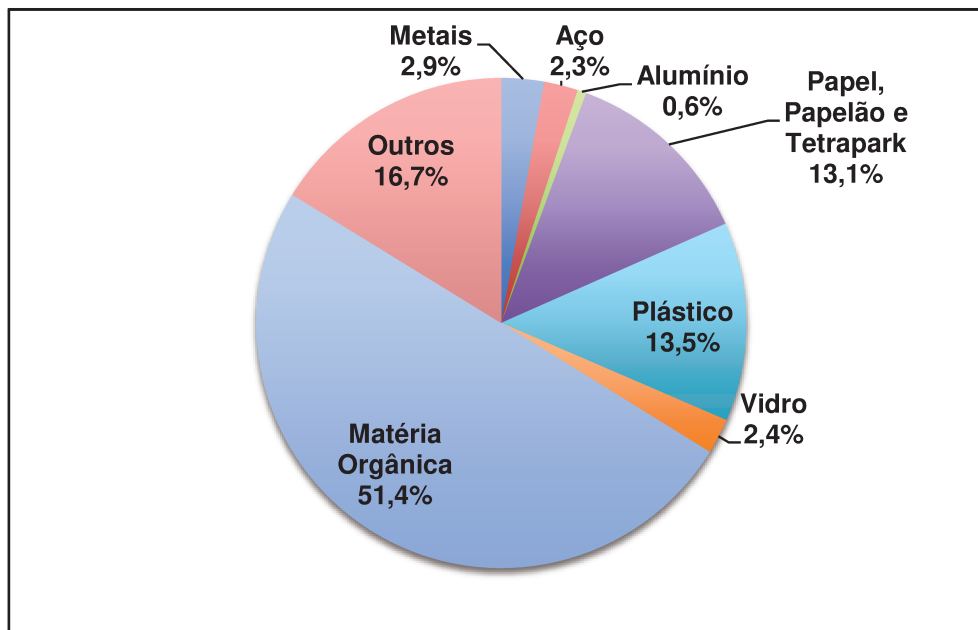
Tabela 2 - Caracterização física dos RSU.

Tipo	Componente
Materiais Orgânicos	restos alimentares, flores, podas de árvores.
Materiais Recicláveis	papel, papelão, embalagens longa-vida, metais, plásticos
Contaminantes Químicos	lâmpadas, materiais de pintura, pilhas e baterias, frascos de remédio, cosméticos
Contaminantes Biológicos	resíduos com fezes humana, urina, sangue, papel higiênico, fraldas descartáveis
Outros	couro, madeira, espuma, gesso, borracha, inertes

Fonte: Adaptado de Machione (2014).

De acordo com o Plano Nacional dos Resíduos Sólidos (2012), os RSU foram divididos em material reciclável, matéria orgânica e outros (Figura 3). Essa composição foi obtida a partir da caracterização média de 93 estudos dos resíduos no Brasil entre os anos 1995 e 2008.

Figura 3 - Composição gravimétrica média dos RSU no Brasil.



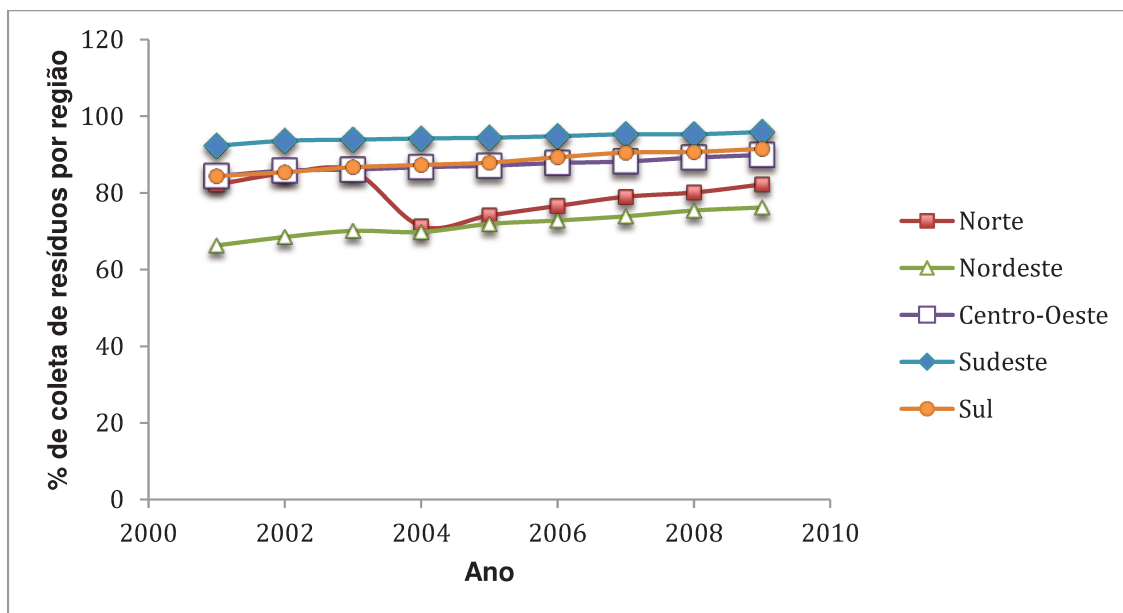
Fonte: Adaptado de BRASIL, 2012.

3.2 Coleta tradicional

De acordo com o panorama da ABRELPE (2015), a quantidade aproximada de RSU gerada e coletada no Brasil, em 2015, foi, respectivamente, 79,9 milhões de toneladas e 72,5 milhões. Esses números mostram que existe uma deficiência de coleta no país, visto que, aproximadamente, 7,4 milhões de toneladas deixaram de ser recolhidos.

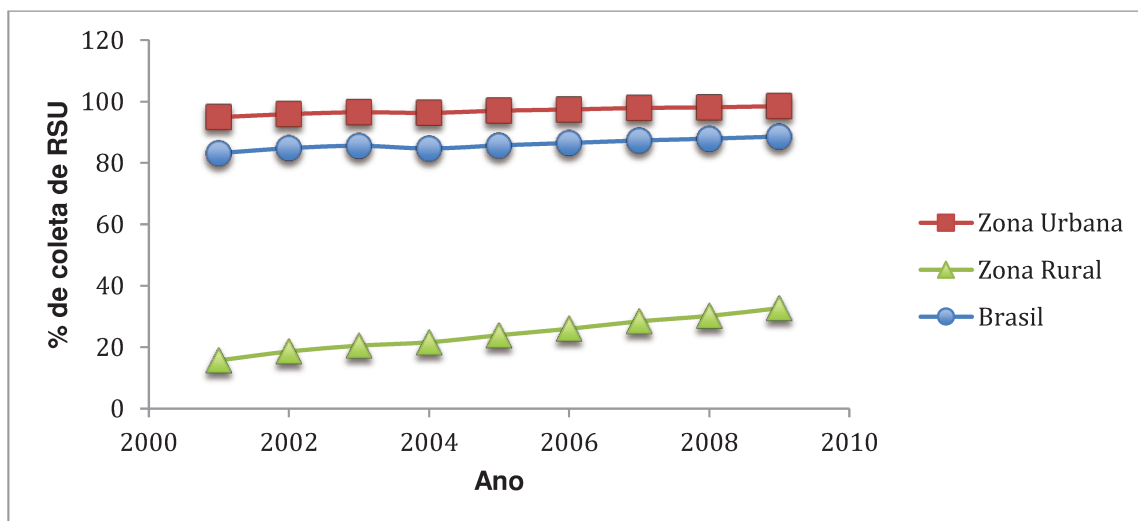
Segundo o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, IPEA (2012), problemas já começam a partir da coleta tradicional do lixo, a qual não é feita de forma homogênea no país (Figura 4), além da histórica desigualdade na forma de como o lixo é coletado nas zonas urbana e rural. Essa discrepância é apontada pelo IPEA devido à distância que as residências rurais apresentam uma das outras além da população rural ter o hábito de tratar os seus próprios resíduos. A porcentagem de coleta na área urbana é superior à média nacional e a rural ainda se encontra aquém dessa situação, apesar de se notar uma evolução crescente na área de cobertura de coleta (Figura 5).

Figura 4 - Evolução da coleta dos resíduos sólidos em regiões distintas do Brasil.



Fonte: Adaptado de IPEA, 2012.

Figura 5 - Evolução da coleta dos RSU nas zonas rural e urbana do Brasil.



Fonte: Adaptado de IPEA, 2012.

3.3 Rotas Tecnológicas e disposição final dos RSU

A proposta da administração dos RSU segue uma hierarquia na qual existe a política dos quatro R's (Reduzir, Reutilizar, Reciclar e Recuperar) e a disposição final dos rejeitos na escala do menos para o mais indicado, cujo objetivo é gerenciar os resíduos e minimizar os efeitos que prejudicam o meio ambiente, Figura 6 (WORLD BANK, 2012).

Figura 6 - Ordem de classificação do manuseio dos RSU.



Fonte: WORLD BANK (2012).

Após a coleta, os resíduos podem passar por tratamentos químicos, físicos e biológicos, a depender de sua natureza, e gerar produtos diversificados, entre eles energia, Tabela 3 (JUCÁ, 2012).

Tabela 3 - Tratamentos para RSU.

Sistemas Básicos	Tratamento	Produtos
Triagem	Físico	Matéria-Prima para reciclagem
Compostagem e Digestão anaeróbia	Biológico	Composto Orgânico e Energia
Incineração	Físico-Químico	Vapor e Energia elétrica
Aterros Sanitários	Físico, Químico e Biológico	Biogás (Energia) e Lixiviado

Fonte: Adaptado de JUCÁ (2012).

Geralmente os países desenvolvidos usam tecnologias mais avançadas no tratamento dos resíduos, as quais seguem legislações objetivas em conjunto com a sociedade. Em contrapartida, no Brasil ainda prevalece o uso de rota

economicamente de baixo custo que são os aterros (BNDES, 2014). Atualmente, a quantidade de resíduos destinados aos aterros sanitários aumentou no país, este já corresponde a 58,4% do destino dos RSU, mas ainda muitos resíduos são mandados para lixões, 17,4%, e aterros controlados, 24,2%, os quais não seguem a legislação (ABRELPE, 2014).

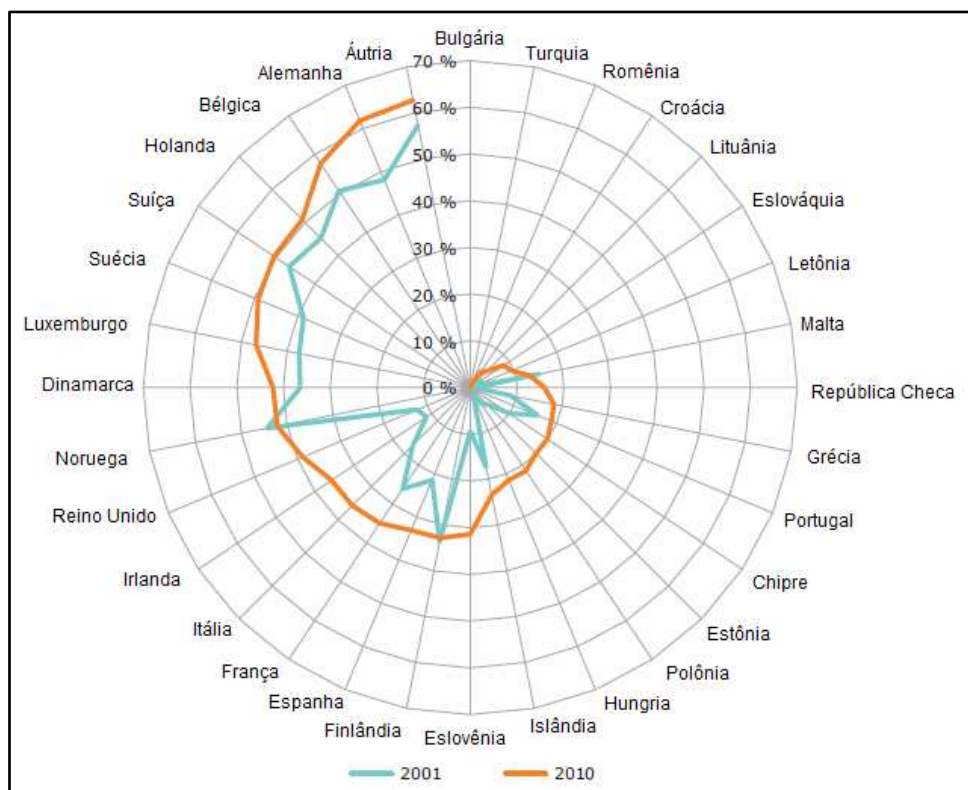
3.3.1 Reciclagem

O volume de lixo produzido pelo ser humano e a sua composição têm uma ligação histórica relevante. Praticamente todos os resíduos produzidos eram constituídos de matéria orgânica provenientes de atividades cotidianas. Contudo, a partir da revolução industrial o conceito de lixo muda e outros produtos passaram a integrar o lixo urbano, tais como papel, papelão, plásticos, elementos químicos, produtos eletrônicos e muitos outros (LUCENA, 2004).

A sociedade até então descartava o lixo nas águas, sejam elas de mares e rios. Mas, com o volume de lixo crescendo e a sua composição se diversificando, a preocupação para o seu destino final aumentou e é nesse contexto que surge a reciclagem, cujo objetivo é transformar o que foi descartado e, teoricamente sem uma aplicabilidade, em um novo produto que tenha a mesma função ou diferente (LUCENA, 2004).

O estudo da *European Environment Agency* (EEA, 2013) expõe que a quantidade de RSU reciclado, em geral, cresceu na primeira década deste século em muitos países da Europa. O total de reciclados considerados neste estudo é composto de materiais recicláveis, compostagem e biodigestão, Figura 7.

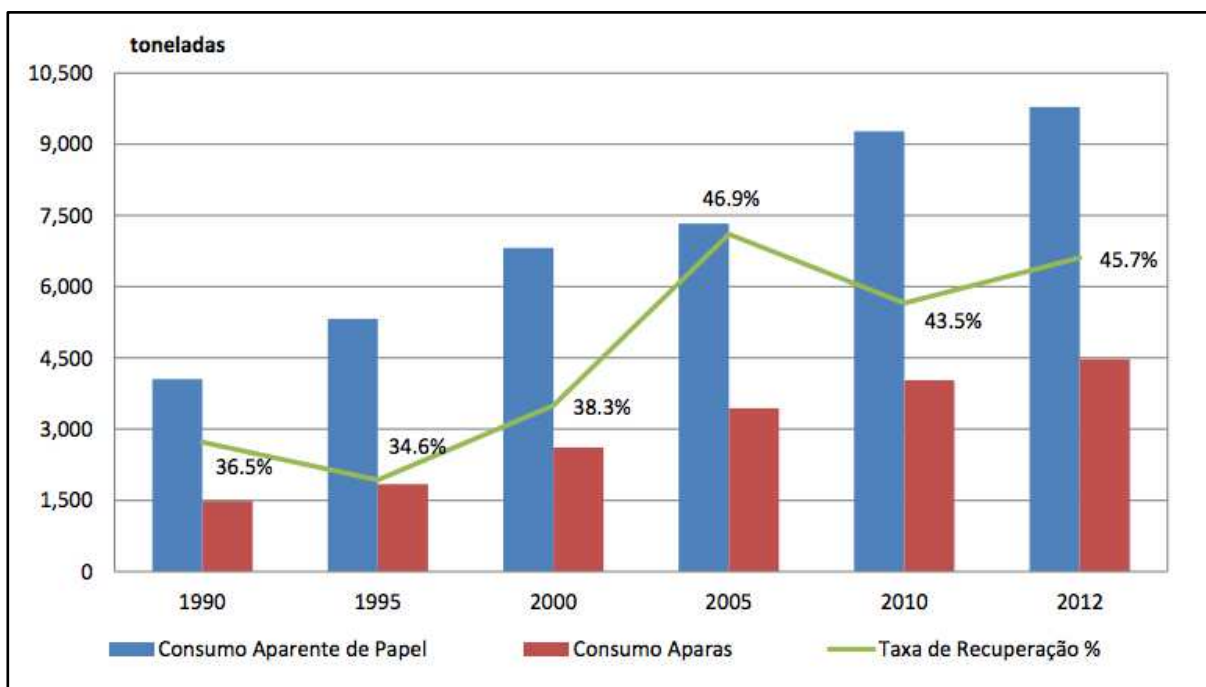
Figura 7 - Taxa de reciclagem dos RSU em 32 países da Europa.



Fonte: EEA (2013)

Da quantidade total dos RSU produzidos no Brasil, 31,9% da fração seca é reciclável composta por plásticos, papel e papelão, vidros e metais (CEMPRE, 2015). Os materiais com maior representatividade nessa atividade são papel, alumínio e plástico (ABRELPE, 2014).

De acordo com a Associação Brasileira de Papel e Celulose (BRACELPA, 2014), a taxa de recuperação de papel reciclado aumentou ao longo de 22 anos, contudo atingiu uma estabilidade, aproximadamente 45%, entre os anos de 2005 e 2012, Figura 8. Essa taxa de recuperação é calculada a partir do volume de aparas (sobra de papel) recuperadas pelo consumo aparente de papel. Os tipos de papéis envolvidos na reciclagem são provenientes de escritórios, lojas, mercados, gráficas e atividades domiciliares, de acordo com o comércio de aparas de papel ADRIANA (2016).

Figura 8 - Evolução de reciclagem de papel no Brasil.

Fonte: BRACELPA (2014).

3.3.2 Compostagem

A compostagem é um processo aeróbio que depende de diferentes tipos de microorganismos, onde os principais são fungos, bactérias e actinomicetos e que vão agir de acordo com a disponibilidade do substrato, cujo objetivo é a transformação da matéria orgânica em um produto biológico estável não prejudicial ao meio ambiente. Difere do processo de apodrecimento pois é um processo controlado e monitorado, como por exemplo a alta temperatura, acima de 55 °C, que previne contra os agentes patógenos. Os dois gases produzidos nesse processo são gás carbônico e vapor d'água (ENVIRONMENTAL CANADA, 2013).

No geral, todos os materiais biodegradáveis podem ser usados na compostagem, contudo os materiais orgânicos com maiores potenciais para compostagem são: restos de alimentos e papel, resíduos de atividades agrícolas e outros verdes, lodo de esgoto (KROGMANN, *et al.*, 2010).

O processo de compostagem traz muitos benefícios, entre eles a redução do volume dos resíduos orgânicos em mais de 60% (MASSUKADO, 2008),

fertilização dos solos, melhora das propriedades físicas do solo e aumento da retenção de água e outros nutrientes essenciais (MCCONNELI *et al.*, 1993; JACOBSEN, 1995; HARGREAVES *et al.*, 2008; MARTÍNEZ-BLANCO *et al.*, 2009 *apud* COLÓN, *et al.*, 2010).

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2000) apontou que no Brasil existiam 260 usinas de compostagem sendo 1 no Norte, 6 no centro-oeste, 19 no Nordeste e 117 no sudeste e sul. Contudo, a falta de centralização de dados e de pesquisas dificultam a apuração das experiências em compostagem no Brasil (MASSUKATO, 2008).

3.3.3 Incineração

O processo de incineração é conhecido por ser um tratamento térmico dos resíduos a partir da mistura ideal de ar e de temperatura acima de 800 °C em um ambiente oxidante por um determinado período. Desse processo, são formadas as fases sólida, líquida e gasosa (BNDES, 2014).

As suas principais funções são reduzir a periculosidade dos resíduos e o volume de RSU bem como gerar energia elétrica (PARO *et al.*, 2008). A redução do volume pode chegar a 90% (LAM *et al.*, 2010).

3.3.4 Digestão Anaeróbia (DA)

A tecnologia da digestão anaeróbia é antiga, a história mostra que gases inflamáveis eram formados a partir do apodrecimento da matéria orgânica no século XVII, já no século XIX foi demonstrado que metano era formado a partir dos dejetos de gados. O processo em escala industrial foi estabelecido em 1859 na Índia (KHANAL, 2008; LUSK, 1997 *apud* VERMA, 2002). Desde de então, esse processo tem se desenvolvido, principalmente nos últimos anos por meio de incentivos governamentais devido aos problemas ambientais, incentivos financeiros para o desenvolvimento de energias alternativas e a demanda energética mundial (FAGBOHUNGBE *et al.*, 2016)

A DA ocorre na ausência de oxigênio e consiste, de forma mais ampla, na decomposição da matéria orgânica, desde os compostos mais complexos como os lipídios, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos, por meio de diferentes tipos de microorganismos. As bactérias e as arqueias geram produtos gasosos mais simples, onde o principal constituinte é o biogás formado por metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂) (CHOONG *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2016; KLAVON *et al.*, 2013; BATSTONE *et al.*, 2011).

A DA pode ocorrer em diferentes substratos orgânicos, tais como lodo de esgoto, esterco de animais, restos de alimentos industriais, resíduos de colheita e fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (ROMERO-GÜIZA *et al.*, 2016; RODRÍGUEZ-ABALDE *et al.*, 2016; MATA-ALVAREZ *et al.*, 2014).

As principais vantagens desse processo para os RSU são (BNDES, 2014; ESPOSITO *et al.*, 2012; WARD *et al.*, 2008; KHANAL, 2008):

- Redução de biomassa quando comparado ao processo aeróbio, e consequentemente, menor volume de resíduos enviados aos aterros sanitários;
- Melhor qualidade do biogás, que é uma energia renovável, com a proporção maior de metano, devido ao controle dos parâmetros operacionais do processo;
- Melhora a recuperação do biogás gerado, enquanto que nos aterros essa recuperação varia de 20-40%;
- Evita a contaminação de solo e dos lençóis freáticos.

3.3.4.1 Fases da digestão anaeróbia

As reações biológicas da digestão anaeróbia ocorrem devido a um encadeamento de interações metabólicas de diferentes microorganismos. Essas reações podem ser divididas em quatro principais etapas a hidrólise, fermentação ou acidogênese, acetogênese e a metanogênese (ZHANG *et al.*, 2016; JAIN *et al.*, 2015; AMAYA *et al.*, 2013; VRIEZE *et al.*, 2012). O processo resumido é apresentado na Figura 9.

- **Hidrólise (1)** – Esta é a primeira etapa do processo. Nesta fase, enzimas são excretadas pelos microorganismos para romper as moléculas presentes na forma mais complexa em compostos com estruturas mais simples, Tabela 4. Os tipos de pré-tratamentos utilizados nessa etapa são térmicos, químico, bioquímico, mecânico e as suas combinações, com o objetivo de acelerar o processo e reduzir o tempo de retenção da digestão elevando a taxa de produção de metano (FERRER *et al.*, 2008). Esta é a etapa crucial para a degradação dos resíduos sólidos (GUO *et al.*, 2014), visto que enzimas são geradas pelos microorganismos para a degradação dos resíduos, pois esses só são capazes de degradar a matéria orgânica que se encontra dissolvida no meio (FORSTER-CARNEIRO *et al.*, 2005);

Tabela 4 - Alguns produtos formados pelas enzimas da etapa da hidrólise.

