



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS  
CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA CO-DIGESTÃO  
DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS E RESÍDUOS DE HORTIFRUTIGRANJEIROS**

SUELEN PAVI

São Leopoldo, Agosto de 2016.



SUELEN PAVI

**PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA CO-DIGESTÃO DA  
FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS  
E RESÍDUOS DE HORTIFRUTIGRANJEIROS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS - como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

**Orientador:** Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda

**Banca examinadora:** Prof. Dr. Gino Roberto Gehling  
Prof<sup>a</sup>. Dra. Luciana Paulo Gomes

São Leopoldo, Agosto de 2016.

P338p

Pavi, Suelen.

Produção de biogás a partir da co-digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e resíduos de hortifrutigranjeiros / Suelen Pavi. – 2016.

92 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2016.

“Orientador: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda.”

1. Biogás. 2. Digestão anaeróbia. 3. FORSU. 4. Resíduos de hortifrutigranjeiros. I. Título.

CDU 624

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
(Bibliotecário: Flávio Nunes – CRB 10/1298)

A dissertação de mestrado

**“PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA CO-DIGESTÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E RESÍDUOS DE HORTIFRUTIGRANJEIROS”**

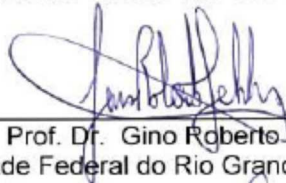
apresentada por **Suélen Pavi**

foi julgada e aprovada como atendimento parcial aos requisitos para a obtenção do grau de

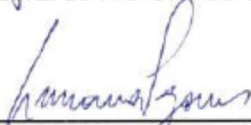
**MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL** pela seguinte banca examinadora:



Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda  
Orientador e Presidente da Banca Examinadora  
Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS



Prof. Dr. Gino Roberto Gehling  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS



Prof.ª Dr.ª Luciana Paulo Gomes  
Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

São Leopoldo, 19 de agosto de 2016.



Dedico aos meus pais, Rosane e Ernídio, ao meu irmão Renan e ao meu noivo Márcio.





## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, em primeiro lugar, pela vida, e por ter colocado tantas pessoas boas no meu caminho.

Aos meus pais, Ernídio e Rosane, e ao meu irmão Renan, pelo amor incondicional e pelo apoio em todos os momentos de minha vida. Obrigada, do fundo do meu coração, por me incentivarem e por me ensinarem a lutar sempre pelos meus sonhos.

Ao meu noivo, Márcio, pela ajuda, incentivo, compreensão e carinho durante o desenvolvimento deste trabalho. Muito obrigada por sonhar ao meu lado e por me fazer enxergar que na vida tudo é possível, basta perseverar em nossos objetivos.

Às minhas queridas amigas Aline, Ana Júlia, Ana Paula, Cíntia, Kátia e Paula por compreenderem as horas que estive ausente e por me divertirem nos momentos em que estivemos juntas.

Às minhas amadas colegas Alice, Angélica, Fernanda, Giseli, Ilana, Jaqueline, Joana e Luísa, pelas angústias compartilhadas e pelas palavras de carinho que me confortavam nas horas difíceis. Ao colega Flávio por compartilhar seus conhecimentos.

Ao meu orientador Professor Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda, pela oportunidade concedida, pela atenção e confiança em mim depositadas para o desenvolvimento do presente trabalho. Aos professores do PPGEC e todos os outros que fizeram parte de minha formação acadêmica, transmitindo conhecimentos e compartilhando experiência.

Ao colega Luis Eduardo Kramer pela responsabilidade e dedicação com as quais desenvolveu este trabalho, me auxiliando em todas as etapas.

Aos colegas do Laboratório de Saneamento Ambiental da Unisinos, Daiane, Luciano, Giovana e, em especial, à laboratorista Aimée, pela paciência e por compartilhar seus conhecimentos comigo durante a etapa experimental deste trabalho.

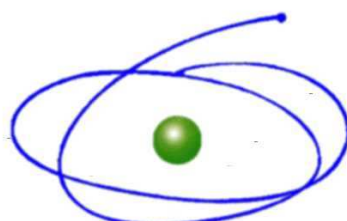
Ao órgão de fomento à pesquisa CAPES- Prosup e à Unisinos pela concessão da bolsa de estudos e pelo financiamento da pesquisa.

Enfim, a todos que não citei, mas que de alguma maneira estiveram ao meu lado durante esta caminhada e foram importantes para que eu conseguisse chegar até aqui.