Substrato	Enzima	Produto Formado
Proteína	Protease	Aminoácidos
Celulose	Celulase	Glicose
Hemicelulose	Hemicelulase	Açúcares (Glicose, xilose, manose e arabinose)
Amido	Amilase	Glicose
Lipídio	Lipase	Ácidos Graxos e Glicerol
Pectina	Pectinase	Açúcares (galactose, arabinose)

Fonte: ADEKUNLE *et al.* (2015)

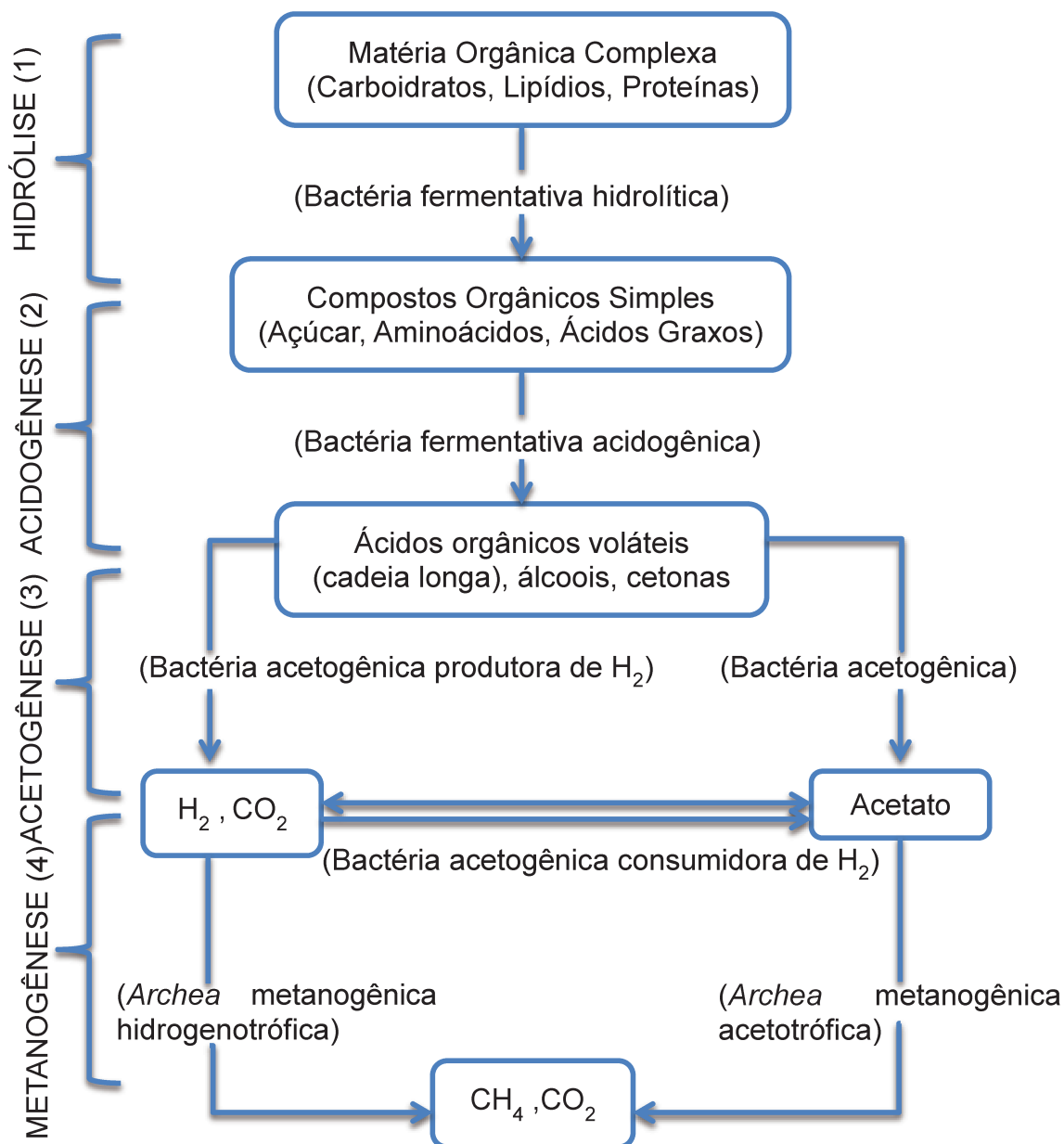
- **Acidogênese (2)** – Os produtos gerados na etapa de hidrólise são fermentados com o objetivo de transformá-los em produtos intermediários, que são os ácidos graxos. Esses podem ser classificados como ácidos graxos de cadeia longa, oriundos dos lipídios, e ácidos graxos voláteis, que são os ácidos butírico, propanóico e acético, e também em etanol, acetona, dióxido de carbono e hidrogênio. No geral, essa é considerada a etapa mais rápida de todo o processo. Caso o substrato não tenha sido devidamente hidrolisado, a reação pode ser limitada (MORAES *et al.*, 2015; ADEKUNLE *et al.*, 2015).
- **Acetogênese (3)** – Nesta etapa, as moléculas produzidas anteriormente são convertidas em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono. Esses produtos servem de substrato para as arqueias metanogênicas que os convertem em metano (ADEKUNLE *et al.*, 2015; VRIEZE *et al.*, 2012). Ao contrário das reações

acidogênicas, as acetogênicas não são termodinamicamente favoráveis nas condições padrões, contudo elas ocorrem espontaneamente no reator anaeróbio devido a interação dos microorganismos das etapas metanogênica e acetogênica (MORAES *et al.*, 2015).

- **Metanogênese (4)** – Esta última etapa corresponde a formação do gás metano (CH_4). As Equações 1 e 2 representam as duas principais rotas bioquímicas usadas para a produção do gás metano e identificadas, respectivamente, como metanogênese acetotrófica, responsável pela produção de 70% de metano, e metanogênese hidrogenotrófica, responsável pela produção dos outros 30% (YANG, *et al.*, 2015; RAPPORT *et al.*, 2008).



Figura 9 - Fluxograma das etapas do processo de digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de MORAES *et al.* (2015).

3.3.4.2 Fatores que influenciam a digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia ocorre devido às atividades de diferentes comunidades microbiológicas e como tais, vão depender de diferentes parâmetros para que possam ter um desempenho ótimo tais como a temperatura, o pH, a razão de carbono e nitrogênio (C/N), tempo de retenção, teor de sólidos, nutrientes e metais

presentes no substrato e controle da alcalinidade (ADEKUNLE *et al.*, 2015; JAIN *et al.*, 2015; KHALID *et al.*, 2011; WARD *et al.*, 2008).

- **Influência da temperatura** – Esse é um dos parâmetros que influencia não só a atividade enzimática, como também no rendimento do gás metano (ZHANG *et al.*, 2014). No geral os microorganismos desse processo crescem em duas faixas de temperatura a mesofílica e termofílica, Tabela 5.

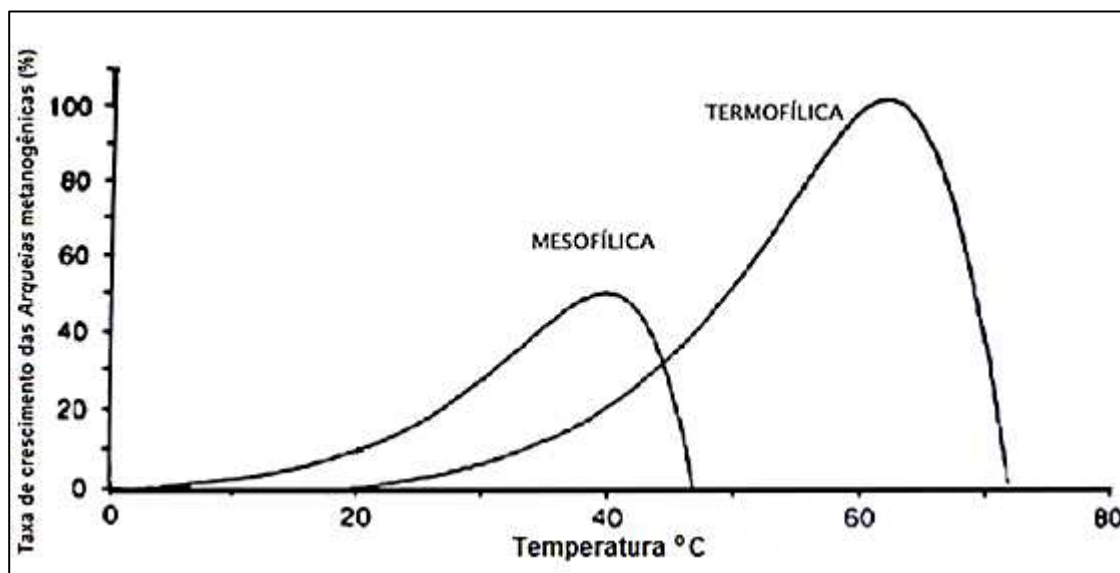
Na faixa mesofílica, o gasto energético é menor e o processo tende a ser mais estável, apesar disso a produtividade e a taxa de conversão são menores quando comparado a faixa termofílica (DOBRE *et al.*, 2014; KHALID *et al.*, 2011). A operação do processo no regime termofílico possui vantagens como maior crescimento das arqueias metanogênica, eficiência devido a uma rápida biodegradabilidade, redução de agentes patógenos, melhor separação das fases líquidas e sólidas (ARSOVA, 2010). A Figura 10 mostra a comparação entres as das faixas de temperatura para o crescimento das arqueias metanogênicas. A temperatura termofílica é a qual os microorganismos vão ter um melhor desempenho na produção do metano;

Tabela 5 - Faixa de temperatura do processo de Digestão Anaeróbia.

TIPO	TEMPERATURA, °C	
	FAIXA	ÓTIMO
Mesofílica	20 - 50	35
Termofílica	45 - 75	55

Fonte: TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993)

Figura 10 - Atividade das Arqueias metanogênicas em diferentes faixas de temperaturas.



Fonte: Adaptado de ANGELIDAKI (2002) *apud* DOBRE *et al.* (2014)

- Influência do pH** – As atividades dos microorganismos anaeróbios são sensíveis a variações do pH e as condições ácidas podem comprometer o seu crescimento, em especial as metanogênicas. No geral, a faixa ótima para obtenção do biogás no processo é de 6,5 a 7,5 (LIU *et al.*, 2007). Contudo, cada etapa vai apresentar um pH ótimo. Na hidrólise e acidogênese, o ótimo se encontra entre 5,5 e 6,5, na acetogênese entre 6,5 e 8 e a metanogênese entre 7 e 8. As inibições do processo podem ocorrer em pH acima de 8, devido a inibição por amônia e outros mecanismos e, principalmente, em pH muito ácido, já que a maioria dos microorganismos têm as suas atividades em meio neutro e um pH muito baixo pode ocorrer a inibição ácida (JAIN *et al.*, 2015; BATSTONE *et al.*, 2011; KHALID *et al.*, 2011).

3.3.4.3 Produção de gases

O biogás produzido via digestão anaeróbia é uma fonte energética renovável. Ele pode ser obtido por diferentes matérias-primas orgânicas tais como esgoto, estrume de animais e fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (BUDZIANOWSKI, 2012; DENG *et al.*, 2010). Pode ser utilizado para gerar calor, energia elétrica e combustível veicular, contribuindo para a redução de patógenos, odores e a emissão de gases poluentes. Em especial o gás metano que tem um

potencial de aquecimento global mais de 20 vezes maior que o gás carbônico, considerando um período de 100 anos (BROUN *et al.*, 2016; GRIMA-OLMEDO *et al.*, 2014; USEPA, 2014).

As duas fontes de geração de biogás mais utilizadas são aterros e biodigestores anaeróbios. Os componentes constituintes do biogás são metano (CH₄), 50-70% em volume, dióxido de carbono (CO₂), 25-40% em volume, outros gases, 1-5% em volume, como amônia, vapor d'água, compostos orgânicos voláteis e ácido sulfídrico (GRIMA-OLMEDO *et al.*, 2014; DENG *et al.*, 2010). As propriedades específicas do biogás estão descritas na Tabela 6.

Tabela 6 - Propriedades específicas do biogás.

Conteúdo energético	6,0 – 6,5 kWh m ⁻³
Equivalente de combustível	0,6 – 0,65 L petróleo/m ³ de biogás
Limite de explosão	6 - 12 % de biogás com ar
Temperatura de ignição	650 - 750 °C (com concentração de metano entre 55-70%)
Pressão crítica	75 - 89 bar
Temperatura crítica	-82,5 °C
Densidade	1.2 kg m ⁻³
Odor	Ovo podre (o cheiro do biogás dessulfurado é imperceptível)
Massa molar	16.043 kg kmol ⁻¹

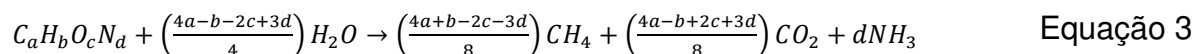
Fonte: DEUBLEIN *et al.* (2008)

3.3.4.4 Potencial Bioquímico Teórico de Metano (PBTM)

Modelos teóricos como a demanda química de oxigênio (DQO), análise da composição elementar e análise da composição da fração orgânica foram desenvolvidos para determinar a produção teórica do gás metano partindo da hipótese de que todo o material orgânico é degradado. Esses modelos têm a vantagem de ser rápidos e econômicos (NIELFA *et al.*, 2015; LABATUT *et al.*, 2011; RAPOSO *et al.*, 2011)

Um dos mais utilizados é o modelo desenvolvido por BUSWELL e MUELLER (Equação 3) em 1952, calculado a partir da composição elementar do substrato (RODRIGUEZ-CHIANG e DAHL, 2015; HIDALGO e MARROQUÍN, 2015;

YOON *et al.*, 2014; FENG *et al.*, 2013; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993). O potencial teórico de metano é obtido pela Equação 4.



$$PBTM = \frac{22,4 * \left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8}\right)}{12n + a + 16b + 14c} \quad \text{Equação 4}$$

3.3.4.5 Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

O teste de PBM é usado para determinar o potencial de produção do gás metano e a biodegradabilidade da matéria-prima no processo de digestão anaeróbia. O teste experimental consiste na mistura do substrato e o inóculo os quais são colocados em uma incubadora a temperatura constante (termofílica ou mesofílica) com o monitoramento do biogás e a avaliação do gás metano que é gerado pela mistura (WANG, 2016). No geral, esse teste é realizado em reatores batelada e sua unidade é dada em volume de gás por unidade de massa do substrato (STEINMETZ *et al.*, 2016). Uma desvantagem deste teste é o seu tempo de duração que pode variar de 30 a 100 dias (STRÖMBERG *et al.*, 2015).

Diferentes relações de substratos e inóculos e parâmetros operacionais experimentais podem ser usados nesse teste (PELLERA *et al.*, 2016; RAPOSO *et al.*, 2011). Apesar de existirem metodologias padronizadas e certificadas internacionalmente como a *International Organization of Standardisation* (ISO), *American Society for Testing and Materials* (ASTM) e a metodologia alemã VDI 4630 (*Verein Deucher Ingenieure 4630*), o teste de PBM pode gerar resultados diferentes, sendo de difícil comparação entre eles (WANG, 2016; RAPOSO *et al.*, 2011). Mesmo assim, a padronização dos testes de PBM é importante para que os resultados possam ser confiáveis (WANG *et al.*, 2016).

A Tabela 7 apresenta os resultados do teste PBM a partir de diferentes frações orgânicas dos RSU na condição de temperatura mesofílica.

Tabela 7 - Resultados do teste de potencial bioquímico de metano por diferentes trabalhos.

Substrato	PBM (ml CH₄/gSV)	Referência
Alimento	194 ± 3	Nielfa <i>et al.</i> (2015a)
Alimento	445 e 456	Zhang <i>et al.</i> (2012)
Gramma	283 - 383	McEniry <i>et al.</i> (2014)
Jardim	77 ± 7	Nielfa <i>et al.</i> (2015a)
Papel	217 ± 5	Nielfa <i>et al.</i> (2015a)
Papel	323 ± 4,96	Walter <i>et al.</i> (2016)
FORSU	145 ± 12	Nielfa <i>et al.</i> (2015a)
FORSU	344 e 364	Zhang <i>et al.</i> (2012)
FORSU	320 - 529	Campuzano e González-Martínez (2016)

3.3.5 Aterragem

A história mostra que o depósito de lixo é antigo. Existe registro de depósito de lixo no ano 500 a.C. em Atenas. Contudo, devido aos problemas ambientais, em 1979 nos Estados Unidos, ficou proibido o depósito de lixo a céu aberto. Assim, percebeu-se a necessidade de preparo do local, de forma ambientalmente adequada, para a disposição final dos resíduos sejam eles de origem doméstica, comercial ou industrial (PORTELLA *et al.*, 2014).

Águas residuárias e aterros sanitários são a terceira maior fonte de produção de metano no mundo, responsável por 17%. Em 2010, foi estimado que apenas os aterros sanitários emitiram 8% de todo o metano emitido no planeta (SCARLAT *et al.*, 2015)

3.3.5.1 Disposição final dos resíduos

Os três tipos mais comuns de destinação final dos RSU no Brasil são lixões, aterro controlado e aterro sanitário (ABRELPE, 2014).

Os lixões são uma forma de disposição inadequada, pois os resíduos são descarregados sobre o solo sem um sistema prévio de medidas de proteção ao meio ambiente. De acordo com a PNRS, esse sistema é ilegal (FEAM, 2010).

Os aterros controlados, assim como os lixões, não obedecem técnicas de proteção ambiental, sendo assim o solo não é impermeabilizado, não há um tratamento de lixiviado e nem um controle dos gases que são queimados. A diferença para os lixões é que nesse sistema os resíduos são aterrados (FEAM, 2010).

Os aterros sanitários são a forma de destino final dos resíduos mais ambientalmente adequada em conformidade com a PNRS devido às suas instalações de impermeabilização do solo, coleta e drenagem de lixiviados, tratamento dos gases, entre outras características. Além disso, é considerado um reator anaeróbio, pois tem como resultado resíduos mais estáveis devido aos processos químicos, físicos e biológicos (FEAM, 2010; BNDES, 2014).

As principais vantagens de se utilizar esse sistema são custos de investimento e operacional baixos, possibilidade do reaproveitamento do biogás e utilização de áreas já desativadas devido a outras atividades. Entretanto, necessita de grandes espaços e existe a possibilidade de odores. Após a sua inativação, é necessário um longo período de monitoramento dos gases, líquidos e outros fatores que podem causar impacto ambiental (BNDES, 2014).

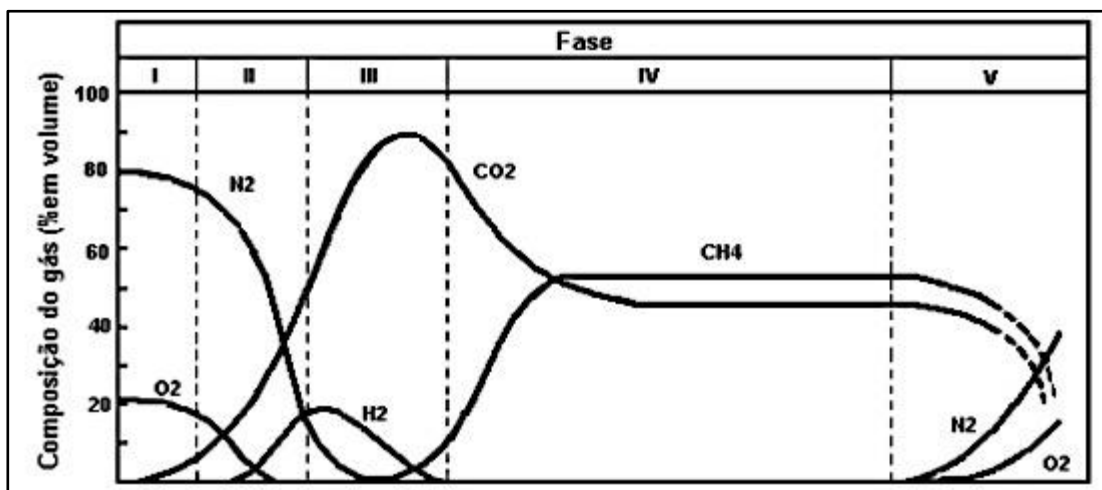
3.3.5.2 Geração dos gases no aterro sanitário

A geração dos gases no aterro sanitário depende de diferentes fatores entre eles teor de umidade, pH, temperatura, comunidade microbológica e o tempo de operação da instalação. Sendo assim, a concentração de metano gerado no aterro pode ser de dois a quatro vezes menor do que quando comparado ao processo de digestão anaeróbia que possui controle dos parâmetros operacionais (SOUZA *et al.*, 2014). A produção dos gases no aterro sanitário pode ser dividida em cinco etapas, sendo elas compostas, em ordem cronológica, por (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; BANCO MUNDIAL, 2003):

- **Fase I (Ajuste inicial)** – Nesta etapa ocorre decomposição da matéria orgânica na presença de oxigênio, sendo assim começa a produção de dióxido de carbono, água e calor;
- **Fase II (Transição)** – Na transição, o oxigênio da fase anterior começa a se esgotar dando início as atividades dos microorganismos anaeróbios. Existe a formação de compostos ácidos e gás hidrogênio, além do gás carbônico que continua sendo produzido. O gás metano ainda não é produzido, pois a presença de nitrato, sulfato e oxigênio impedem essa produção;
- **Fase III (Ácida)** – Observa-se nesta fase a produção de ácidos orgânicos e redução da concentração de hidrogênio. Esta fase engloba o processo de hidrólise, onde compostos orgânicos complexos são quebrados em moléculas menores, e o processo de acidogênese, a qual os produtos da hidrólise serão usados como substratos pelo microorganismos e transformado em moléculas ainda menores, tais como ácido acético e outros ácidos orgânicos, assim o pH dessa fase é aproximadamente 5. O principal gás dessa fase é o CO₂, assim como calor, água e começa a surgir o gás metano;
- **Fase IV (Fermentação do metano)** – Nesta fase os microorganismos metanogênicos transformam ácido acético e o gás hidrogênio em metano e gás carbônico, com isso o pH dessa fase varia entre 6,8 e 8. O aterro atingirá a fase metanogênica em aproximadamente 2 anos após a deposição do lixo;
- **Fase V (Maturação)** – Finalmente, o material orgânico de rápida biodegradabilidade já foi convertido em metano e gás carbônico e a produção desses gases começa a entrar em declínio, já que a decomposição se torna mais lenta, devido a presença de materiais difíceis de serem degradados. Conseqüentemente, os níveis dos gases nitrogênio e oxigênio começam a aumentar.

Na Figura 11 e Tabela 8 são mostradas as fases da degradação dos resíduos e consequente formação gasosa, assim como o tempo estimado para que o processo ocorra no aterro.

Figura 11 - Fases de formação de gases no aterro sanitário.



Fonte: TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993)

Tabela 8 - Tempo estimado da formação gasosa no aterro por fases.

FASES	CONDIÇÃO	TEMPO ESTIMADO
I	Aeróbia	Horas a 1 semana
II	Anóxica	3 meses a 3 anos
III	Anaeróbia, Metanogênica, instável	8 a 40 anos
IV	Anaeróbia, Metanogênica, estável	1 a 40+ anos
V	Anaeróbia, Metanogênica, declinante	10 a 80+ anos

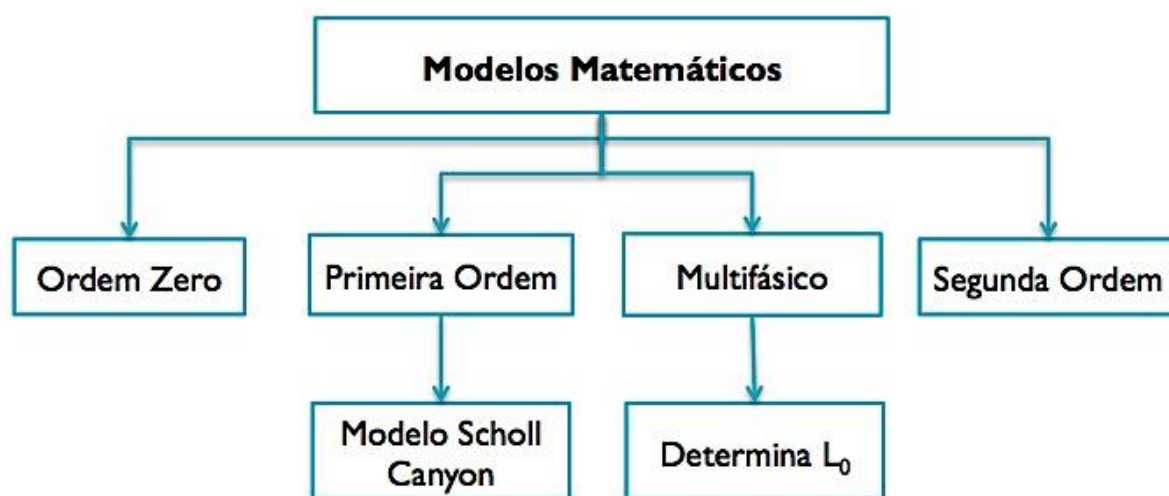
Fonte: BANCO MUNDIAL (2003)

3.4 Metodologias para cálculo estimado do metano

A análise do potencial de produção de gases em um aterro é importante para se avaliar o quanto pode ser gerado e seu potencial quanto a poluição atmosférica. Contudo, cada aterro possui as suas características locais como temperatura, frequência de chuvas e qualidade e quantidade de RSU. Sendo assim, as dificuldades de coleta de dados geram custos e tempo. A alternativa econômica e rápida para essa situação é estimar os gases por meio de modelos matemáticos (BANCO MUNDIAL, 2003).

Diversas modelagens já foram estabelecidas para mensurar os gases do aterro sanitário, principalmente o metano. Elas podem ser divididas em quatro grupos, as de ordem zero, primeira ordem, multifásico e segunda ordem. As mais utilizadas são as de primeira ordem e os modelos multifásicos (Figura 12). Tanto a produção total dos gases quanto a taxa com a qual eles são gerados podem variar de acordo com o modelo, sendo o parâmetro mais importante a qualidade de RSU disponível para a degradação (ABRELPE, 2013; OONK, 2010).

Figura 12 - Classificação dos modelos matemáticos.



A caracterização química dos resíduos é importante para avaliar o potencial de produção do gás presumido pelos modelos. Na falta desse dado, a composição gravimétrica pode ser utilizada (FERNANDES, 2009).

3.4.1 Modelos de primeira ordem

Esses modelos são os mais usados atualmente para estimar a produção de gases no aterro sanitário, neles são adotadas condições específicas para a quantificação do biogás, em função do tempo, e em diferentes aterros.

O modelo mais amplamente adotado seja pelas indústrias ou agências ambientais, como a U.S. EPA e o Banco Mundial é o Modelo *Scholl Canyon*, descrito na Equação 5 (ABRELPE, 2013; OONK, 2010; BANCO MUNDIAL, 2003).

$$Q_{CH_4i} = k \cdot L_0 \cdot m_i \cdot e^{-kt_i} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

Q_{CH_4i} = metano produzido no ano i (m^3 /ano);

k = constante da geração do metano (ano^{-1});

L_0 = potencial da geração de metano (m^3 de CH_4 / tonelada de resíduo);

m_i = massa de resíduo despejada no ano i (tonelada);

t_i = anos após o fechamento (ano);

O parâmetro potencial de geração de metano (L_0) depende da fração orgânica dos resíduos, Tabela 9. Outro fator é a constante de geração do metano (k) que representa a taxa de decomposição biológica de primeira ordem, onde o metano é gerado após o depósito dos resíduos. Este é função do teor de umidade, disponibilidade de nutrientes e da temperatura, pode variar de 0,02, para aterros secos a 0,07, para aterros úmidos (BANCO MUNDIAL, 2003).

Tabela 9 - Valores tabelados do potencial de geração de metano (L_0) para diferentes categorias de resíduos.

Categoria do Lixo	Valor Mínimo de L_0 (m^3 CH_4/ ton resíduo)	Valor Máximo de L_0 (m^3 CH_4/ ton resíduo)
Lixo Relativamente Inerte	5	25
Lixo Moderadamente Degradável	140	200
Lixo Altamente Degradável	225	300

Fonte: Banco Mundial (2003)

3.4.2 Modelos multifásicos

Os modelos multifásicos são adaptações dos modelos de primeira ordem para diferentes frações do RSU. Essas frações são definidas de acordo com a biodegradabilidade dos resíduos que pode ser lenta, moderada e rápida. Este modelo requer a quantificação e qualificação do carbono presente nos resíduos (OONK, 2010).

Um dos métodos bem estabelecidos é o Modelo Tchobanoglous, Thessen & Vigil (1993). Neste é possível estimar o volume do biogás a partir da equação de Buswell e Mueller (Equação 3).

A biodegradabilidade dos resíduos deste modelo é dividida em 2 categorias, os rápidos, com decomposição entre 3 meses a 5 anos, e os lentos, com decomposição acima de 50 anos, Tabela 10.

Tabela 10 - Classificação quanto a biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos.

Matéria Orgânica	Rápida biodegradabilidade	Lenta biodegradabilidade
Restos de comida	x	
Jornal	x	
Papeis	x	
Papelão	x	
Plástico ^a		
Têxteis		x
Borracha		x
Couro		x
Restos de jardim	x^b	x^c
Madeira		x

Fonte: TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993)

a – Plásticos são geralmente não biodegradáveis

b – Tipicamente 60% dos resíduos de jardim são considerados de rápida biodegradabilidade.

c – Fração de madeira dos restos de jardim.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

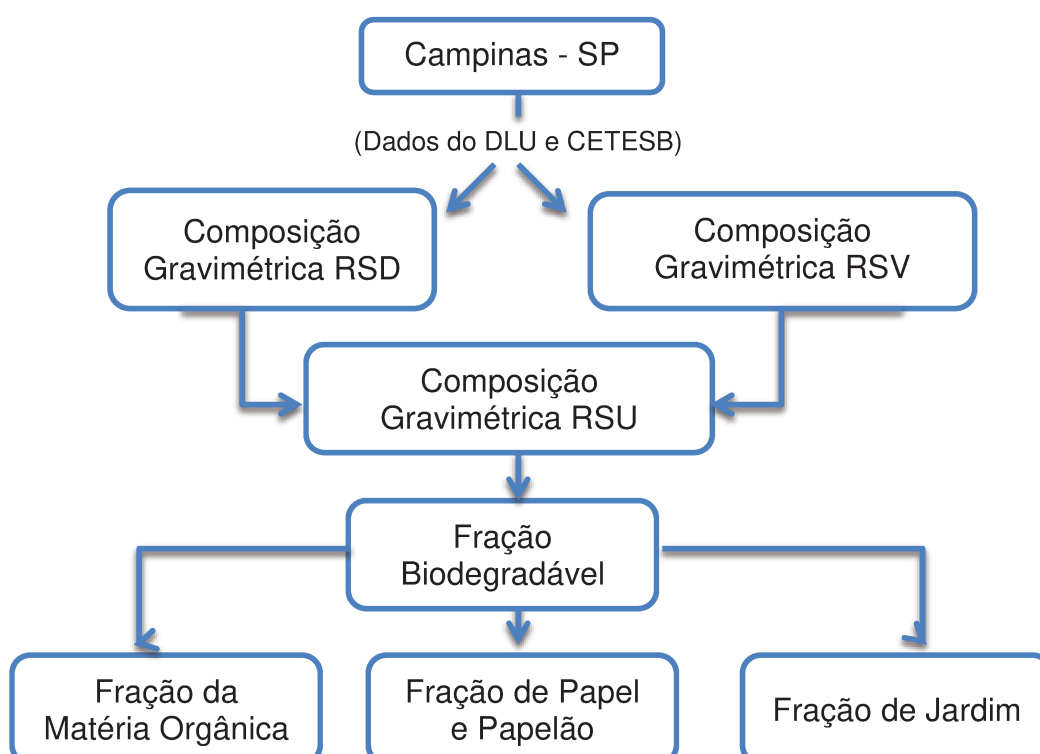
A metodologia deste trabalho foi dividida em três etapas: A primeira foi a análise da composição gravimétrica, a segunda foi a estimativa teórica da produção de biogás e metano e a terceira foi a parte experimental por meio do teste do potencial bioquímico de metano (PBM).

Etapa I – Composição gravimétrica

4.1 Metodologia da estimativa da composição gravimétrica dos RSU

A região de estudo selecionada para o trabalho foi Campinas. A composição gravimétrica dos RSU foi obtida a partir dos constituintes dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) e dos resíduos de sólidos de varrição pública (RSV) das principais vias. Os dados foram fornecidos pelo departamento de limpeza urbana (DLU). A quantidade dos resíduos gerados em Campinas foi fornecida pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). A partir da composição dos RSU foi selecionada a fração biodegradável, composta pelas frações da matéria orgânica, papel e papelão e jardim, a qual foi objeto de estudo da dissertação, Figura 13.

Figura 13 - Metodologia para a composição gravimétrica da unidade de Campinas-SP, Brasil.

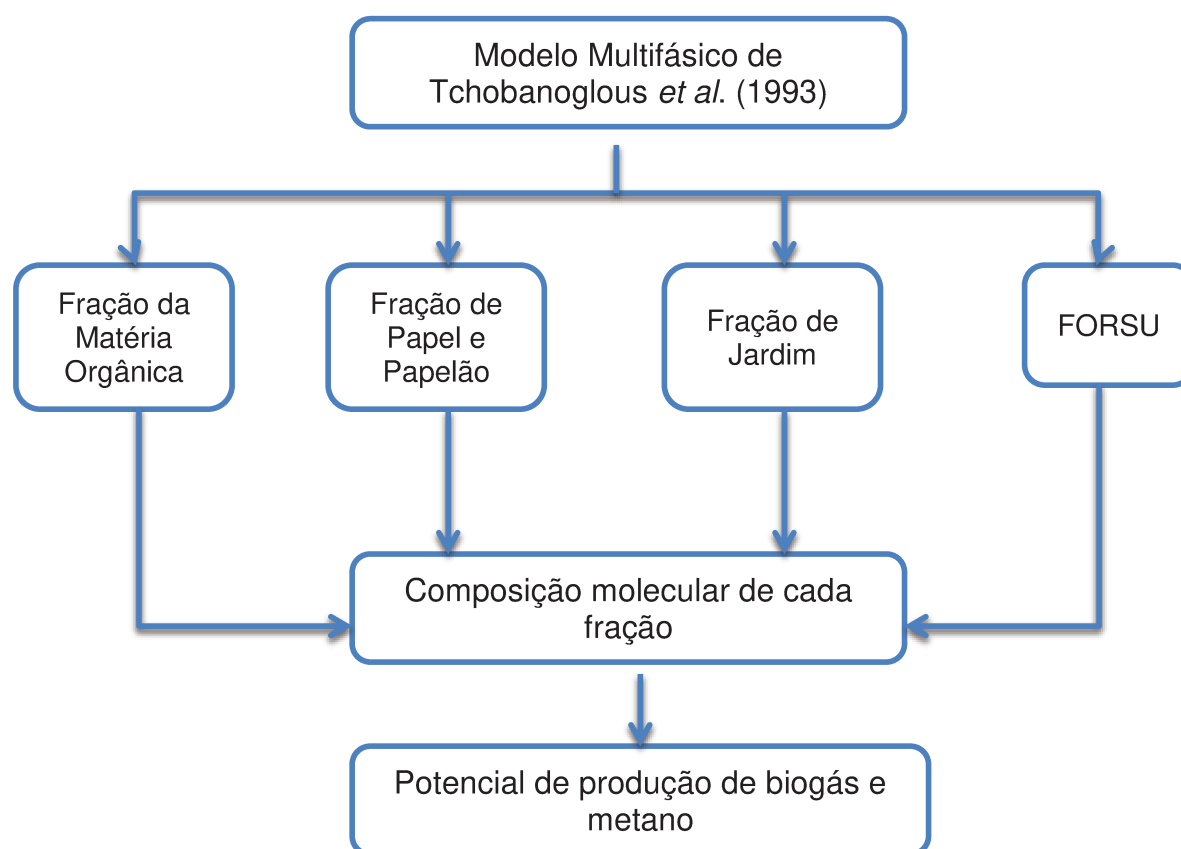


Etapa II – Estimativa teórica

4.2 Análise do biogás

A análise do PBTM em Campinas foi determinada pelo modelo de TCHOBANOGLIOUS *et al.*, (1993), utilizando os resultados para o cálculo da produção e composição do biogás gerado pelos resíduos de Campinas, Figura 14.

Figura 14 - Esquematização da metodologia para a estimativa teórica de produção de gás.



4.3 Estimativa de biogás pelo modelo

Neste trabalho, o modelo usado para os cálculos do volume de biogás no aterro foi a metodologia de TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993). Por meio deste, os resíduos são classificados de acordo com a sua velocidade de degradação:

- Rápida degradabilidade – São os resíduos de matéria orgânica, jornal, papéis, papelão e 60% dos resíduos de jardim. Esses componentes têm uma estimativa de biodegradabilidade de 3 meses a 5 anos.
- Lenta degradabilidade – Resíduos têxteis, borracha, couro e madeira, e outras frações de resíduos de jardim. Para esses o tempo estimado de degradabilidade é maior que 50 anos.

Neste trabalho, a fração escolhida para a análise do potencial de biogás são os de rápida degradabilidade, também chamados de fração biodegradável (FORSU). Assim sendo, os componentes selecionados foram matéria orgânica (resíduos de alimento), papel e papelão, restos de jardim.

O modelo dispõe o teor de umidade de cada fração do lixo com o objetivo de se determinar o seu peso seco, Tabela 11. Assim como a composição química, em peso seco, Tabela 12.

Tabela 11 - Teor de umidade na fração orgânica.

Tipo de resíduo	% de umidade por peso	
	Faixa	Média
Orgânica		
Resíduo de alimento	[50 - 80]	70
Papel/Papelão	[4 - 10]	6
Plásticos	[1 - 4]	2
Têxteis	[6 - 15]	10
Borracha/Couro	[1 - 4]	2
Resto de jardim	[30 - 80]	60
Madeira	[15 - 40]	20

Fonte: TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993)

Tabela 12 - Composição química elementar da fração orgânica.

Componentes Orgânicos	% por peso (base seca)					
	Carbono	Hidrogênio	Oxigênio	Nitrogênio	Enxofre	Cinza
Resíduos de alimento	48	6,4	37,6	2,6	0,4	5
Papel	43,5	6	44	0,3	0,2	6
Papelão	44	5,9	44,6	0,3	0,2	5
Resto de jardim	47,8	6	38	3,4	0,3	4,5

Fonte: TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993)

A partir das Tabelas 11 e 12, de acordo com o modelo, o teor de cinzas e enxofre são desprezados. Assim, é possível estabelecer a composição da molécula orgânica biodegradável, $C_aH_bO_cN_d$ e, assumindo a sua completa conversão, também o teor de biogás e volume de seus principais constituintes, CH_4 e CO_2 .

A massa e o volume de metano foram obtidos pelas Equações 7 e 8, respectivamente.

$$M_{CH_4} = \frac{MM_{C_aH_bO_cN_d}}{MM_{CH_4}} \cdot M_{C_aH_bO_cN_d} \quad \text{Equação 7}$$

$$V_{CH_4} = \frac{M_{CH_4}}{\rho_{CH_4}} \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

V_{CH_4} = Volume de metano (m^3);

M_{CH_4} = Massa de metano (kg);

ρ_{CH_4} = Densidade do metano ($0,717 \text{ m}^3/\text{kg}$);

$MM_{C_aH_bO_cN_d}$ = Massa molar da matéria orgânica (kg/kmol);

MM_{CH_4} = Massa molar do metano (kg/kmol);

$M_{C_aH_bO_cN_d}$ = Massa da matéria orgânica (kg);

A massa e o volume do gás carbônico foram obtidos pelas Equações 9 e 10, respectivamente.

$$M_{CO_2} = \frac{MM_{C_aH_bO_cN_d}}{MM_{CO_2}} \cdot M_{C_aH_bO_cN_d} \quad \text{Equação 9}$$

$$V_{CO_2} = \frac{M_{CO_2}}{\rho_{CO_2}} \quad \text{Equação 10}$$

V_{CO_2} = Volume do gás carbônico (m^3);

M_{CO_2} = Massa de gás carbônico (kg);

ρ_{CO_2} = Densidade do gás carbônico, (1,97 m³/kg);

$MM_{C_aH_bO_cN_d}$ = Massa molar da matéria orgânica (kg/kmol);

MM_{CO_2} = Massa molar do gás carbônico (kg/kmol);

$M_{C_aH_bO_cN_d}$ = Massa da matéria orgânica (kg);

O potencial de biogás e de metano foi obtido pela razão entre os seus respectivos volumes e da quantidade de resíduos que é gerada.

Etapa III – Parte experimental

Esta etapa foi realizada no Laboratório de Engenharia Bioquímica, Biorrefino Produtos de Origem Renovável (LEBBPOR) da Faculdade de Engenharia Química, UNICAMP.

4.4 Preparo das amostras e pré-tratamento

Os substratos usados neste trabalho foram a celulose microcristalina (utilizada como padrão para a digestão anaeróbia), quatro frações do RSU: alimentar, papel e papelão, jardim e FORSU (mistura de todos os substratos com exceção da celulose microcristalina) e o inóculo foi proveniente do tratamento de vinhaça.

A composição de cada amostra foi elaborada de forma simulada para a realização do experimento em laboratório, onde todas elas foram preparadas 24 horas antes do início dos testes e passaram por um pré-tratamento mecânico de trituração no liquidificador modelo L-25 da marca Ultra.

4.4.1 Celulose microcristalina

A celulose microcristalina foi usada com a função de analisar o potencial de degradação do lodo, já que a celulose nesta forma é de fácil degradação, ou seja, apresenta um alto valor de sólidos voláteis.

4.4.2 Fração alimentar simulada

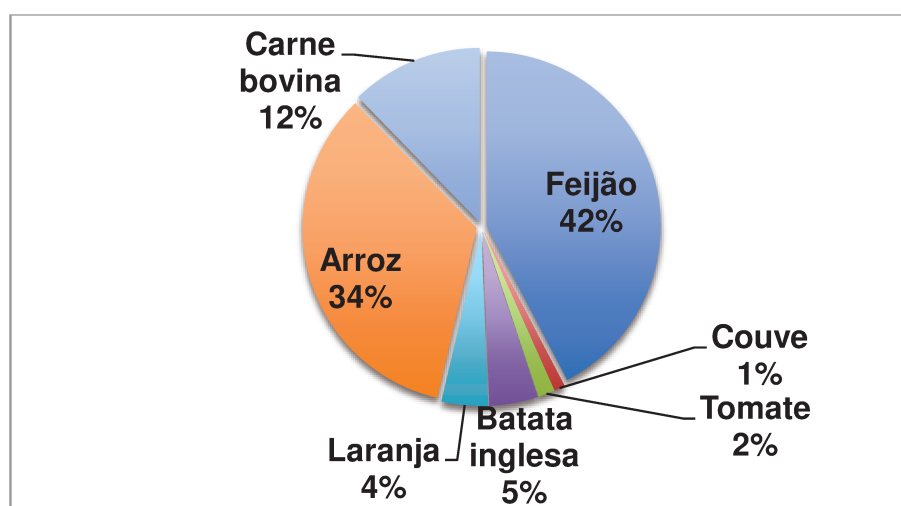
A composição da amostra da fração alimentar foi admitida como na mesma proporção entre os alimentos consumidos e descartados. A Pesquisa de Orçamentos Familiares (IBGE, 2011) fornece os dados de consumo da região sudeste, Anexo B, e, através dela foram selecionados os alimentos mais consumidos da região, por grupo alimentar (Tabela 13). Assim, foi obtida a composição gravimétrica desta fração (Figura 15).

As amostras de arroz, o feijão e a carne foram previamente cozidas, os restantes dos alimentos foram adicionados a partir de sua forma natural.

Tabela 13 - Composição da amostra simulada da fração alimentar.

Composição		Consumido g/dia	Consumido %	Lixo orgânico %	Amostra g
Leguminosa	Feijão	218,1	42,33	42,33	254,0
Verdura	Couve	5,1	0,99	0,99	5,9
Legume	Tomate	7,9	1,53	1,53	9,2
Tubérculo	Batata-inglesa	23,2	4,50	4,50	27,0
Fruta	Laranja	22,1	4,29	4,29	25,7
Carboidrato	Arroz	175,6	34,08	34,08	204,5
Proteína	Carne bovina	63,2	12,27	12,27	73,6
TOTAL		515,2	100,00	100,00	600,0

Figura 15 - Composição gravimétrica simulada da fração alimentar.



4.4.3 Fração de papel e papelão

A constituição da amostra da fração de papel e papelão foi considerada como 50% de papel tipo sulfite e 50% de papelão.

4.4.4 Fração de jardim

A amostra da fração de jardim foi considerada como 100% de folhas e capim, excluindo-se a parte composta por madeira por ser considerada de lenta degradabilidade, TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993).

4.4.5 FORSU

A sua elaboração seguiu a composição gravimétrica da fração orgânica de resíduo sólido urbano (FORSU) constituído pela fração alimentar, papel e papelão e jardim.

4.4.6 Inóculo

O inóculo anaeróbio utilizado para a realização dos ensaios foi proveniente de um reator anaeróbio da empresa Paques® (Biopaq-ICX) para o tratamento de vinhaça da usina São Martinho, unidade de Iracemápolis. A sua coleta foi realizada no dia 12 de agosto de 2016, Figura 16. O inóculo coletado foi armazenado em geladeira no laboratório sob refrigeração a 4°C até o seu uso, de forma que reações físico-químicas fossem minimizadas e a comunidade microbiana conservada.

Figura 16 - Coleta do inóculo anaeróbico na usina São Martinho unidade Iracemápolis.



4.5 Técnicas Analíticas

As análises utilizadas para o desenvolvimento do projeto foram: Teor de sólidos, determinação do pH, teste do PBM pela metodologia VDI 4630 (descrita no apêndice), análise da composição do gás pela cromatografia gasosa (CG).

4.5.1 Determinação do teor de sólidos

O objetivo desta etapa é determinar o teor de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e sólidos fixos (SF) presentes na amostra. Os sólidos voláteis representam o teor de material orgânico presente na amostra, são os que tem potencial de se transformar em metano. Todas as análises desta série de sólidos foram realizadas em triplicata.

A metodologia para a medição do teor de sólidos seguiu as normas da *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1999) e do método 2540 B.

Aparatos utilizados para a análise, Figura 17:

- (a) Balança Analítica de Precisão Digital Toledo – 210g x 0,1 mg
- (b) Estufa de cultura ORION® 502 FANEM®
- (a) Cadinhos de porcelana M-43 CHIAROTTI®
- (a) Dessecador
- (a) Pegador de metal
- (a) Luva térmica
- (c) Mufla JUNG - modelo LF2313, 220V

Figura 17 - Aparatos usados para a análise do teor de sólidos.



4.5.1.1 Sólidos Totais

As amostras foram pesadas e levadas para a estufa para ser aquecida durante 24 horas na temperatura entre 103 °C e 105 °C. Após esse processo, a amostra foi esfriada no dessecador até a temperatura ambiente para ser pesada

novamente. O objetivo desse processo é eliminar o teor de água e assim medir o teor de sólidos secos totais. Os cálculos são apresentados na Equação 11.

$$ST = \frac{(A - B) \cdot 1000}{P_{amostra}} \quad \text{Equação 11}$$

Onde:

ST = Sólidos Totais (g/Kg);

A= Peso do resíduo seco no recipiente (g);

B= Peso do recipiente (g);

P_{amostra} = Peso da amostra (g).

4.5.1.2 Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis

Os sólidos fixos foram determinados a partir da calcinação das amostras, as quais foram previamente secas na etapa de quantificação dos sólidos totais e em seguida levadas a mufla à temperatura de 550 °C por período de 1 hora. Após a calcinação, os recipientes com as amostras foram esfriados parcialmente dentro da mufla desligada e em seguida colocadas no dessecador para terminar o processo de resfriamento à temperatura ambiente e, finalmente pesados.

O teor de sólidos fixos (SF) foi obtido segundo a Equação 12. Já o teor de sólidos voláteis foi obtido pela diferença entre os teores de sólidos totais e fixos, Equação 13.

$$SF = \frac{(B - C) \cdot 1000}{P_{amostra}} \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

SF = Sólidos Fixos (g/Kg);

B= Peso do resíduo no recipiente após a calcinação (g);

C= Peso do recipiente vazio que passou pelo processo de calcinação (g);

P_{amostra} = Peso da amostra (g).

$$SV = ST - SF$$

Equação 13

Onde:

SV = Sólidos Voláteis (g/Kg).

4.5.2 Avaliação do pH

A determinação do pH foi realizada com uso do phmetro digital modelo Tec-3MP da marca TECNAL, Figura 18.

Figura 18 - pHmetro digital Tec-3MP, TECNAL.



4.5.3 Teste do Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

O PBM foi determinado a partir da Equação 14 (STRÖMBERG *et al.*, 2014):

$$PBM = \frac{V_{amostra} - V_{inóculo} \cdot \left(\frac{SV_{i,amostra}}{SV_{inóculo}} \right)}{SV_{substrato}}$$

Equação 14

Onde:

PBM = Potencial Bioquímico de Metano do substrato (N mL CH₄/ g SV);

V_{amostra} = Volume de metano acumulado produzido a partir da mistura do inóculo e substrato (mL);

V_{inóculo} = Volume acumulado de metano produzido pelo reator apenas com o inóculo (mL);

SV_{i,amostra} = Massa de sólidos voláteis do inóculo adicionada na mistura (g);

SV_{inóculo} = Massa de sólidos voláteis do inóculo adicionada no ensaio apenas com o inóculo (g);

SV_{substrato} = Massa de sólidos voláteis do substrato adicionada no reator (g).

A metodologia utilizada para este teste foi a VDI 4630 certificada e publicada em 2006 (descrita no Apêndice). Todos os testes com os substratos foram realizados em triplicata.

Aparatos utilizados para o teste:

- Frascos Schott Duran de 250 mL e 1 L.
- Incubadora modelo 430 marca Nova Ética, 220V.
- Balança digital AND – 1220 g x 0.01g
- Proveta de 1L Nalgon
- Mangueira de plástico
- Agulha
- Termômetro
- Septo emborrachado
- Celulose microcristalina CAS nº 9004-34-6 marca MICROCEL®
- Tampas Schott GL 45
- Cilindro de gás Nitrogênio comprimido tipo T (White Martins)

4.5.3.1 Mistura do inóculo e substratos

De acordo com Wang *et al.* (2015), diversos estudos mostraram que a razão mássica, em termos de sólidos voláteis, entre inóculo e substrato para a máxima

produção metano deve ser maior que 2. Abaixo deste valor a quantidade de ácidos graxos voláteis e ácido acético aumenta ocasionando o processo de inibição.

Antes do início dos ensaios, de acordo com a metodologia VDI-4630, o inóculo passou pela fase de aclimação durante 7 dias na temperatura de realização do teste, 37 ± 2 °C, cujo objetivo é reduzir a própria produção de gases proveniente do inóculo e analisar a produção dos gases derivada dos substratos.

Após a fase de aclimação do inóculo, foi realizada a sua mistura com o substrato na relação de 3:1, respectivamente, em termos de Sólidos Voláteis, com o objetivo de se evitar processos de inibição pelo substrato.

Para garantir que o ambiente dentro dos frascos estivesse anaeróbio, foi fluxionado gás nitrogênio durante 5 minutos dentro da mistura e mais 5 minutos no *headspace* com o frasco já vedado com o septo emborrachado.

Os frascos foram devidamente identificados e dispostos na incubadora em temperatura mesofílica, Figura 19, e a análise do volume de gás foi feita por deslocamento de coluna d'água, conforme a Figura 20. A massa adicionada nos reatores está apresentada na Tabela 14. O final do experimento se deu quando a diferença entre o volume de gás lido durante os dias seguintes fosse de 1%.

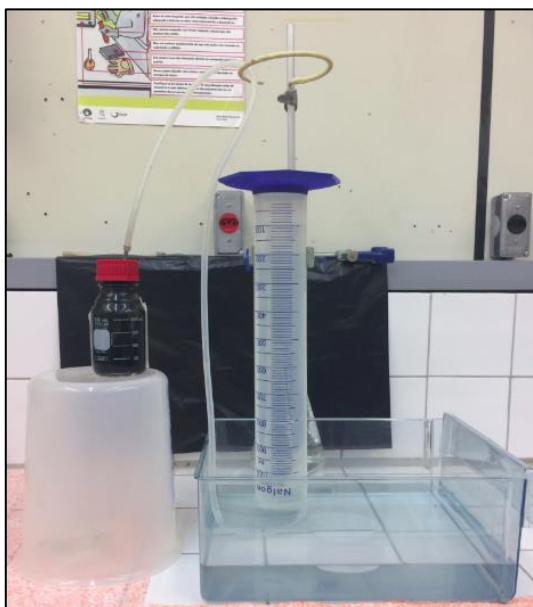
Tabela 14 - Massa de substratos adicionada nos reatores em termos de sólidos voláteis.

Substrato	Sólidos Voláteis de substratos (g)	Sólidos Voláteis de inóculo (g)	Reatores
Celulose Microcristalina	6,74	21,26	1,2 e 3
Papel e Papelão	6,81	20,32	4,5 e 6
Jardim	8,05	23,96	7,8 e 9
Alimento	3,14	9,37	10,11 e 12
FORSU	3,79	11,32	13, 14 e 15
Inóculo	26,4	-	16

Figura 19 - Experimento em batelada na incubadora.



Figura 20 - Medição de volume do biogás por deslocamento de coluna d'água.



Durante a fase da coleta e medição do volume do biogás, um dos gases que compõe a amostra é o vapor d'água. Dessa forma aplicou-se a Equação 15 com o objetivo de se obter o volume de gás já nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP) e seco, ou seja, com teor de biogás cuja a composição seja apenas de metano e gás carbônico.

$$V_{seco} = V \cdot \frac{(p - p_w) \cdot T_0}{p_0 \cdot T}$$

Equação 15

Onde:

V_{seco} = Volume do gás sem vapor d'água (N mL);

V = Volume do gás medido (mL);

p = Pressão do sistema no momento da leitura (mm Hg);

p_w = Pressão de vapor da água como função da temperatura do sistema (mm Hg);

T_0 = Temperatura padrão; ($T_0 = 273K$);

P_0 = Pressão padrão; ($P_0 = 760 \text{ mmHg}$);

T = Temperatura do sistema (K);

A temperatura de trabalho foi $37 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ e a pressão de vapor correspondente é 47,1 mmHg.

4.5.4 Cromatografia Gasosa (CG)

A composição da amostra de biogás foi analisada no cromatógrafo a gás modelo CG 2014 Shimadzu® (Figura 21) com o método usado para a detecção dos gases CH_4 e CO_2 descrito na Tabela 15 (SIGMA-ALDRICH, 1994). Segundo essa metodologia, o pico da área correspondente ao CH_4 durante a corrida ocorre no tempo de retenção entre 11 e 12 minutos e a do CO_2 entre 13 e 14 minutos. As amostras foram coletadas com seringa de vidro *Gastight* da Hamilton®, o volume da amostra coletada de 0,5 mL.

Figura 21 - Cromatógrafo a gás modelo CG 2014 Shimadzu®.



Tabela 15 - Método usado no cromatógrafo

Característica da coluna	60/80 Carboxen-1000
Coluna	15' x 1,8'' aço inoxidável
Diâmetro da coluna	2,1 mm
Temperatura da coluna	35 °C até 225 °C com 20 °C min ⁻¹
Detector	DTCD
Temperatura do detector	225 °C
Temperatura do detector	225 °C
Fluxo do gás de arraste	30 mL min ⁻¹
Gás de arraste	Hélio
Fluxo do gás de arraste	30 mL min ⁻¹

Fonte: SIGMA-ALDRICH, 1994.

As frações de metano e de gás carbônico presentes na amostra foram avaliadas a partir da curva de calibração construída previamente para cada gás. Essas curvas foram obtidas pela injeção em triplicata no CG dos volumes 0,05 mL, 0,1 mL, 0,2 mL, 0,3 mL, 0,4 mL e 0,5 mL e obtendo como resposta a área correspondente. A Figura 22 representa a curva padrão de CH₄ e a Figura 23 é a do CO₂, com as suas respectivas equações da reta.

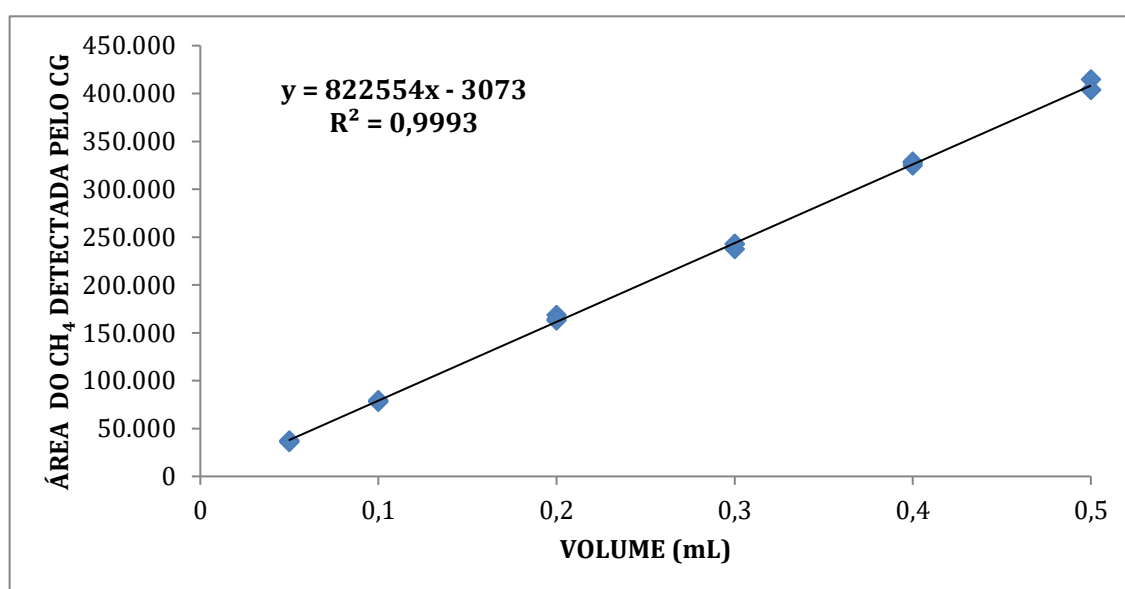
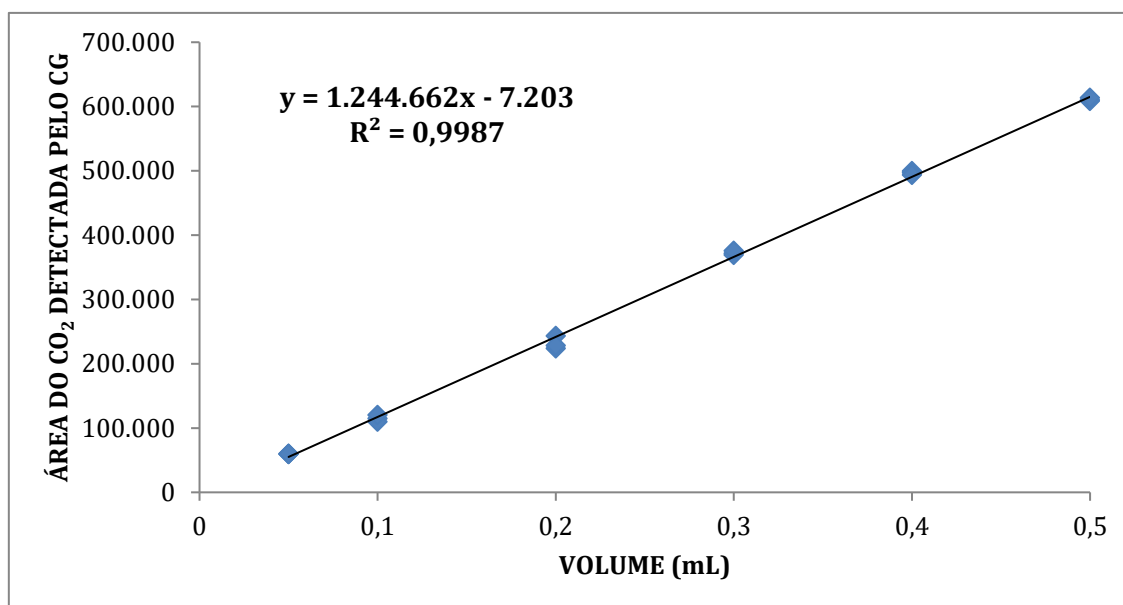
Figura 22 - Curva calibrada para CH₄.

Figura 23 - Curva calibrada para CO₂.



4.6 Modelagem cinética

Deferentes modelos matemáticos foram desenvolvidos para descrever o comportamento biológico dos microorganismos como a identificação das suas fases de crescimento e sua taxa específica de crescimento em diferentes condições do meio onde se encontram como a temperatura, pH e outros fatores com o objetivo de se otimizar o processo estudado (ZWIETERING *et al.*, 1990).

Um dos modelos cinéticos de mais utilizados no teste de PBM é a equação de Gompertz modificada (Equação 16) (MORAIS *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2014; FENG *et al.*, 2013).

$$B(t) = B_0 \cdot \exp \left\{ - \exp \left[\frac{\mu_m \cdot e}{B_0} \right] \cdot (\lambda - t) + 1 \right\} \quad \text{Equação 16}$$

Onde:

B_t = Produção específica de metano acumulado (mL CH₄/ g SV);

B_0 = Potencial máximo de metano acumulado (mL CH₄/ g SV);

μ_m = Taxa específica de produção de metano (mL CH₄/ g SV*dia);

λ = Fase lag (dia);

t = tempo de incubação (dia).

4.7 Biodegradabilidade Anaeróbia

A biodegradabilidade do substrato pode ser determinada a partir da razão entre o PBM e o PBTM (Equação 17) (FENG *et al.*, 2013; PHAM *et al.*, 2013; TRIOLO *et al.*, 2012).

$$\text{Biodegradabilidade anaeróbia} = \frac{PBM}{PBTM} \cdot 100\% \quad \text{Equação 17}$$

Onde:

PBM= Potencial Bioquímico de Metano (mL CH₄/ g SV);

PBTM = Potencial Bioquímico Teórico de Metano (mL CH₄/ g SV).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

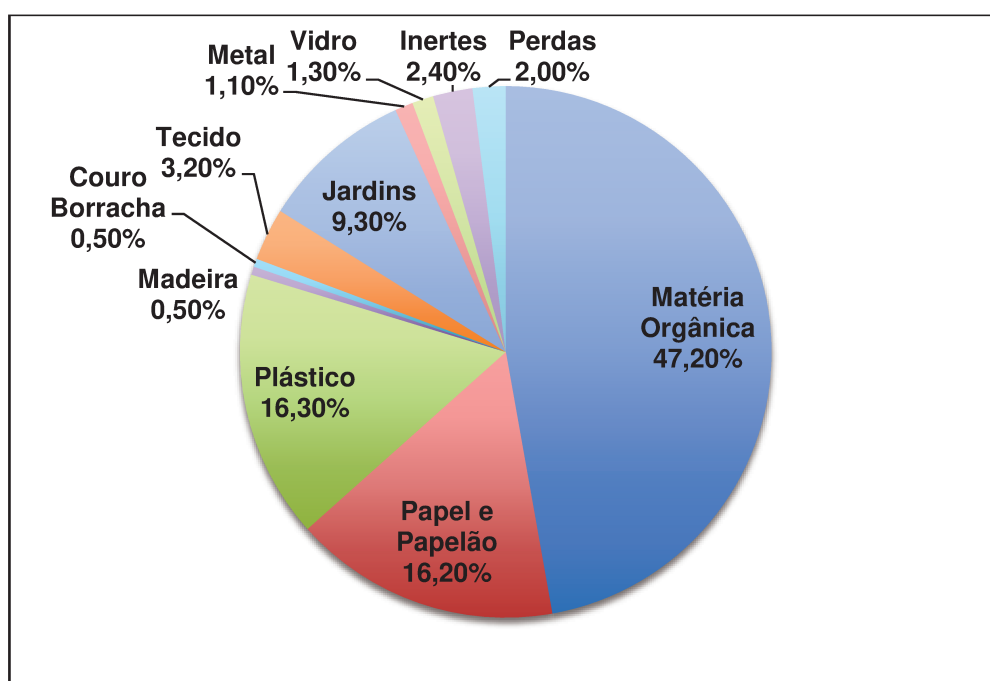
5.1 Determinação da Composição gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliar (RSD) e Resíduos Sólidos de Varrição (RSV) de Campinas

Campinas é uma cidade brasileira que fica no interior do estado de São Paulo e a 100 Km de distância da capital, São Paulo. A população estimada em 2015 foi de 1.164.098 habitantes e compreende uma área territorial de 794.571 Km² (IBGE, 2016).

A PNRS define resíduos sólidos urbanos como resíduos domiciliares (RSD) e de limpeza urbana (RSV), que corresponde a varrição e limpeza de logradouros, vias públicas e outros serviços. Considerando-se este conceito, Campinas faz a classificação gravimétrica dos RSU separadamente nessas duas vertentes (DLU, 2012).

A composição gravimétrica dos RSD foi feita a partir da análise do lixo de diferentes classes sociais entre os anos de 2007 e 2010 (Figura 24).

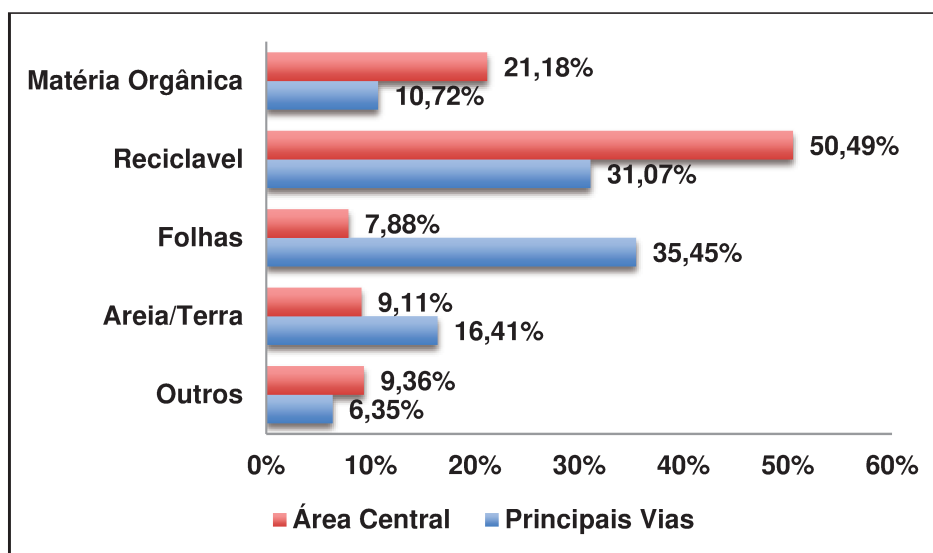
Figura 24 - Composição gravimétrica do RSD de Campinas.



Fonte: DLU (2012)

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos de varrição das vias públicas (RSV) é classificado em matéria orgânica, folhas, areia e terra, outros e material reciclado composto por papel e papelão, metal e vidro. Contudo, esta composição foi dividida entre duas regiões: a central e as principais vias (Figura 25).

Figura 25 - Composição gravimétrica de RSV de Campinas.



Fonte: DLU (2012)

O Departamento de Limpeza Urbana de Campinas (DLU, 2012) identificou que a composição gravimétrica da região central tem um elevado índice de material orgânico e reciclado, os quais não são característicos dos resíduos de varrição, quando comparados aos das principais vias. Levando-se em conta essa análise, a composição gravimétrica dos resíduos sólidos de varrição pública selecionada nesse estudo foi a das principais vias. Como os recicláveis da composição do RSV não foram separados, foi considerado como constituintes papel e papelão, metal e vidro na mesma proporção que os RSD.

5.1.1 Quantidade dos RSD e RSV

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), disponibilizou em seus inventários as quantidades anuais de RSD e, a partir de 2012, dados de RSU das cidades do estado. Para obter a quantidade de RSV, foi calculada a quantidade média dos dois resíduos anteriores.

De acordo com a DLU (2012) e para a obtenção da quantidade de RSD, foi feita a média dos anos considerados no estudo da composição gravimétrica de RSD, de 2007 a 2010, Tabela 16.

Tabela 16 - Quantidade de RSD por ano em Campinas.

ANO	RSD (ton/dia)
2007	740,30
2008	727,30
2009	732,80
2010	743,70
Média	736,03

Fonte: CETESB (2007-2010)

Da mesma forma, foi obtida a quantidade de RSU entre os anos de 2013 a 2015, Tabela 17. Não foi levado em consideração o dado referente ao ano de 2012 para a composição média do RSU, visto que seu valor, 755,82 toneladas por dia, estava muito discrepante dos anos seguintes.

Tabela 17 - Quantidade de RSU por ano em Campinas.

ANO	RSU (ton/dia)
2013	1237,69
2014	1248,24
2015	1258,49
Média	1248,14

Fonte: CETESB (2013-2015)

Assim, a quantidade média de RSV foi obtida pela diferença entre as médias de RSU e RSD, Equação 6. Logo, igual a 512,12 toneladas por dia.

$$Média_{RSV} = Média_{RSU} - Média_{RSD} \quad \text{Equação 6}$$

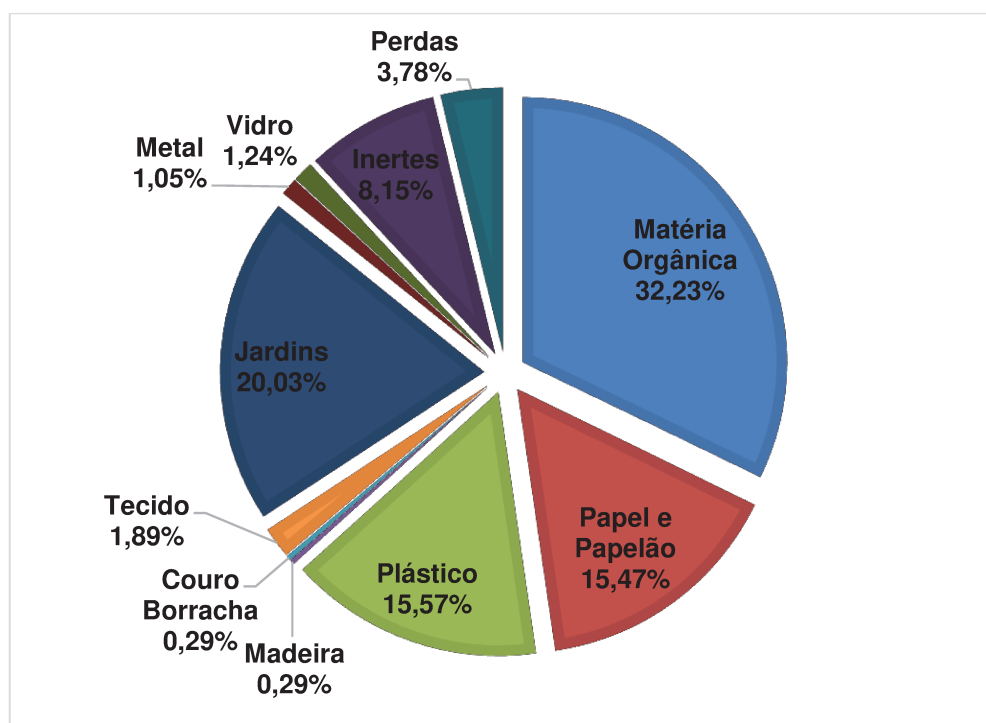
5.2 Composição gravimétrica de RSU de Campinas-SP

A maior fração de resíduos sólidos da cidade é composta por matéria orgânica, que são os resíduos de alimentos (32,23%), seguido de resíduos de jardinagem (20,03%), plástico (15,57%) e papel e papelão (15,47%) e outros materiais em menores proporções, conforme a Figura 26 que exhibe a composição gravimétrica dos RSU de Campinas.

As frações dos resíduos utilizados neste trabalho (matéria-orgânica, jardim e papel e papelão) representam um total de 67,7% da composição dos RSU de Campinas, sendo que a média nacional dessas frações, de acordo com BRASIL (2012), é de 64,5%, isto mostra que a composição gravimétrica do município representa as características gerais dos resíduos sólidos do país.

O processo de digestão anaeróbia ocorre na presença de substratos orgânicos e o resultado dessa análise mostrou que aproximadamente 68% dos resíduos da cidade podem ser considerados como matéria-prima para essa finalidade.

Figura 26 - Composição gravimétrica dos RSU de Campinas.



5.3 Estimativa teórica de metano pelo modelo de TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993)

O modelo de TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993) determinou a composição molecular, o volume de gases e a composição de cada fração dos resíduos constituintes de Campinas a partir da composição gravimétrica da cidade (Figura 26). A escolha deste modelo para o presente trabalho foi devido a possibilidade em se analisar cada tipo de resíduo da FORSU (Tabela 18).

Tabela 18 - Resultados das características dos substratos pelo modelo TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993).

Substrato	Molécula	Biogás (m ³ /Kg de RSU)	Metano (m ³ /Kg de RSU)	Composição de metano (%)
Fração alimentar	C _{21,5} H _{34,5} O _{12,7} N	0,27	0,14	53,6
Fração de jardim	C _{16,4} H _{24,7} O _{9,8} N	0,35	0,19	51,6
Fração de papel e papelão	C _{169,2} H ₂₈₀ O _{128,3} N	0,77	0,41	51,5
FORSU	C _{30,4} H _{48,7} O _{20,2} N	0,28	0,15	52,2

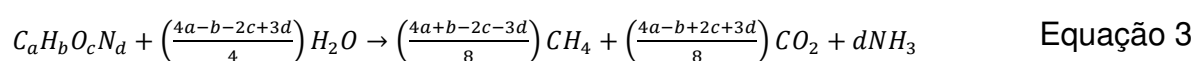
A molécula orgânica de papel e papelão mostrou-se com os maiores valores de carbono, hidrogênio e oxigênio pelo modelo, isso devido ao teor de umidade ser o mais baixo de todos os outros resíduos, apenas 6% (Tabela 11 e Tabela 12). Esse fator, ponderado para os cálculos da estimativa da molécula, influenciou nos resultados apresentados na Tabela 18. De acordo com THEMELIS e ULLOA (2006), a molécula de papel é de C₆H_{9,6}O_{4,6}N_{0,036}S_{0,01}, o que normalizado em relação ao nitrogênio é C_{166,7}H_{266,7}O_{127,8}N e a molécula de alimento e de jardim, normalizada é C_{21,4}H_{34,3}O_{12,5}N, valores bem próximos aos resultados encontrados neste trabalho.

Assim sendo, o volume de biogás e conseqüentemente do metano por quilograma de RSU de Campinas foi maior para os resíduos de papel e papelão com 0,77 e 0,41 m³/Kg de RSU, respectivamente, em relação aos outros resíduos que tiveram menos da metade da produção dos gases. Entretanto, a composição de metano presente em todos os resíduos manteve a média de 52,2%. Esse valor pode ser explicado pois o modelo estima a produção de metano em aterros sanitários cuja

a média de composição de metano no biogás é 50% (USEPA, 2014; THEMELIS e ULLOA, 2006).

5.4 Potencial Bioquímico Teórico de Metano (PBTM)

A partir da molécula orgânica obtida pelo modelo de TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993) e da equação de BUSWELL e MUELLER (Equação 3), o PBTM (Equação 4) foi calculado e seus resultados estão apresentados na Tabela 19. Para a celulose microcristalina, a molécula usada para o cálculo de PBTM foi $C_6H_{10}O_5$.



$$PBTM = \frac{22,4 * \left(\frac{n}{2} + \frac{a}{8} - \frac{b}{4} - \frac{3c}{8}\right)}{12n + a + 16b + 14c} \quad \text{Equação 4}$$

Tabela 19 - Resultado do Potencial Bioquímico Teórico de Metano dos substratos.

Substrato	PBTM (mL CH ₄ /g SV)
Celulose microcristalina	415
Fração de papel e papelão	446
Fração de jardim	484
Fração alimentar	507
FORSU	474

Os resultados mostraram que o resíduo de alimento de Campinas possui o maior valor teórico de produção do gás metano, com 507 mL CH₄/gSV, quando comparado aos outros substratos analisados. Contudo, a produção do gás dos outros substratos não varia muito, a diferença percentual do maior valor, resíduo de alimento, e do menor valor, celulose microcristalina, é de aproximadamente 18%.

De acordo com RAPOSO *et al.* (2011), o PBTM da celulose foi de 414 mL CH₄/gSV, valor próximo ao calculado para a celulose microcristalina. Para a FORSU, de acordo com NIELFA *et al.* (2015b), o valor teórico calculado foi de 494,3 mL CH₄/g SV, o que representa uma diferença de aproximadamente 4% do valor encontrado para a FORSU usada neste trabalho. Esse valor pode variar de acordo com a composição gravimétrica da região, e conseqüentemente da molécula orgânica

utilizada para a estimativa dos cálculos teóricos, além do teor de carboidrato, lipídio e proteína presentes nos resíduos (NIELFA *et al.* 2015b; RAPOSO *et al.*, 2011).

5.5 Composição e Caracterização das amostras simuladas e do inóculo

As amostras para cada fração foram pesadas (Tabela 20) e trituradas. Para a elaboração da amostra da FORSU foi utilizada a composição normalizada das frações alimentar, jardim e papel e papelão, apresentada na Figura 27. O resultado final para cada uma dessas frações está apresentado na Figura 28.

Tabela 20 - Peso de cada fração para a elaboração da amostra da FORSU.

	Constituição no RSU de Campinas (%)	Constituição normalizada na FORSU simulado (%)	Peso da amostra para a composição FORSU (g)
Fração Alimentar	32,23	47,6	95,2
Fração de Papel e Papelão	15,47	22,8	45,7
Fração de Jardim	20,03	29,6	59,1
FORSU	67,73	100,0	200

Figura 27 - Composição gravimétrica normalizada da FORSU.

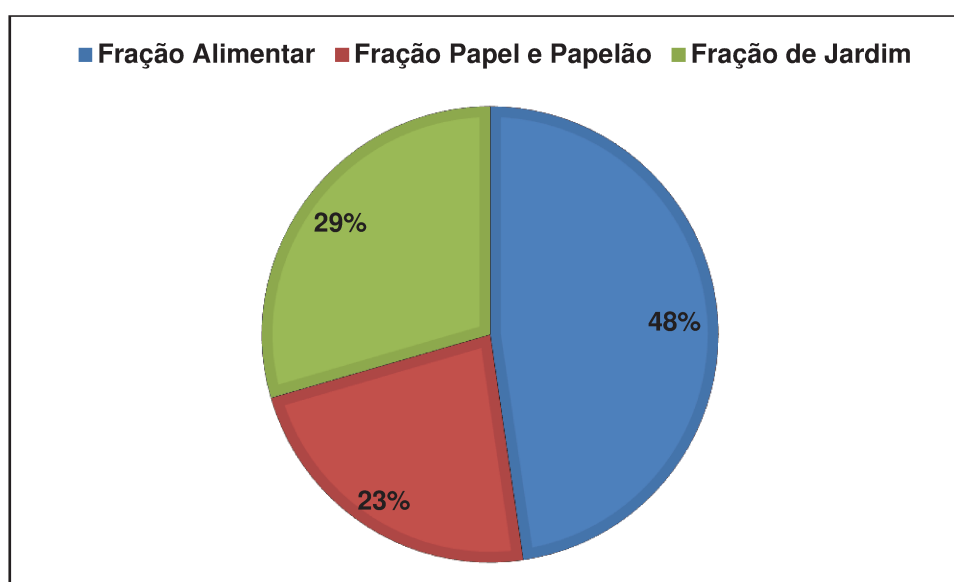


Figura 28 - Amostras simuladas das frações: Alimentar (a), Jardim (b), Papel e Papelão (c) e FORSU (d).



O teste de sólidos de cada substrato e do inóculo foram determinados em triplicata. A Tabela 21 apresenta a média desses resultados e seus respectivos desvio-padrão, a exceção da medição do pH.

Tabela 21 - Caracterização dos substratos e do inóculo.

Substratos	pH	Umidade (%)	ST (g/kg)	SV (g/kg)	SV/ST (%)	SF (g/kg)
Celulose microcristalina	6,2	5,4 ± 0,1	945,6 ± 0,9	945,2 ± 1,1	99,9	0,4 ± 0,2
Fração de papel e papelão	7,1	4,8 ± 0,1	952,3 ± 1,4	846,5 ± 2,2	88,9	111,1 ± 8,9
Fração de jardim	7,3	70,6 ± 0,9	293,7 ± 9,4	266,2 ± 2,1	90,6	22,3 ± 0,4
Fração alimentar	6,0	67,5 ± 0,2	325,2 ± 2,0	312,5 ± 1,8	96,1	12,7 ± 0,4
FORSU	7,2	56,3 ± 5,3	434,8 ± 50,6	377,4 ± 8,8	86,8	29,8 ± 2,5
Inóculo	7,9	92,6 ± 0,5	74,2 ± 4,8	51,4 ± 3,6	69,3	22,8 ± 1,2

A celulose microcristalina utilizada neste trabalho apresentou umidade aproximadamente de 5%, ST de 945,6 g/kg ou 94% e SV, teor de matéria orgânica, de 945,2 g/kg. Esses valores da série de sólidos são semelhantes ao trabalho de RAPOSO *et al.* (2011) que obtiveram o teor de umidade de 3%, o teor de ST de 97% e a relação de SV por ST de 100%.

Com relação a fração de papel e papelão, o teor de umidade com 4,8% mostrou-se com o valor próximo do considerado pelo modelo de TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993) de 6%. O teor de ST com 952,3 g/kg e o SV de 846,5 g/kg foram

semelhantes aos valores encontrados no trabalho de NIELFA *et al.* (2015a) com 940 g/kg e 731 g/kg, respectivamente.

A fração de jardim apresentou o teor de umidade de 70,6%, valor diferente da média considerada pelo modelo TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993) de 60%, mas dentro da faixa que vai de 30% a 80%. Com relação ao teor de ST e SV, 293,7 g/kg e 266,2 g/kg, respectivamente, foram um pouco acima da metade do encontrado por NIELFA *et al.* (2015a) com ST de 508 g/kg e SV de 449 g/kg. Essa diferença de resultados encontrados na literatura pode ser explicada pelas diferenças na composição dos tipos de resíduos de jardim que foram analisados.

Os resultados da fração alimentar mostraram que o teor de umidade, 67,5%, é similar ao usado pelo modelo de TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1993), 70%. Contudo, a heterogeneidade desse tipo de resíduo faz com que os valores encontrados na literatura tenham uma ampla faixa. Neste trabalho, o teor encontrado de ST e SV foi de 325,2 g/kg e 312,5 g/kg, por ordem. NIELFA *et al.* (2015a) constataram ST de 138 g/kg e SV de 134 g/kg, ZHANG *et al.* (2014) obtiveram uma faixa de 181 g/kg a 309 g/kg de ST e SV de 171 g/kg a 263,5 g/kg e pH de 6,5 e 4,2 e LI *et al.* (2014) encontraram em seu estudo ST de 234 g/kg e SV de 220 g/kg.

A FORSU foi o resíduo que teve a menor relação de SV e ST dos substratos estudados devido a sua composição apresentar diferentes tipos de constituintes como lipídios, proteínas, carboidratos, 86,8%, contudo os resultados de ST, 434,8 g/kg, e SV, 377,4 g/kg, possui valores próximos ao da literatura. NIELFA *et al.* (2015a) obtiveram ST de 461 g/kg e SV de 386 g/kg, em outro trabalho de NIELFA *et al.* (2015b) encontraram resultados semelhantes ao primeiro de ST com 467,9 g/kg e SV com 393,5 g/kg. Já CAMPUZANO *et al.* (2016) revisaram alguns trabalhos e encontrou a faixa de ST de 305 g/kg a 223 g/kg e SV de 281 g/kg a 197 g/kg.

O inóculo utilizado neste trabalho para o teste de digestão anaeróbia tem origem mesofílica e apresentou baixo conteúdo de ST, 74,2 g/kg, e SV, 51,4 g/kg, com relação aos outros substratos. De acordo com RAPOSO *et al.* (2011) a relação de SV e ST varia de 42% a 68% e o pH de 6,8 a 8,2, os resultados encontrados para inóculo neste trabalho encontram-se dentro da faixa com 69,3% de SV por ST e pH de 7,9.

O pH da mistura de inóculo com os substratos de casa frasco foi medido e a média para todos foi de 7,8. O objetivo desta análise foi avaliar se o valor do pH se encontra na faixa ótima de produção de metano pelas arqueias metanogênicas, entre 7 e 8. O resultado mostrou que todos se encontraram nesta faixa, sendo um indicativo provável da ausência de inibição da produção de metano por esses microorganismos.

5.6 Avaliação do teste de Potencial Bioquímico de Metano

Os testes de PBM foram determinados em batelada e em triplicata e dispostos na incubadora à 37° C, temperatura mesofílica. A duração do experimento foi de 60 dias. A medição do pH foi determinada apenas no início e no final do experimento, de acordo com a metodologia VDI 4630.

O cálculo do PBM foi obtido pela Equação 14 e os resultados apresentados na Tabela 22 foram discutidos nas seções 5.6.1, 5.6.2, 5.6.3, 5.6.4, 5.6.5 e 5.6.6.

$$PBM = \frac{V_{amostra} - V_{inóculo} \cdot \left(\frac{SV_{i,amostra}}{SV_{inóculo}} \right)}{SV_{substrato}} \quad \text{Equação 14}$$

Tabela 22 - Resultado do PBM para as amostras simuladas e o inóculo.

Substrato	PBM (N mL CH ₄ /gSV)
Inóculo	89,8
Celulose Microcristalina	383,9 ± 10,4
Fração de Papel e Papelão	373,3 ± 31,2
Fração de Jardim	294,5 ± 15,6
Fração Alimentar	381,9 ± 14,5
FORSU	410,7 ± 24,9

5.6.1 Avaliação do Inóculo

Dois testes de PBM foram realizados. O primeiro teste foi realizado com um frasco durante 66 dias e simultaneamente aos testes com os outros substratos. O

segundo teste foi realizado em triplicata dois meses depois do início do primeiro ensaio e durou 60 dias com o mesmo inóculo, cujo objetivo era comprovar o resultado do primeiro ensaio.

Observou-se que os testes em triplicata, referentes ao segundo ensaio, tiveram resultados diferentes do primeiro teste com o inóculo. A explicação mais provável para isso foi que durante o período de uma semana, o inóculo que estava desde a sua coleta a uma temperatura de 4 °C armazenado na geladeira para inativar ou reduzir as atividades microbiológicas, ficou a temperatura ambiente, aproximadamente 25 °C. Conseqüentemente, o mesmo entrou em atividade para a produção de biogás apresentando um resultado diferente do primeiro teste. Este resultado está retratado na Figura 29.

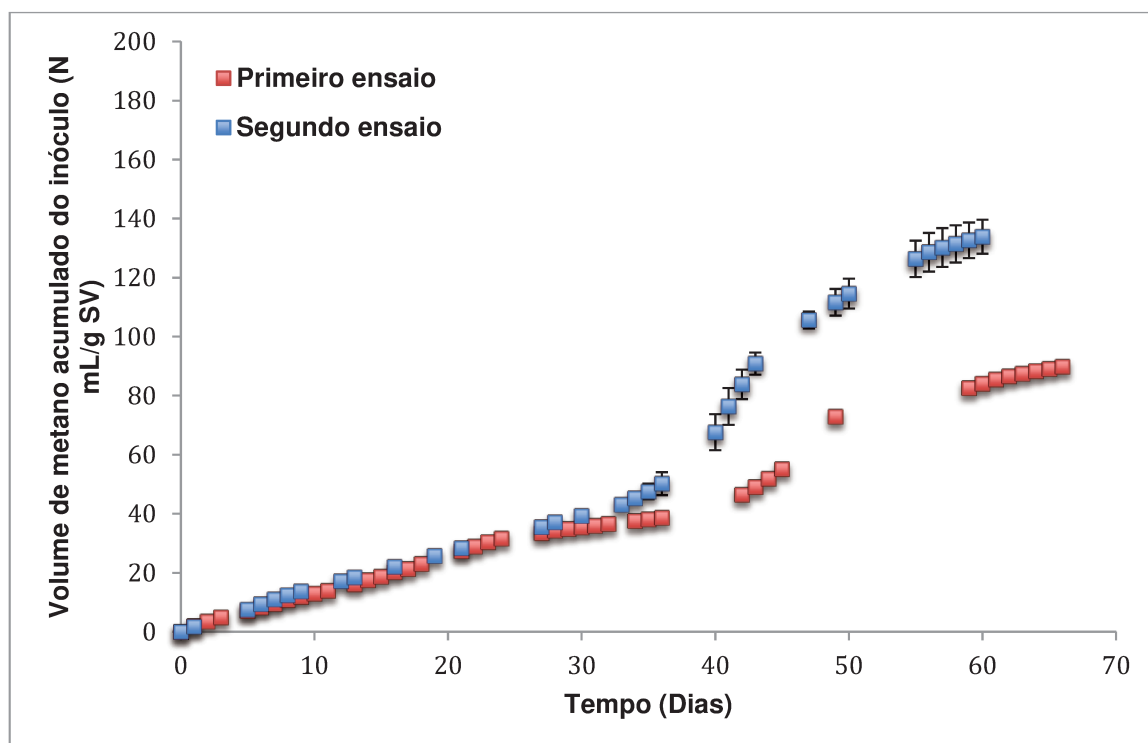
Uma característica exibida pelo inóculo foi o comportamento de duas curvas de evolução da produção de gás de metano, sendo a primeira aproximadamente nos primeiros 34 dias e a segunda até o final dos ensaios. Essa manifestação pode ser explicada como uma das curvas típicas de biogás apresentada na metodologia VDI 4630 chamada de comportamento de degradação gradual. Essa característica também foi observada no trabalho de RODRIGUEZ-CHIANG e DAHL (2015), eles estudaram os efeitos das diferentes razões de inóculo e substratos adicionados nos frascos e foi observado que as razões de 1 e 0,8 apontaram esse comportamento, enquanto que as de 2 e 0,5 expressaram um desempenho normal, de acordo com VDI 4630.

O desempenho dos dois ensaios foi semelhante nos primeiros 34 dias, considerada a primeira fase do comportamento do inóculo. A partir da segunda fase do processo de produção de metano por grama de SV se diverge e ao final do teste do PBM, a diferença do segundo ensaio para o primeiro é em torno de 33%.

Assim sendo, o resultado do segundo teste mostrou que o comportamento dos três reatores foi aproximadamente o mesmo, com a média de $133,8 \pm 5,75$ N mL CH_4/gSV , conforme mostrado na Figura 29. Logo, para a análise do PBM dos substratos foi considerado o valor obtido do primeiro experimento de 89,8 N mL CH_4/gSV . O inóculo para a realização deste trabalho foi proveniente de tratamento de

vinhaça, contudo a sua composição pode variar de acordo com os tipos de microorganismos presentes e a sua aplicação, como por exemplo o inóculo usado por NIELFA *et al.* (2015b) é proveniente de tratamento de águas residuárias e o seu PBM foi de 164,5 mL CH₄/gSV.

Figura 29 - Volume de metano acumulado do inóculo no primeiro e segundo ensaio ao longo dos dias.



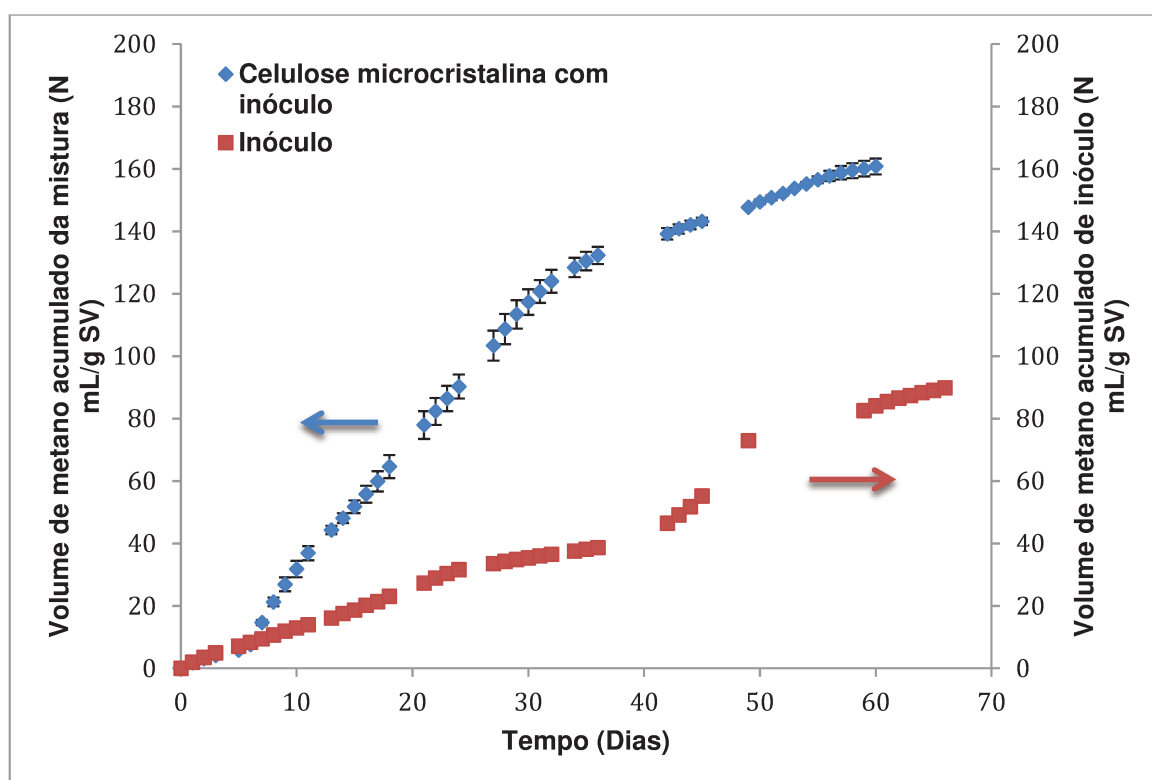
5.6.2 Avaliação da Celulose microcristalina

A celulose microcristalina foi usada como ensaio em branco cujo o objetivo era analisar o desempenho do inóculo para a degradação dos substratos. A Figura 30 exibe o resultado médio do PBM da mistura da celulose microcristalina e inóculo com o desvio-padrão, onde pode-se perceber que os primeiros 5 dias a produção de metano foi menor em relação aos dias subsequentes, além disso a característica da curva de acordo com a metodologia VDI 4630 é normal, ou seja, não houve a inibição do processo de digestão.

O volume de biogás acumulado do substrato produzido durante o experimento foi de $767,3 \pm 14,6$ N mL/gSV com média de composição de $61 \pm 14,3\%$

de CH₄ e o PBM deste substrato foi de $383,9 \pm 10,4$ N mL CH₄/gSV. Resultado semelhante ao de RAPOSO *et al.* (2011), que fez um estudo sobre os resultados de PBM em diferentes laboratórios e relatou uma faixa de 175 ± 6 mL CH₄/gSV até 412 ± 8 mL CH₄/gSV, com uma média de 340 ± 52 mL CH₄/gSV. O trabalho de RODRIGUEZ-CHIANG e DAHL (2015), que estudou o comportamento da celulose microcristalina, encontrou que a maior produção de metano foi de 332,9 mL CH₄/gSV para a razão de inóculo e substrato de 2. Esses números mostraram que o resultado encontrado neste trabalho está dentro dos valores identificados na literatura.

Figura 30 - Volume de metano acumulado para o inóculo e a celulose microcristalina e o inóculo ao longo dos dias.



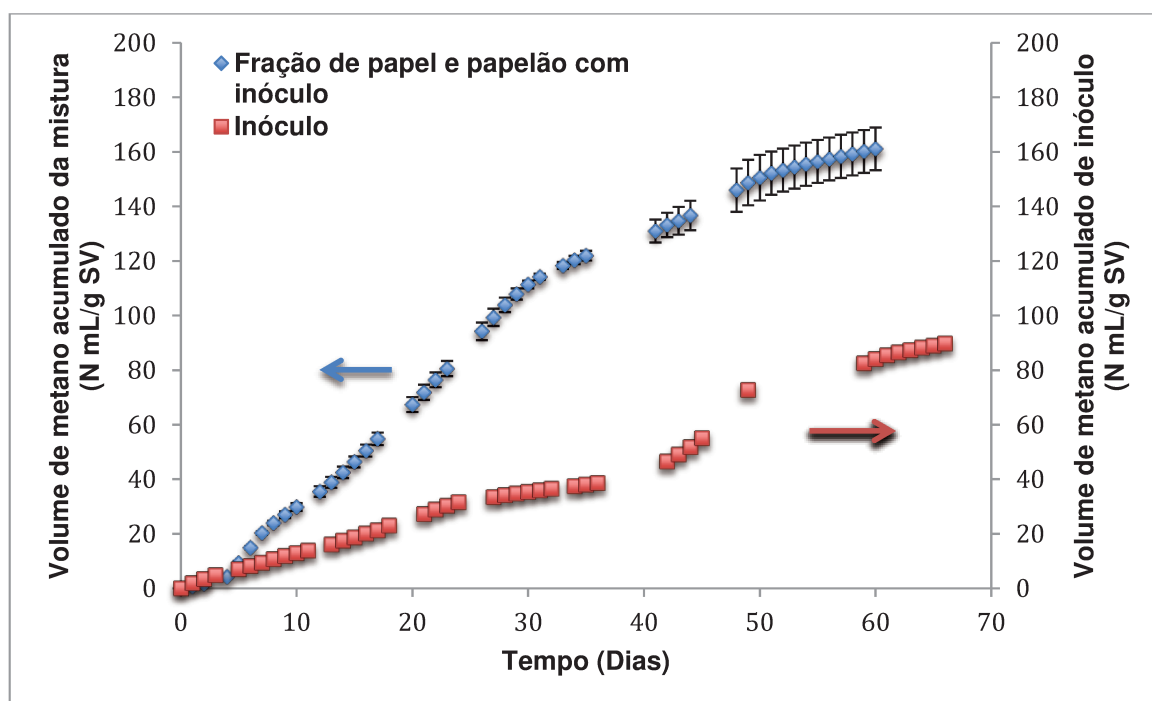
5.6.3 Avaliação da fração de Papel e Papelão

A fração de papel e papelão apresentou a média do volume de biogás total produzido durante o experimento de $717,0 \pm 29,4$ N mL/ g SV e a média da composição de metano durante o experimento foi de $58,5 \pm 14,2$ %. O PBM deste substrato foi de $373,3 \pm 31,2$ N mL CH₄/ g SV e a evolução do volume de metano acumulado da mistura de inóculo e papel e papelão com o tempo pode ser observada

pela Figura 31 com o desvio-padrão. Assim como foi observado no experimento com a celulose, os resíduos de papel e papelão tiveram uma baixa produção de metano nos primeiros cinco dias e a curva também teve o comportamento normal.

De acordo com o trabalho de NIELFA *et al.* (2015a), o PBM de papel encontrado foi de 217 ± 5 N mL CH₄/ g SV e o trabalho de WALTER *et al.* (2016) encontrou que para resíduos de pasta industrial de papel foi de $323 \pm 4,96$ N mL CH₄/ g SV. Esses valores da literatura mostram que, de acordo com a composição dos resíduos com o inóculo, os resultados podem variar, sendo que este trabalho tem o valor mais próximo ao de WALTER e seus colaboradores (2016).

Figura 31 - Volume de metano acumulado para o inóculo e a mistura da fração de papel e papelão e o inóculo ao longo dos dias.



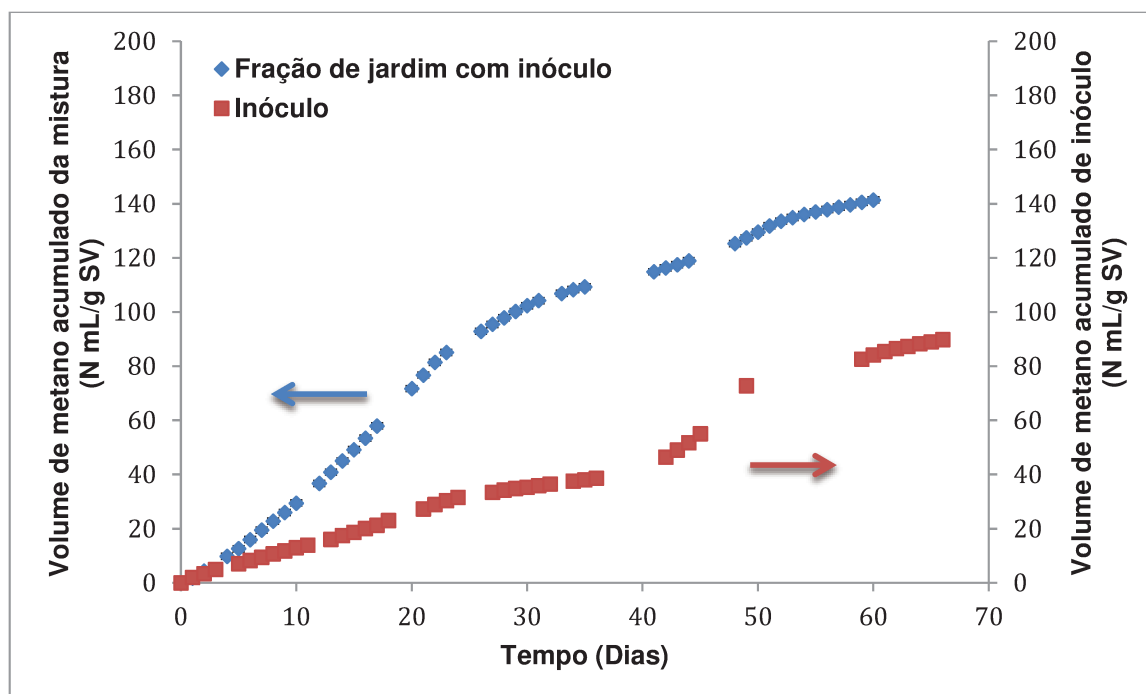
5.6.4 Avaliação da fração de Jardim

Assim como os outros substratos, a fração de jardim apresentou a característica de curva normal, onde a média do volume de biogás total produzido durante o experimento apenas deste resíduo foi de $538,7 \pm 27,3$ N mL/ g SV e a composição de metano de $59,3 \pm 8,9\%$. A Figura 32 exibe a evolução da produção de

metano por grama de SV contido na mistura de inóculo e o substrato com o desvio-padrão. Diferentemente da produção de gás ter sido baixa durante aproximadamente os primeiros cinco dias como no caso da celulose microcristalina e nos resíduos de papel e papelão, no caso da fração de jardim esse período foi um pouco mais curto, em torno de dois dias.

O PBM deste substrato foi de $294,5 \pm 15,6$ N mL CH₄/ g SV, comparando este resultado com a literatura, NIELFA *et al.* (2015a) encontraram 77 ± 7 mL CH₄/ g SV e MCENIRY *et al.* (2014) chegou ao resultado de variação de 283-383 N mL/ g SV estudando uma determinada espécie de grama. Ambos os trabalhos foram realizados a temperatura mesofílica, sendo que o resultado deste trabalho se encontra dentro do intervalo de MCENIRY *et al.* (2014).

Figura 32 - Volume de metano acumulado para o inóculo e a mistura da fração de jardim e o inóculo ao longo dos dias.



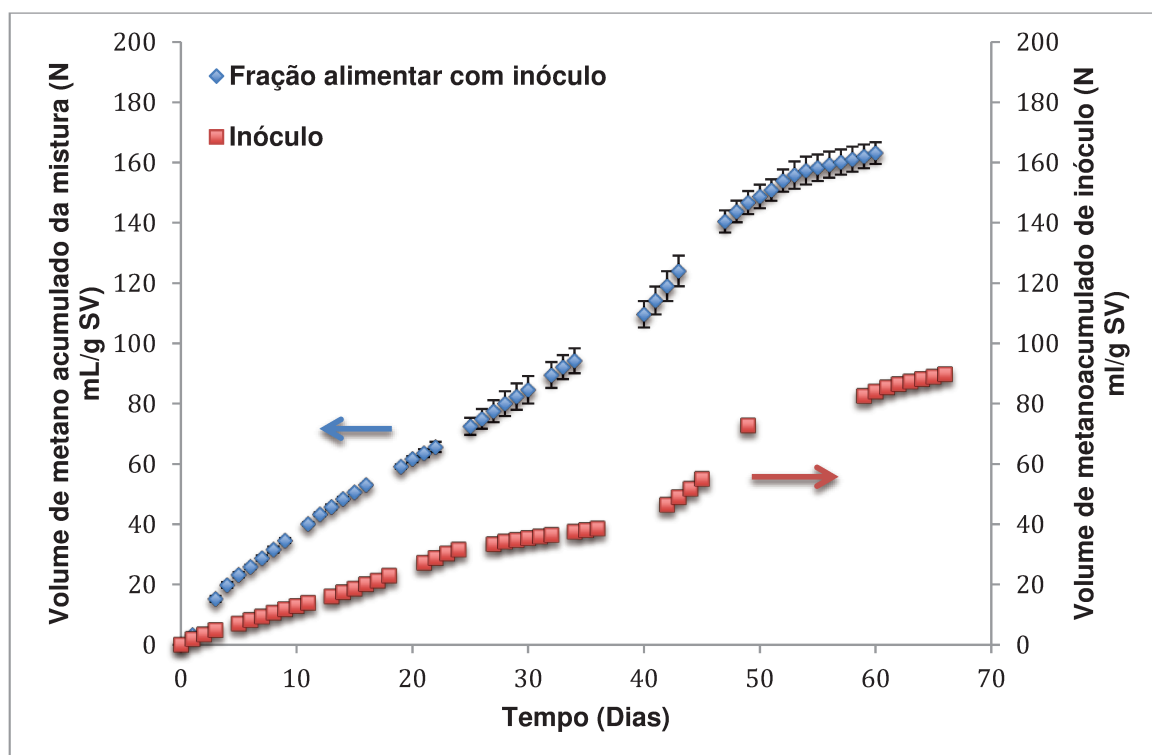
5.6.5 Avaliação da fração Alimentar

A fração alimentar apresentou a média do volume de biogás total produzido durante o experimento foi de $773,3 \pm 27,9$ N mL/ g SV e composição de metano de $57,4 \pm 13,8$ %. Neste caso, a curva normal não é tão nítida mostrando que a

degradação desse substrato aconteceu de forma mais lenta quando comparado aos casos anteriores. A Figura 33 apresenta o desenvolvimento da produção de metano com o tempo para a mistura de inóculo com a fração alimentar.

O PBM deste substrato foi de $381,9 \pm 14,5$ N mL CH₄/ g SV e na literatura diferentes faixas de PBM da fração de alimento podem ser encontradas como NIELFA *et al.* (2015a) obtiveram 194 ± 3 mL CH₄/ g SV para razão de inóculo e substrato de 1 e ZHANG *et al.* (2012) avaliaram dois resultados 445 ± 2 e 456 ± 7 N mL CH₄/ g SV, com razão de inóculo e substrato de 2 e 4, respectivamente. Essa diferença pode ser devido a composição desse tipo de resíduo e as condições de trabalho, que a pesar de ser mesofílica teve diferença na razão de inóculo e substrato usados nos trabalhos.

Figura 33 - Volume de metano acumulado para o inóculo e a mistura da fração alimentar e o inóculo ao longo dos dias.



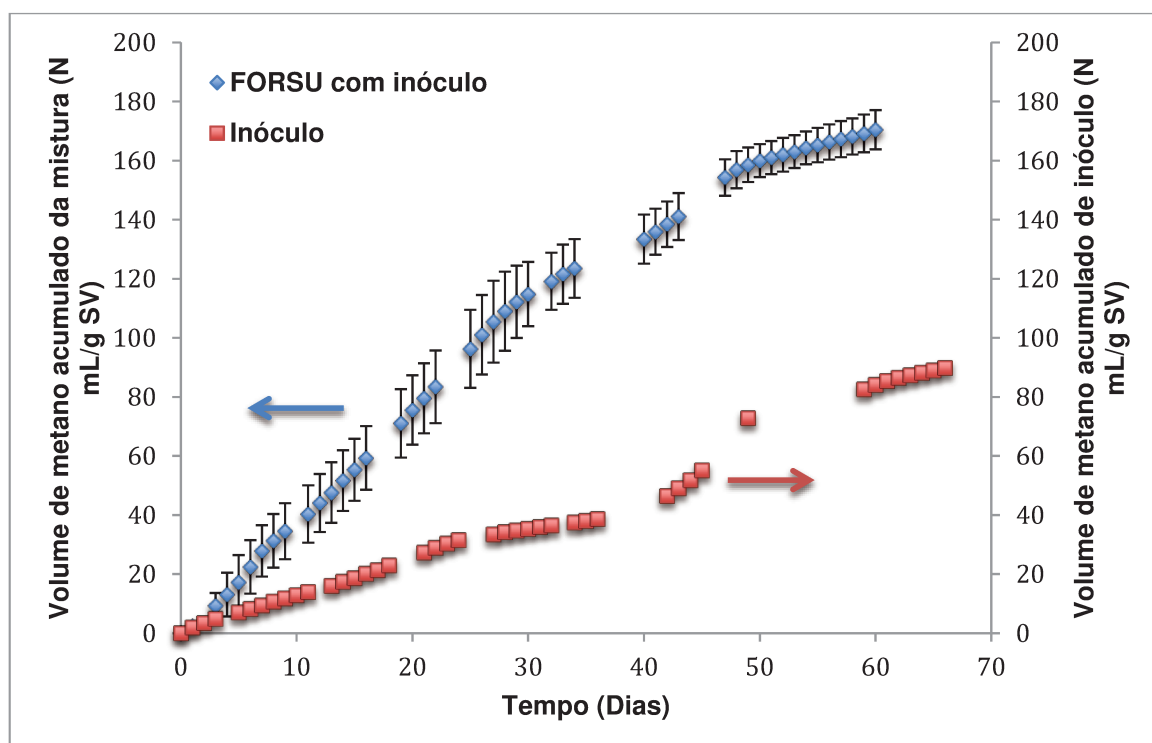
5.6.6 Avaliação da FORSU

A composição dessa fração é a mistura de todas as frações estudadas nas proporções gravimétrica do RSU de Campinas, chamados de FORSU. Esse resíduo apresentou a média do volume de biogás total produzido durante o experimento de

795,0 ± 9,2 N mL/ g SV e a composição de metano de 57,1 ± 14,3 %. Esse resíduo foi o que apresentou a maior variação do desvio-padrão ao longo de todo o experimento devido a heterogeneidade dos substratos dentro dessa composição, além disso a sua característica foi de curva normal, conforme exibido na Figura 34. De todos os substratos estudados, a FORSU foi o que retratou o maior resultado de PBM.

O PBM deste substrato foi de 410,7 ± 24,9 N mL CH₄/ g SV. Por ser uma mistura de diferentes resíduos e, conseqüentemente a sua composição pode variar de acordo com a sua região. ZHANG *et al.* (2012) quantificaram o PBM desta fração como 344 ± 10 e 364 ± 4 N mL CH₄/ g SV para as razões de inóculo e substrato de 2 e 4, para NIELFA *et al.* (2015a) o resultado foi de 145 ± 12 mL CH₄/ g SV e CAMPUZANO e GONZÁLEZ-MARTÍNEZ (2016) avaliaram uma faixa de 320 a 529 mL CH₄/ g SV.

Figura 34 - Volume de metano acumulado para o inóculo e a mistura da FORSU com inóculo ao longo dos dias.



5.7 Avaliação pelo ajuste da equação de Gompertz modificada

O comportamento cinético de degradação dos substratos permite entender a velocidade em que esses materiais são degradados. O mais utilizado para o teste de PBM é a equação de Gompertz modificada. Assim, a Figura 35 exibe o ajuste desta equação para cada substrato e o inóculo realizado no programa MATLAB® (2016) e os seus parâmetros estão descritos na Tabela 23, com o intervalo de 95% de confiança.

Como pode ser observado, a curva se ajustou bem para os testes com a celulose microcristalina (Figura 35a), a fração de papel e papelão (Figura 35b), fração de jardim (Figura 35c) e FORSU (Figura 35e). Entretanto, devido ao comportamento do inóculo ser de degradação gradual foi proposto neste trabalho a análise do modelo de Gompertz modificado em duas fases, a primeira tendo início do dia 0 ao 34 e a segunda do dia 35 ao 66, sendo obtido desta forma um bom ajuste para as duas curvas (Figura 35f) e o valor de PBM do inóculo de 94,98 N mL CH₄/gSV. A mesma análise foi realizada para a fração alimentar (Figura 35d), onde o melhor ajuste foi feito em duas etapas, devido a degradabilidade do substrato ter ocorrido de forma gradual, portanto o valor do PBM da mistura do alimento com o inóculo foi de 184,76 N mL CH₄/gSV. O maior valor obtido do PBM foi da mistura de inóculo com a FORSU com 181,13 N mL CH₄/gSV.

Outra característica obtida pelo modelo é a fase de adaptação do inóculo com cada substrato, chamado de fase lag, exposto na Tabela 23. O maior tempo de adequação foi da celulose microcristalina, com quase cinco dias e, ao mesmo tempo, foi o substrato que apresentou a maior taxa de produção de metano por dia, cerca de 5 N mL CH₄/gSV dia. Com relação ao resíduo de alimento, o ajuste pelo modelo da primeira fase apontou um valor negativo da fase lag, contudo dentro do intervalo de confiança, este resultado pode ser zero, o que significa que a aclimação do inóculo ao substrato foi praticamente imediata.

Relacionando o resultado obtido pelo modelo e o valor experimental da mistura do substrato com o inóculo da PBM apresentado nas Figuras 30 a 34, temos o erro, em módulo, de:

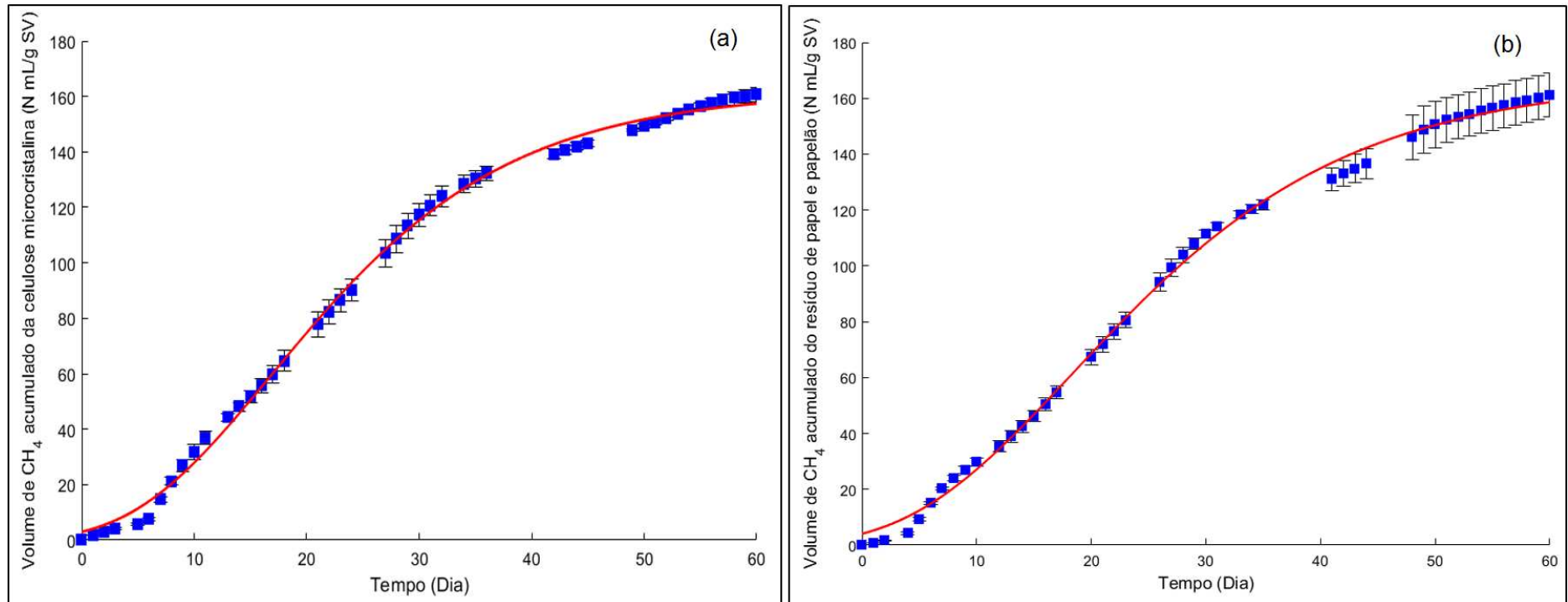
- Celulose microcristalina, erro de 0,8%;
- Papel e papelão, erro de 3,5%;
- Jardim, erro de 1%;
- Alimento, erro de 11,7%;
- FORSU, erro de 7,1%;
- Inóculo, erro de 5,5%.

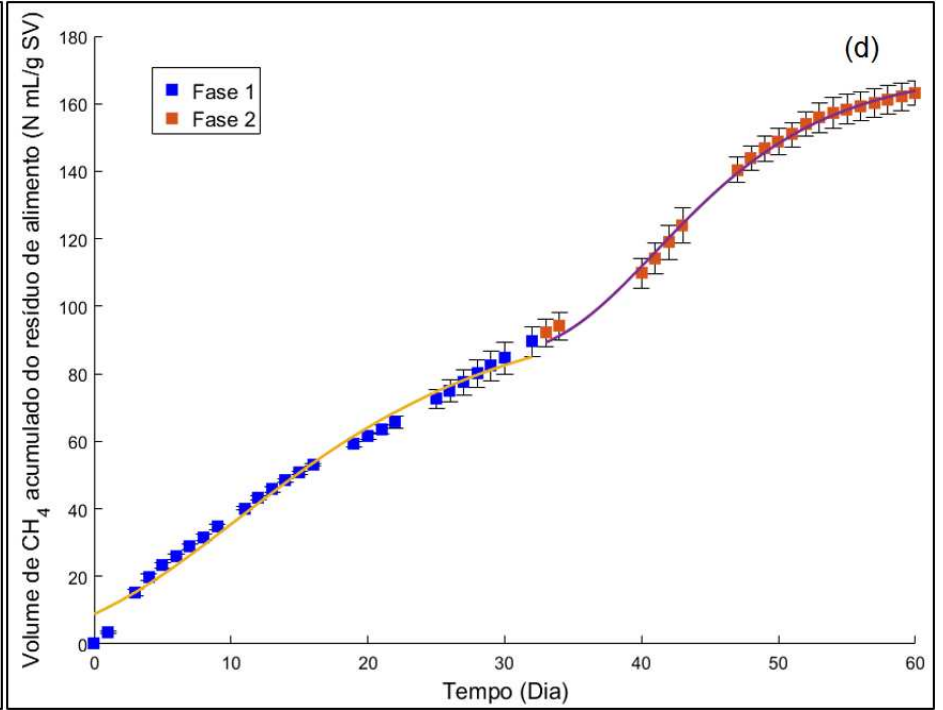
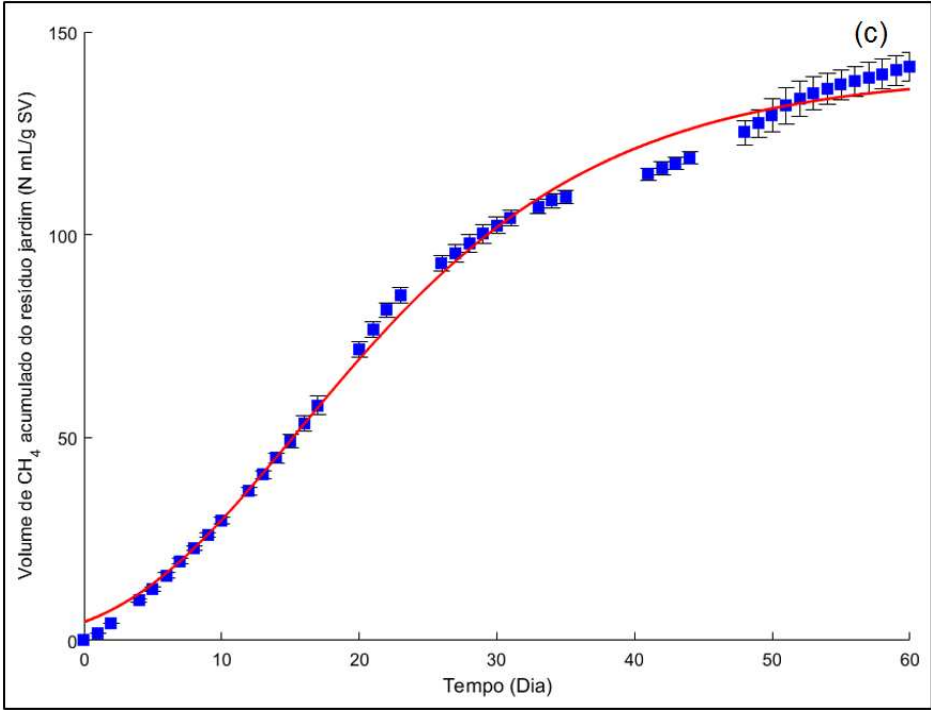
Pode-se concluir que o menor erro entre o valor experimental e o obtido pelo modelo de Gompertz modificado foi da celulose microcristalina. Contudo, todos apresentaram erro menor que 10%, com exceção do resíduo de alimento, o que de acordo com NIELFA *et al.* (2015b) é um dado para dizer se o modelo é preditivo ou não. Outro dado que informa a capacidade de reprodução da curva experimental e teórica é o valor do R^2 , sendo assim este modelo reproduz bem os resultados experimentais, mesmo aqueles que foram divididos em duas fases, visto que o valor foi acima de 0,98.

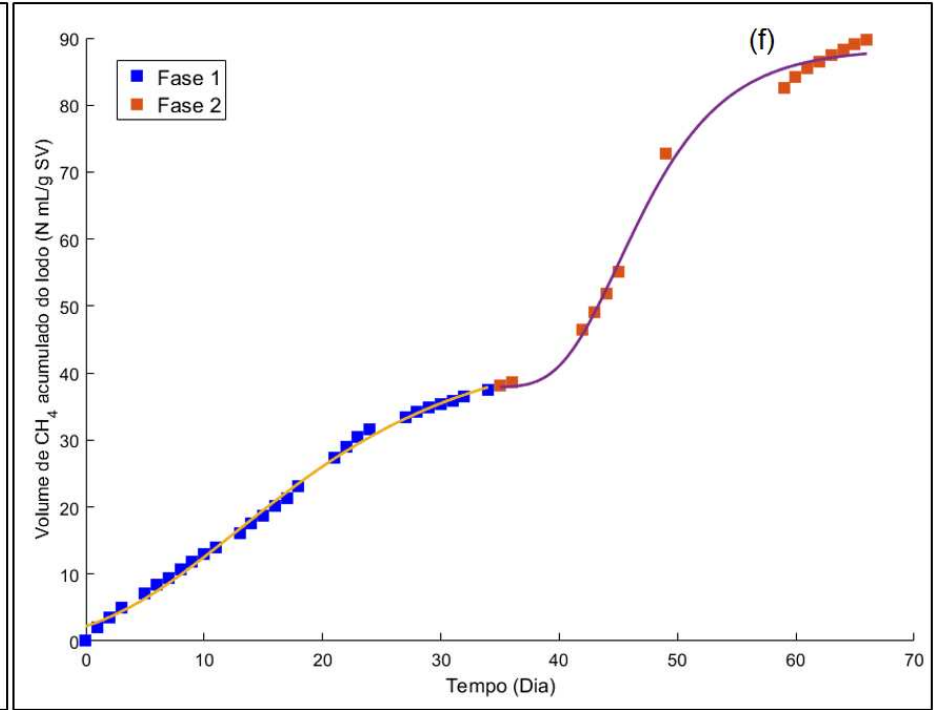
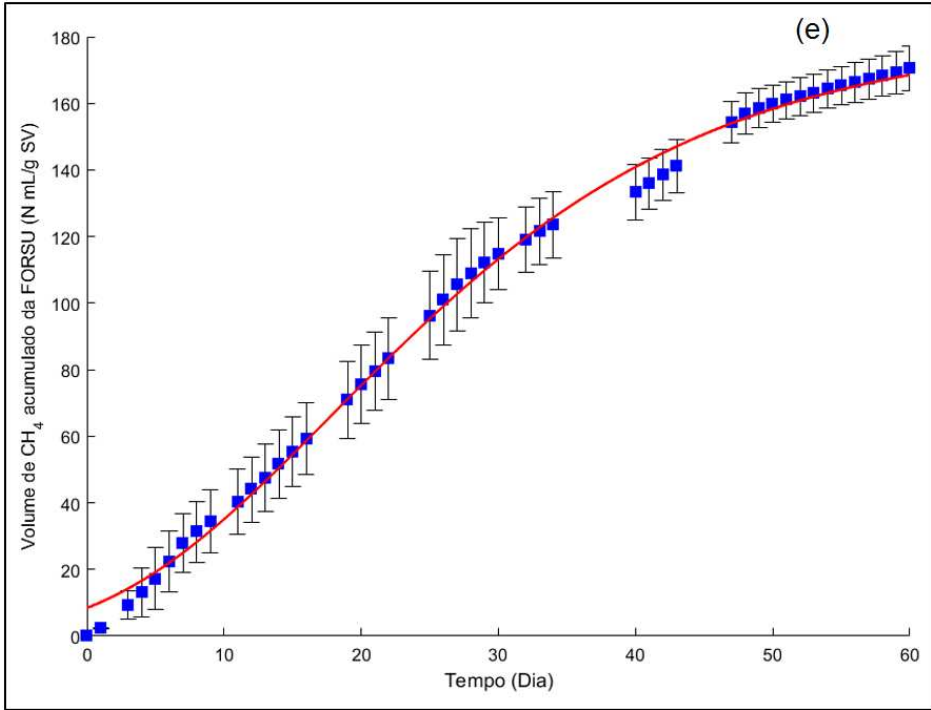
Tabela 23 - Resultado dos parâmetros do ajuste pelo modelo de Gompertz modificado.

Substrato	P (N mL CH ₄ /gSV)	μ_m (N mL CH ₄ /gSV dia)	λ (dia)	R ²
Celulose microcristalina	162,03 ± 2,40	4,90 ± 0,18	4,71 ± 0,55	0,9977
Resíduo de papel e papelão	166,90 ± 3,10	4,39 ± 0,16	4,37 ± 0,62	0,9975
Resíduo de jardim	139,96 ± 3,04	4,08 ± 0,22	2,92 ± 0,84	0,9947
Resíduo de alimento Fase 1 (0 - 32 dias)	99,62 ± 11,20	3,12 ± 0,33	-1,36 ± 1,32	0,9855
Resíduo de alimento Fase 2 (33 - 60 dias)	85,14 ± 3,26	4,25 ± 0,31	33,69 ± 0,71	0,9965
FORSU	181,13 ± 4,27	4,17 ± 0,17	1,94 ± 0,72	0,9969
Inóculo Fase 1 (0 - 34 dias)	44,47 ± 2,55	1,41 ± 0,07	1,13 ± 0,62	0,9962
Inóculo Fase 2 (35 - 66 dias)	50,51 ± 2,05	3,75 ± 0,78	40,09 ± 1,02	0,9946

Figura 35 - Ajustes pelo modelo de Gompertz modificado: a) Mistura de inóculo e Celulose microcristalina; b) Mistura de inóculo e fração de papel e papelão; c) Mistura de inóculo e fração de jardim; d) Mistura de inóculo e fração alimentar; e) Mistura de inóculo e FORSU; f) Apenas inóculo.





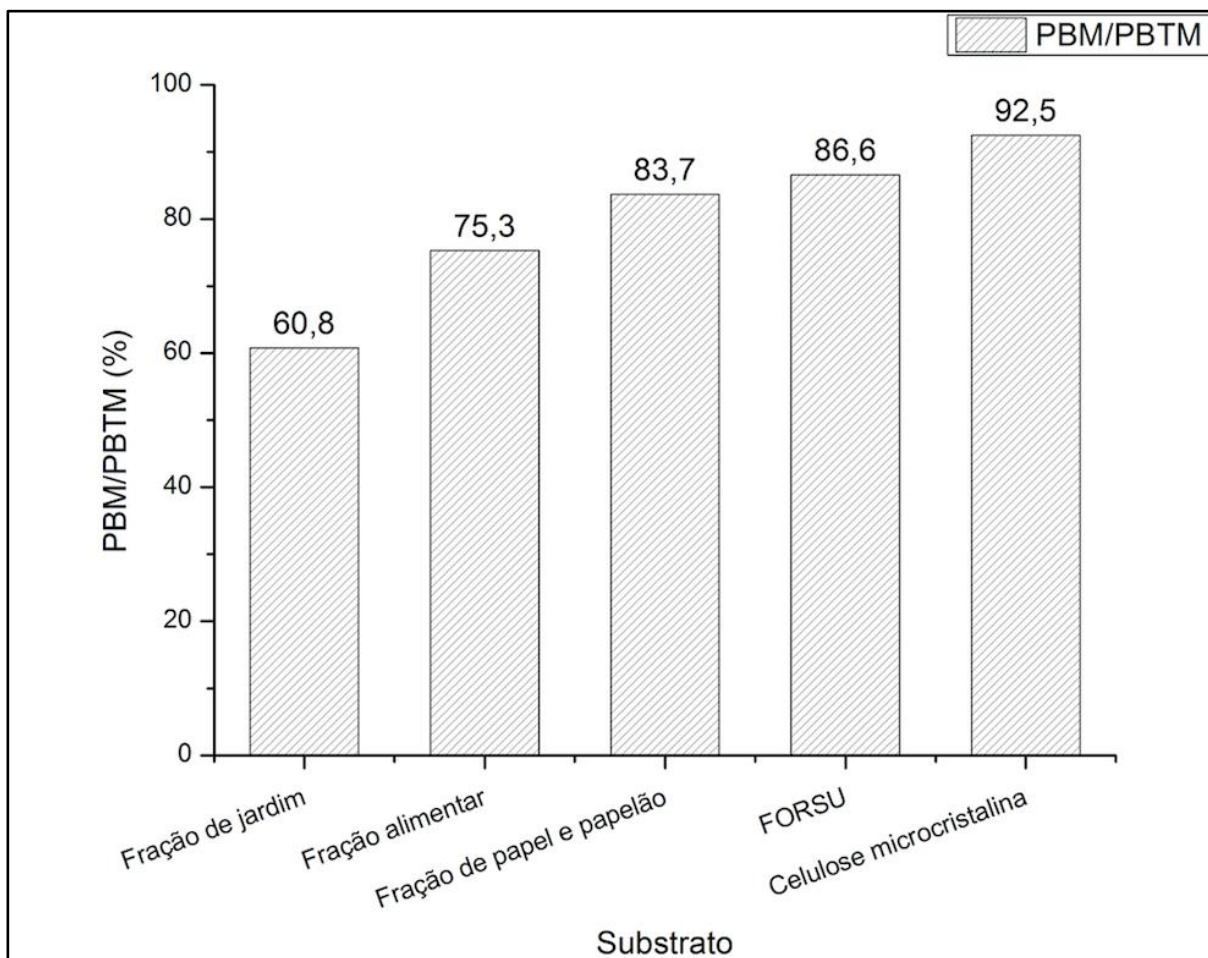


5.9 Biodegradabilidade dos substratos

A biodegradabilidade dos substratos foi avaliada pela comparação entre o resultado teórico, obtido pela equação de Buswell e Mueller, e pelo resultado experimental, exibido na Figura 36, em forma de porcentagem.

O potencial experimental de produção do metano não chega a ser igual ao valor teórico, provavelmente porque parte do substrato foi utilizado para as atividades metabólicas dos microorganismos (HIDALGO *et al.*, 2015; RAPOSO *et al.*, 2011; ANGELIDAKI *et al.*, 2011), como foi o caso dos testes com a celulose, a FORSU e a mistura de papel e papelão, os quais obtiveram o seu valor experimental acima de 80% em relação ao valor teórico. Contudo, é comum que o valor experimental não seja muito elevado como observado nos testes com resíduos de alimento e de jardim que tiveram o potencial experimental abaixo de 80%. Outra explicação é a equação de Buswell e Mueller (Equação 3), a qual superestima o valor teórico e não leva em consideração o uso de substrato e outras rotas de conversão para o metabolismo microbiano (HIDALGO *et al.*, 2015). Além disso, o valor experimental pode também ser superestimado, pois a metodologia APHA para determinação de SV, usada neste trabalho, considera uma de suas etapas a fase de secagem da matéria orgânica por 24h, a qual além da perda de água, o substrato também pode perder SV e, conseqüentemente, o total de SV utilizados para a determinação do PBM é menor o que deixa o PBM com um valor maior do que ele é realmente (ANGELIDAKI *et al.*, 2011).

De acordo com RODRIGUEZ-CHIANG e DAHL (2015), a degradação acima de 85% se adequa à faixa máxima da produção de metano e apresenta alta taxa de degradação. Sendo assim, o fato do valor experimental da celulose microcristalina ter chegado a 92,5% do seu valor teórico significa que os microorganismos presentes no inóculo atuaram de forma eficiente no processo de digestão anaeróbia, assim como no ensaio com FORSU.

Figura 36 - Biodegradabilidade dos substratos.

6. CONCLUSÃO

A finalização deste trabalho revelou as seguintes conclusões:

- A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos de Campinas tem potencial para ser explorado e usado como fonte de produção de metano;
- A utilização desta fração pode reduzir o volume de resíduos que são destinados aos aterros sanitários do país e, conseqüentemente, fomentar o setor de biocombustíveis por meio do processo de digestão anaeróbia;
- O inóculo utilizado neste trabalho possui os microorganismos e eficiência no processo de digestão anaeróbia dos substratos estudados, visto que o PBM experimental da celulose microcristalina chegou a 92% do valor teórico;
- O modelo de Gompertz modificado revelou-se como um bom ajuste para os resultados experimentais;
- Nenhuma das frações estudadas experimentalmente atingiram o resultado do potencial teórico de metano.
- O maior percentual de SV em relação aos ST das frações estudadas foi a alimentar (96,1%), assim como esta mesma fração apresentou o maior valor de PBTM (507 mL CH₄/ gSV), o que mostra que a quantidade de material orgânico com potencial para utilização de produção de biometano é elevada.
- A FORSU foi a fração que apresentou o maior valor de PBM, com $410,7 \pm 24,9$ N mL CH₄/ gSV, logo conclui-se que a mistura de todas as frações orgânicas da composição gravimétrica tem potencial para produzir mais metano do que essas mesmas frações individualmente.

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Neste capítulo são sugeridas algumas propostas que devem ser levadas em considerações para trabalhos futuros com o objetivo de aprimorar deste presente trabalho:

- Misturar outros substratos com a FORSU de Campinas, processo chamado na literatura de codigestão anaeróbia, para melhorar o rendimento de produção do gás metano;
- Fazer testes com os mesmos substratos fazendo uso de razões diferentes de substrato e inóculo e uso de outras temperaturas;
- De acordo com a metodologia VDI 4630, o tempo recomendado para incubação do inóculo é de sete dias. Entretanto, devido a característica desse inóculo ter se apresentado como degradação gradual, poderia aumentar o tempo de incubação do inóculo até que a diferença de produção de gás seja menor que 1%, como descrito na metodologia VDI 4630.
- Fazer a análise do teor de lipídio, carboidrato, proteína e outras substâncias presentes nos substratos, para que se possa analisar o potencial bioquímico teórico de metano também pela composição da fração orgânica a fim de comparar com a composição elementar.

8. REFERÊNCIAS

ADEKUNLE, K. F.; OKOLIE, J. A. **A Review of Biochemical Process of Anaerobic Digestion**. *Advances in Bioscience and Biotechnology*. 2015; 6; 205-212.

ANGELIDAKI, I.; KARAKASHEV, D.; BATSTONE, D.J.; PLUGGE, C.M.; STAMS, A.J.M. **Biomethanation and its potential**. *Methods in Enzymology*. 2011.494, 327–351.

AMAYA, O.M.; BARRAGÁN, M.T.C.; TAPIA, F.J.A. **Microbial Biomass in Batch and Continuous System**. 2013.

ASGARI, M. J.; SAFAVI, K.; MORTAZAEINEZHAD, F. **Landfill biogas production process**. *International Conference on Food Engineering and Biotechnology*. 2011; 9; 208-212.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2009. Disponível em: <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2014.pdf>>. Acesso em: 02 fev. 2016.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2010. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>. Acesso em: 02 fev. 2016.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2011. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>. Acesso em: 02 fev. 2016.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2012. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>. Acesso em: 02 fev. 2016.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2013. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>. Acesso em: 02 fev. 2016.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2014. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>. Acesso em: 02 fev. 2016.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2015. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>. Acesso em: 02 jan. 2017.

_____. **Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos**. 2013. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/arquivos/atlas_portugues_2013.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10.004/2004. **Resíduos Sólidos - Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PAPEL E CELULOSE (BRACELPA). **A Indústria de Papel no Brasil**. 2003. Disponível em:

<http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/seminario/florestal12.pdf>. Acesso em: 16 maio 2016.

ASSOCIACAO BRASILEIRA DE PAPEL E CELULOSE (BRACELPA). **Dados do setor**. 2014. Disponível em: <<http://bracelpa.org.br/bra2/sites/default/files/estatisticas/booklet.pdf>>. Acesso em: 20 mar.2016.

ASSOCIATION, American Public Health; ASSOCIATION, American Water Works; FEDERATION, Water Environment. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 1999. Disponível em: <http://www.mwa.co.th/download/file_upload/SMWW_1000-3000.pdf>. Acesso em: 20 maio 2016.

BANCO MUNDIAL. **Manual para a Preparação de Gás de Aterro Sanitário para Projetos de Energia na América Latina e Caribe**. 2003. Disponível em: <<http://docslide.com.br/download/link/manual-preparacao-de-gas-aterro-banco-mundial>>. Acesso em: 15 abr. 2016.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONOMICO E SOCIAL (BNDES). **Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa Estados Unidos e Japão**. Jaboaão dos Guararapes, PE: Grupo de Resíduos Sólidos – UFPE, 2014. Disponível em: <http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/produtos/download/aep_fep/chamada_publica_residuos_solidos_Relat_Final.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2016.

BARRENA, R.; FONT, X.; GABARRELL, X.; SÁNCHEZ, A. **Home composting versus industrial composting: Influence of composting system on compost quality with focus on compost stability**. Waste Management; 2014; 34; 1109-1116.

BATSTONE, D. J.; JENSEN, P. D. **Anaerobic processes**. Earth Systems and Environmental Sciences; 2011; 4; 615-639.

BOLAN, N. S.; THANGARAJAN, R.; SESHADRI, B.; JENA, U.; DAS, K. C.; WANG, H.; NAIDU, R. **Landfills as a biorefinery to produce biomass and capture biogas**. Bioresource Technology. 2013; 135; 578-587.

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Dispõe sobre a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em:<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>>. Acesso em 24 mar. 2016.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, 2012. Disponível em:<http://www.mma.gov.br/port/conama/reuniao/dir1529/PNRS_consultaspublicas.pdf>. Acesso em 11 nov. 2015.

BROUN, R.; SATTTLER, M. **Comparison of greenhouse gas emissions and potential electricity recovery from conventional and bioreactor landfills**. Journal

of Cleaner Production. 2016; 112; 2664-2673.

BUDZIANOWSKI, W.M. **Sustainable biogas energy in Poland: Prospects and challenges**. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2012; 16; 342-349.

BUSWELL, A. M.; MUELLER, H. F. **Mechanism of Methane Fermentation**. Industrial and Engineering Chemistry. 1952; 44; 550-552.

CAMPUZANO, R.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. **Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review**. Waste Management. 2016.

CHOONG, Y. Y.; NORLI, I.; ABDULLAH, A. Z.; YHAYA, M. F. **Impacts of trace elemento supplementation on the performance of anaerobic digestion process: A critical review**. Bioresource Technology; 2016; 209; 369-379.

CICLOSOFT. **Pesquisa anual sobre coleta seletiva: Radiografando a coleta seletiva**. 2014. Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclossoft/id/2>>. Acesso em: 18 fev. 2016.

COLÓN, J.; BLANCO-MARTÍNEZ, J.; GABARRELL, X.; ARTOLA, A.; SÁNCHEZ, A.; RIERADEVALL, J.; FONT, X. **Environmental assessment of home composting**. Resources, Conservation and Recycling; 2010; 54; 893-904.

COMÉRCIO DE APARAS DE PAPEL ADRIANA (2016). Disponível em: <<http://www.aparasadriana.com.br/reciclagem.html>>. Acesso em: 7 jun. 2016.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB) (São Paulo). **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos 2012**. 2013. Disponível em: <<http://residuossolidos.cetesb.sp.gov.br/residuos-solidos/residuos-urbanos-saude-construcao-civil/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 23 nov. 2015.

_____. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos 2013**. 2014. Disponível em: <<http://residuossolidos.cetesb.sp.gov.br/residuos-solidos/residuos-urbanos-saude-construcao-civil/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 23 nov. 2015.

_____. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos 2014**. 2015. Disponível em: <<http://residuossolidos.cetesb.sp.gov.br/residuos-solidos/residuos-urbanos-saude-construcao-civil/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 23 nov. 2015.

_____. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos 2015**. 2016. Disponível em: <<http://residuossolidos.cetesb.sp.gov.br/residuos-solidos/residuos-urbanos-saude-construcao-civil/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 12 maio. 2015.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM (CEMPRE). **CEMPRE REVIEW 2015**. Disponível em: <<http://cempre.org.br/artigo-publicacao/artigos>>. Acesso em: 14 fev. 2016.

DEPARTAMENTO DE LIMPEZA URBANA (DLU). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos (PMGI-RSU)**. 2012. Disponível em:

<http://www.campinas.sp.gov.br/arquivos/diagnostico_pgi_rsu_campinas.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2016.

DENG, L.; HÄGG, M. B. **Techno-economic evaluation of biogas upgrading process using CO₂ facilitated transport membrane**. International Journal of Greenhouse Gas Control. 2010; 4; 638-646.

DEUBLEIN D.; STEINHAUSER A. **Biogas from waste and renewable resources: An Introduction**. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, Weinheim. 443 p. 2008. Disponível em: <http://zorg-biogas.com/upload/book_biogas_plant.pdf >. Acesso em: 14 mai. 2016.

DOBRE, P.; NICOLAE, F.; FLORENTINA MATEI, F. **Main factors affecting biogas production - an overview**. Romanian Biotechnological Letters. 2014; 19; 9283-9296.

ENSINAS, Adriano Viana. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas-SP**. 2003. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000315429>>. Acesso em: 20 jan. 2016.

ENVIRONMENT CANADA. **Technical Document on Municipal Solid Waste Organics Processing**. 2013. Disponível em: <http://www.compost.org/English/PDF/Technical_Document_MSW_Organics_Processing_2013.pdf>. Acesso em: 28 abr. 2016.

ESPOSITO, G.; FRUNZO, L.; GIORDANO, A.; LIOTTA, F.; PANICO, A.; PIROZZI, F. **Anaerobic co-digestion of organic wastes**. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology. 2012.

EUROPEAN BIOGAS ASSOCIATION (EBA). **Biogas report 2013**. Disponível em: <<http://www.aebig.org/wp-content/uploads/2015/02/EBA-Biogas-Report-2013-Traducido.pdf> >. Acesso em: 8 jun. 2016.

EUROPEAN BIOPLASTICS. **Anaerobic Digestion Fact Sheet – 2015**. Disponível em: <<http://spotidoc.com/doc/1161177/fact-sheet-anaerobic-digestion>>. Acesso em: 03 mar. 2016

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Managing municipal solid waste: a review of achievements in 32 European countries**. 2013. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/managing-municipal-solid-waste>>. Acesso em: 15 jan. 2016.

FAGBOHUNGBE, M.O.; HERBERT, B. M. J.; HURST, L.; IBETO, C. N.; LI, H.; USMANI, S. Q.; SEMPLE, K. T. **The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimization anaerobic digestion**. Waste Management. 2016.

FENG, L.; LI, Y.; CHEN, C.; LIU, X.; XIAO, X.; MA, X.; ZHANG, R.; HE, Y.; LIU, G. **Biochemical Methane Potential (BMP) of Vinegar Residue and the Influence of Feed to Inoculum Ratios on Biogas Production**. BioResources. 2013; 8; 2487-2498.

FERNANDES, Juliana Gonçalves. **Estudo da Emissão de Biogás em um Aterro Sanitário Experimental**. 2009. Disponível em: <<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/516M.PDF>>. Acesso em: 09 dez. 2015.

FERRERA, I.; PONSAB, S.; VAZQUEZ, F.; FONT, X. **Increasing biogas production by thermal (70 °C) sludge pre-treatment prior to thermophilic anaerobic digestion**. Biochemical Engineering Journal. 2008; 42; 186-192.

FORSTER-CARNEIRO, T. **Digestión anaeróbia termofílica seca de resíduos sólidos urbanos: estudio de las variables del proceso em el arranque y estabilización del bio-reactor**. Tese (Doutorado em Engenharia Química). 2005. Universidad de Cádiz (UCA) - Espanha. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/27/2014/01/foster_carneiro.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2016.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). **Caderno técnico de reabilitação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte, 2010. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/Flavia/areas_degradadas.pdf>. Acesso em: 17 mai.2016

GRIMA-OLMEDO, C.; RAMÍREZ-GÓMEZ, Á.; ALCALDE-CARTAGENA, R. **Energetic performance of landfill and digester biogas in a domestic cooker**. Applied Energy. 2014; 134; 301-308.

GUO, J.; WANG, X; LIU, X.; LIAN, S.; ZHENG, L. **Effects of termal pre-treatment on anaerobic co-digestion of municipal biowastes at high organic loading rate**. Chemosphere. 2014; 101; 66-70.

HIDALGO, D.; MARROQUÍN, J. M. M. **Biochemical methane potential of livestock and agri-food waste streams in the Castilla y León Region (Spain)**. Food Research International. 2015; 73; 226-233.

HIJAZI, O.; MUNRO, S.; ZERHUSEN, B.; EFFENBERGER, M. **Review of life cycle assessment for biogas production in Europe**. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2016; 54; 1291-1300.

IEA BIOENERGY. **Task 37 Biogas Country Overview**. Disponível em:< www.iea-biogas.net/country-reports.html?../country.../Summary/Countryreport2013 > Acesso em: 16 mai. 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Brasil. **Cidades**. 2016. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=350950&search=sao-paulo|campinas>>. Acesso em: 15 maio 2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2000. Disponível em: <

http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/lixo_coletado/lixo_coletado109.shtm >. Acesso em: 2 mai.2016.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Rio de Janeiro). **Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009**. 2011. Disponível em: <<http://www2.inca.gov.br/wps/wcm/connect/2e71fe0047eaefbf89c8cd9ba9e4feaf/pof-consumo-alimentar-no-brasil-2008-2009.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=2e71fe0047eaefbf89c8cd9ba9e4feaf>>. Acesso em: 15 maio 2016.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos: Relatório de Pesquisa**. Brasília: IPEA, 2012. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf>. Acesso em: 20 jan.2016.

JAIN, S.; JAIN S.; WOLF I. T.; LEE J.; TONG Y. W. **A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste**. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2015; 52; 142-154.

JUCÁ, J. F. T. **Estudo de Alternativas Tecnológicas para Tratamento dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, com base na experiência da Europa, Estados Unidos e Japão**. Pernambuco, 2012. Disponível em: <<http://www.cabo.pe.gov.br/pners/CONTE%C3%9ADO%20DIGITAL/UFPE%20%20FADE/ALTERNATIVAS%20TECNOL%C3%93GICAS%20PARA%20O%20BRASIL.pdf>>. Acesso em: 26 mar. 2016.

KARLSSON, T.; KONRAD, O.; LUMI, M.; SCHMEIER, N. P.; MARDER, M.; CASARIL, C.E.; KOCH, F. F.; PEDROSO, A. G. **Manual Básico do biogás**. Lajeado – RS. Editora da Univates, 2014; 69 p. Disponível em: < https://www.univates.br/editora-univates/media/publicacoes/71/pdf_71.pdf >. Acesso em: 05 mai. 2016.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. **The anaerobic digestion of solid waste**. Waste Management. 2011; 31; 1737-1744.

KHAN, E. U.; MARTIN, A.R. **Review of biogas digester technology in rural Bangladesh**. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2016; 62; 247-259.

KLAVON, K. H.; LANSING, S. A.; MULBRY, W.; MOSS, A. R.; FELTON, G. **Economic analysis of small-scale agricultural digesters in the United States**. Biomass and Bioenergy. 2013; 54; 36-45.

KHANAL, S. K . **Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production**. Wiley. 2008; ISBN 978-0-813-82346-1.

KOTHAR, R.; PANDEY, A. K.; KUMAR, S.; TYAGI, V.V.; TYAGI, S.K. **Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview**. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2014; 39; 174-195.

KROGMANN, U.; KÖRNER, I.; DIAZ, F. L. **Composting: Technology**. In: Solid Waste Technology and Management, 2 Volume. 2010. p. 515-532.

LABATUT, R. A.; ANGENENT, L. T.; SCOTT, N. R. **Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates**. 2011. Bioresource Technology. 102; 2255-2264.

LAM, C. H. K.; ALVIN, W. M. IP.; BARFORD, J. P.; MCKAY, G. **Use of Incineration MSW Ash: A Review**. Sustainability. 2010; 2; 1943-1968.

LI, J.; ZICARI, S. M.; CUI, Z.; ZHANG, R. **Processing anaerobic sludge for extended storage as anaerobic digester inoculum**. Bioresource Technology. 2014; 166; 201-210.

LIU, C.; YUAN, X.; ZENG, G.; LI, W.; LI, J. **Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste**. Bioresource Technology. 2008; 99; 882 – 888.

LUCENA, LUCIANA DE FIGUEIRÊDO LOPES. **Análise do custo-benefício da reciclagem dos resíduos sólidos urbanos no Recife e Jaboatão dos Guararapes**. 2004. Tese (Doutorado em Economia) – UFPE. Recife. Disponível em: < <http://www.liber.ufpe.br/teses/arquivo/20041122085424.pdf> >. Acesso em: 15 abr.2016.

MACHIONE, E. C. **Caracterização dos resíduos domiciliares perigosos presentes nos resíduos sólidos urbanos do município de Colina-SP**. Hispeci & Lema On-Line. 2014; 5; 102-119.

MASSUKATO, LUCIANA MYOKO. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares**. 2008. Tese (Doutorado em Ciência da Engenharia Ambiental) – USP. São Carlos. Disponível em: < <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-18112008-084858/pt-br.php>>. Acesso em: 2 mai. 2016.

MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO GÜIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. **A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013**. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2014; 36; 412-427.

MAVAKALA, B. K.; LE FAUCHEUR, S.; MULAJI, C.K.; LAFFITE, A.; DEVARAJAN, N.; BIEY, E. M.; GIULIANI, G.; OTAMONGA, J. P.; KABATUSUULA, P.; MPIANA, P. T.; POTÉ, J. **Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill: Detailed geochemical characterization and toxicity tests**. Waste Management. 2016.

MCENIRY, J.; O'KIELY, P. **Anaerobic methane production from five common grassland species at sequential stages of maturity**. Bioresource Technology. 2013; 127; 143-150.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico dos Manejos de Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília, 2014. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2014>>. Acesso em: 04 abr. 2016.

MORAES, B.S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. **Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives**. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2015; 44; 888-903.

NIELFA, A.; CANO, R.; VINOT, M.; FERNÁNDEZ, E.; FDZ-POLANCO, M. **Anaerobic digestion modeling of the main components of organic fraction of municipal solid waste**. Process Safety and Environmental Protection. 2015a; 94; 180-187.

NIELFA, A.; CANO, R.; FDZ-POLANCO, M. **Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge**. Biothenology Reports. 2015b; 5; 14-21.

NUCASE. **Resíduos sólidos: plano de gestão de resíduos sólidos urbanos: guia do profissional e treinamento: nível 2**. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (org.). – Belo Horizonte: ReCESA, 2007, 100 p.

OLIVEIRA, C. **Transformando resíduos em energia: Geração de biogás a partir dos resíduos orgânicos (PROBIOGÁS)**. 2014. Disponível em: <<http://institutoideal.org/wp-content/uploads/2014/05/Biogas2.pdf>> Acesso em: 8 jun. 2016.

OONK, Hans. **Literature Review: Methane from landfills: Methods to quantify generation, oxidation and emissions**. 2010. Disponível em: <<http://www.ewp.rpi.edu/hartford/~ernesto/S2014/SHWPCE/Papers/SW-Landfill-Disposal/Oonk2010-FinalReport-LandfillMethane-Review.pdf>>. Acesso em: 14 mar. 2016.

PARO, A. C.; COSTA, F. C.; COELHO, S. T. **Estudo comparativo para o tratamento de resíduos sólidos urbanos: Aterros sanitários x incineração**. Revista Brasileira de Energia. 2008; 14; 113-125.

PARRA-OROBIO B.A., TORRES-LOZADA P., MARMOLEJO-REBELLÓN L.F., CÁRDENAS-CLEVES L.M., VÁSQUEZ-FRANCO C., TORRES-LÓPEZ W.A., ORDOÑEZ-ANDRADE J.A. **Efecto de la relación sustrato-inóculo sobre el potencial bioquímico de metano de biorresiduos de origen municipal**. Ingeniería Investigación y Tecnología. 2015; 4; 515-526.

PELLERA, F. M.; GIDARAKOS, E. **Effect of substrate to inoculum ratio and inoculum type on the biochemical methane potential of solid agroindustrial waste**. Journal of Environmental Chemical Engineering. 2016.

PARO, A. C.; COSTA, F. C.; COELHO, S. T. **Estudo comparativo para o tratamento de resíduos sólidos urbanos: Aterros sanitários x incineração**. Revista Brasileira de Energia. 2008; 14; 113-125.

PHAM, C.H.; TRIOLO, J.M.; CU, T.T.T.; PEDERSEN, L.; SOMMER, S.G. **Validation and Recommendation of Methods to Measure Biogas Production Potential of Animal Manure.** Asian AustralasJournal of Animal Science. 2013; 26; 864-873.

RAGHAB, S. M.; MEGUID A. M.; HEGAZI H. A. **Treatment of leachate from municipal solid waste landfill.** HBRC Journal. 2013; 9; 187-192.

RAJENDRAN, K.; KANKANALA, H. R.; MARTINSSON, R.; TAHERZADEH, M.J. **Uncertainty over Techno-economic potentials of biogas from municipal solid waste (MSW): A case study on an industrial process.** Applied Energy. 2014; 125; 84-92.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M.A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. **Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures.** Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2011; 16; 861-877.

RAPPORT, J.; ZHANG, R.; JENKINS, B. M.; WILLIAMS, R. B. **Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of Municipal Organic Solid Waste.** California Integrated Waste Management Board – California Environmental Protection Agency. 2008. Disponível em: <<http://www.calrecycle.ca.gov/publications/Documents/1275/2008011.pdf> >. Acesso em: 14 jan. 2016.

REZENDE, J. H.; Carboni, M.; Murgel, M. A. T.; Capps, A. L. A. P.; Teixeira, H. L.; Simões, G. T. C.; Russi, R. R.; Lourenço, B. L. R.; Oliveira, C. A. O. **Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP).** Engenharia Sanitária e Ambiental. 2013; 18; 1-8.

RODRÍGUEZ-ABALDE, Á.; XAVIER, F.; FERNÁNDEZ, B. **Optimization of the anaerobic co-digestion of pasteurized slaughterhouse waste, pig slurry and glycerine.** Waste Management. 2016.

RODRÍGUEZ-CHIANG, L. M.; DAHL, O. P. **Effect of Inoculum to Substrate Ratio on the Methane Potential of Microcrystalline Cellulose Production Wastewater.**BioResource. 2015; 10; 898-911.

ROMERO-GÜIZA, M.S.; VILA, J.; MATA-ALVAREZ, J.; CHIMENOS, J.M.; ASTALS, S. **The role of additives on anaerobic digestion: A review.** Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2016; 58; 1486-1499.

SCARLAT, N.; MOTOLA, V.; MONFORTI-FERRATIO, F.; MOFOR, L. **Evaluation of energy potential of municipal solid waste from Africa urban areas.** Renewable and Sustainable Energy Reviews. 2015; 50; 1269-1286.

SHIN, K. S.; KIM, C. H.; LEE, S. E.; YOON, Y. M. **Biochemical Methane Potential of Agricultural Waste Biomass.** Korean Journal of soil science and fertilizer. 2011; 44; 903-915.

SOUZA, M.A.; FUSS, M.; VARELLA, C.V.S.; LIMA, F.P.A. **Lixo zero: por uma rota tecnológica alinhada às diretrizes da política nacional de resíduos sólidos**. In: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea). *Catadores de materiais recicláveis: Um encontro nacional*. Rio de Janeiro, 2016. p. 337-406.

SOUZA, S. N. M.; HORTTANAINEN, M.; ANTONELLI, J.; KLAUS, O.; LINDINO, C. A.; NOGUEIRA, C. E. C. **Technical potential of electricity production from municipal solid waste disposed in the biggest cities in Brazil: Landfill gas, biogas and thermal treatment**. *Waste Management & Research*. 2014; 32; 1015-1023.

STEINMETZ, R. L. R.; MEZZARI, M. P.; SILVA, M. L. B.; KUNZ, A.; AMARAL, A. C.; TÁPPARO, D. C.; SOARES, H. M. **Enrichment and acclimatation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays**. *Bioresource Technology*. 2016; 219; 21-28.

STRÖMBERG, S.; NISTOR, M.; LIU, J. **Early prediction of the Biochemical Methane Potential through statistical and kinetic modeling of initial gas production**. *Bioresource Technology*. 2015; 176; 233-241.

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

THEMELIS, N. J.; ULLOA, P. A. **Methane generation in landfills**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2006; 32; 1243-1247.

TSAI, W.T. **Bioenergy from landfill gas (LFG) in Taiwan**. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2007; 11; 331-344.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2012**. Washinton D.C. 2014. Disponível em: <<https://www3.epa.gov/climatechange/Downloads/ghgemissions/US-GHG-Inventory-2014-Main-Text.pdf>>. Acesso em: 20 dez. 2016.

VDI-Richtlinien (Normas Técnicas da Associação Alemã de Engenheiros). **VDI 4630: Fermentation of organic materials. Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests**. Düsseldorf, 2006.

VERMA, S. **Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes**. 2002. Tese (Mestrado em Engenharia de recursos da terra) - Columbia University. Disponível em: <http://www.compost.org/CCC_Science_Web_Site/pdf/Biogas/anaerobic%20Digestion%20of%20Biodegradable%20Organics%20in%20MSW.pdf>. Acesso em: 11 mai. 2016.

VRIEZE, J. D.; HENNEBEL, T.; BOON, N.; VERSTRAETE, W. **Methanosacrina: The rediscovered methanogen for heavy duty biomethanation**. *Bioresource Technology*. 2012; 112; 1-9.

WARD, A. J.; HOBBS, P.J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L. **Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources**. *Bioresource Technology*. 2008; 99; 7928-7940.

YANG, Y.; CHEN, Q.; GUO, J.; HU, Z. **Kinetics and methane gas yields of selected C1 to C5 organic acids in anaerobic conditions**. *Water Research*. 2015; 87; 112-118.

YOON, Y. M.; KIM, S. H.; SHIN, K. S.; KIM, C.H. **Effects os Substrate to Inoculum Ratio on the Biochemical Methane Potential of Piggery Slaughterhouse Waste**. *Asian Australas Journal of Animal Science*. 2014; 27; 600-607.

WALTER, A.; SILBERBERGER, S.; JUÁREZ, M. F. D.; INSAM, H.; FRANKE- WHITTLE, I. H. **Biomethane potential of industrial paper wastes and investigation of the methanogenic communities involved**. 2016. *Biotechnology Biofuels*. 9-21.

WANG, B; STRÖMBERG, S.; LI, C.; NGES, I. A.; NISTOR, M.; DENG, L.; LUI, J. **Effects on substrate concentration on methane potential and degradation kinetics in batch anaerobic digestion**. 2015. *Bioresource Technology* 194; 240-246.

WANG, B. **Factors that Influence the Biochemical Methane Potential (BMP) test: Steps towards the Standardisation of BMP Test**. 2016. Tese de Doutorado – LUND University. Suécia. Disponível em: <http://portal.research.lu.se/portal/files/7485386/Thesis_Bing_Wang.pdf>. Acesso em: 2 nov. 2016.

WORLD BANK. **What a waste: A Global Review of Solid Waste Management**. Washington, Dc 20433 USA, 2012. Disponível em: <http://siteresources.worldbank.org/INTURBANDEVELOPMENT/Resources/336387-1334852610766/What_a_Waste2012_Final.pdf>. Acesso em: 07 abr. 2016.

ZHANG, Y.; BANKS, C. J.; HEAVEN, S. **Anaerobic digestion of two biodegradable municipal waste streams**. *Journal of Environmental Management*. 2012; 166-174.

ZWIETERING, M.H.; JONGENBURGUER, I.; ROMBOUTS, F. M.; RIET, K. V. **Modeling of the Bacterial Growth Curve**. *Applied and Environmental Microbiology*. 1990; 1875-1881.

ANEXO A

Adaptado de *Verein Deutscher Ingenieure* (VDI 4630): **Fermentação de matéria orgânica – Caracterização do substrato, amostragem, coleta de dados do material e testes de fermentação.**

Metodologia alemã certificada em 2006 e usada para determinar o Potencial Bioquímico de Metano (PBM), ou em inglês, *Biochemical Methane Potencial* (BMP).

No capítulo 7 são descritos os materiais e métodos para o teste de fermentação em batelada. Essa metodologia pode ser aplicada para todos os sólidos orgânicos ou líquidos. Neste teste é possível analisar:

- Avaliação do possível rendimento do biogás e da biodegradabilidade do material ou da mistura;
- Avaliação qualitativa da velocidade da degradação sob condições anaeróbias;
- Avaliação qualitativa de possíveis efeitos inibitórios.

Os resultados do teste vão depender da atividade biológica, temperatura do experimento e do substrato analisado.

A. Aparatos para o teste de fermentação

Deve-se garantir que os equipamentos estejam livres de oxigênio, por isso a preferência por vidros para todas as partes do processo em que estejam em contato com o biogás produzido.

A temperatura de operação do processo pode ser em condições mesofílica (37 °C +/- 2 °C), ou termofílica (55 °C +/- 1 °C), sendo assim, durante todo o processo deve-se garantir que esteja operando a temperatura escolhida para a realização do experimento, para isso, incubadoras podem ser usadas.

Caso a mistura de substrato e inóculo durante o teste forme uma camada flutuante ou espuma, os frascos devem sofrer um processo de mistura. Em muitos casos, uma mistura completa é o suficiente para um dia da análise do teste. A

principal razão para que haja essa mistura é para incentivar a desgaseificação do biogás que é formada e prevenir contra a formação de camadas que podem inativar o processo.

A vidraria usada para o teste da reação deve ser frascos de 0,5 L, 1 L ou 2 L. A quantidade de biogás produzida deve ser considerada para a escolha do equipamento utilizado na medição do seu volume. Um método simples é através do deslocamento de coluna d'água.

B. Inóculo

A preferência dos inóculos para a realização do teste são para aqueles que não estão sujeitos a inibição, que tenham contato com uma variedade de substâncias e que tenham uma diversidade biótica.

Antes de seu uso para a realização da fermentação, o inóculo deve permanecer por uma semana a temperatura teste, cujo objetivo é a redução da própria produção de biogás.

C. Quantidade da amostra

A quantidade de substrato não deve ser maior, em proporção, que a do inóculo. Isso deve ser levado em consideração para se evitar a inibição das reações bioquímicas. No geral essa relação deve ser 1 de substrato, para 2 de inóculo,

A quantidade de gás produzido não deve exceder a capacidade fermentativa do frasco para que possa ser evitados possíveis vazamentos e explosão dos frascos devido a pressão interna causada pelo gás.

D. Uso de uma amostra referência

A escolha da referência deve por um lado não fermentar muito rápido e por outro deve ter alta taxa de degradação. Caso não se conheça a amostra do inóculo

e seu potencial de degradabilidade é possível fazer um ensaio com celulose microcristalina.

E. O procedimento experimental

Esses testes devem ser feitos em no mínimo duplicata (mas é melhor em triplicata).

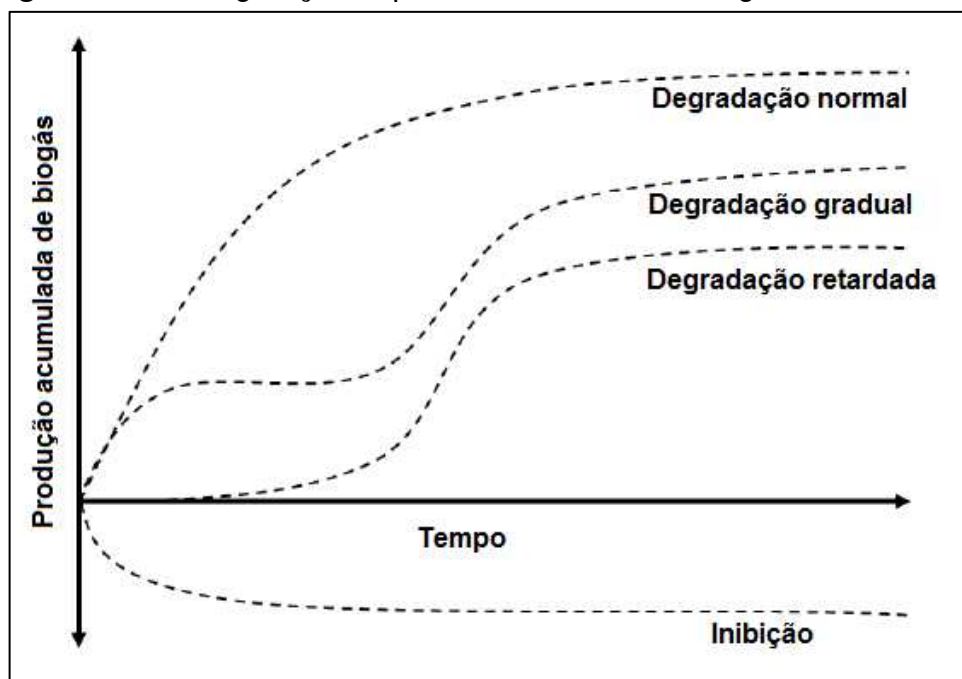
Antes do início do ensaio, os frascos devem ser lavados com nitrogênio para garantir a ausência de oxigênio residual. Durante o período de teste, deve-se garantir que o material que está sendo fermentado seja suficientemente misturado. Sendo assim, todos os dias os frascos devem ser mexidos para garantir a completa suspensão dos sedimentos e evitar as camadas de espuma.

A leitura do volume de gás deve ser feita, na fase inicial, todos os dias. Quando a quantidade de gás começa a cair, essa leitura pode ser realizada a cada 2 ou 3 dias.

O teste continua até que uma pequena quantidade de volume de gás seja produzida, essa fase “stop” é feita quando a diferença entre o volume de gás lido durante os dias que seguem, seja de apenas 1%. Normalmente todo o processo demora em média de 20-40 dias. Após o término do procedimento, o teste de pH deve ser realizado.

Algumas curvas típicas do comportamento acumulo de biogás foram identificadas pela metodologia (Figura 37) (VDI 4630, 2006 *apud* SHIN *et al.*, 2011)

Figura 37 - Configurações típicas do acúmulo de biogás.



Fonte: Adaptado de SHIN *et al.*, 2011.

ANEXO B – TABELA DE CONSUMO ALIMENTAR MÉDIO PER CAPITA (g/dia)

ALIMENTOS	SUDESTE	ALIMENTOS	SUDESTE
Arroz	175,6	Manga	2,5
Arroz Integral	6,1	Melancia	3,3
Preparações à base de arroz	1,8	Tangerina	4,2
Milho e preparações	7,4	Uva	1,1
Feijão	218,1	Salada de frutas	1,9
Feijão verde/corda	0,2	Outras frutas	6,7
Preparações à base de feijão	4,6	Oleaginosas	0,2
Outras leguminosas	0,7	Farinha de mandioca	0,8
Alface	3,8	Farofa	1,5
Couve	5,1	Cereais matinais	1,1
Repolho	1,1	Massas	4,9
Salada Crua	16,8	Macarrão instantâneo	6,6
Outras Verduras	1,9	Macarrão e preparações à base de macarrão	33,8
Abóbora	2,5	Pão de sal	52,1
Cenoura	1,3	Pão integral	0,7
Chuchu	1,2	Bolos	14,6
Pepino	0,3	Biscoito doce	3,9
Tomate	7,9	Biscoito salgado	6,8
Outros legumes	7	Biscoito recheado	4,2
Batata-doce	0,9	Pães, bolos e biscoitos diet/light	0,4
Batata-inglesa	23,2	Carne bovina	63,2
Batata-inglesa frita	0,7	Preparações à base de carne bovina	3,9
Mandioca	3,8	Carne suína	9,7
Outros tubérculos	1	Aves	32,7
Abacaxi	1,1	Preparações à base de aves	0,3
Açaí	1,1	Peixes frescos e preparações	11,4
Banana	18,5	Peixes em conserva	0,4
Laranja	22,1	Peixes salgados	2,6
Maçã	12,5	Outros pescados	0,5
Mamão	6,9		

Fonte: IBGE, 2011.

APÊNDICE – TABELAS DOS CÁLCULOS PARA A COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DE RSU

Composição Gravimétrica do RSD (2007-2010)		
	ton/dia	%
Matéria Orgânica	347,40	47,20
Papel e Papelão	119,24	16,20
Plástico	119,97	16,30
Madeira	3,68	0,50
Couro Borracha	3,68	0,50
Tecido	23,55	3,20
Jardins	68,45	9,30
Metal	8,10	1,10
Vidro	9,57	1,30
Inertes	17,66	2,40
Perdas	14,72	2,00
Média de RSD	736,03	

Composição Física do RSV		
	ton/dia	%
Matéria Orgânica	54,90	10,72
Reciclável	159,11	31,07
Folhas	181,54	35,45
Terra/Areia	84,04	16,41
Outros	32,52	6,35
TOTAL	512,12	100

Composição dos recicláveis do RSV			
	%RSD	%RSV	ton/dia
Papel e Papelão	16,2	46,41	73,86
Plástico	16,3	46,70	74,31
Metal	1,1	3,15	5,02
Vidro	1,3	3,72	5,93
TOTAL	34,9	100	159,11

Composição Gravimétrica de RSU de campinas		
	ton /dia	%
Matéria Orgânica	402,30	32,23
Papel e Papelão	193,09	15,47
Plástico	194,29	15,57
Madeira	3,68	0,29
Couro Borracha	3,68	0,29
Tecido	23,55	1,89
Jardins	250,00	20,03
Metal	13,11	1,05
Vidro	15,50	1,24
Inertes	101,70	8,15
Perdas	47,24	3,78
TOTAL	1248,14	100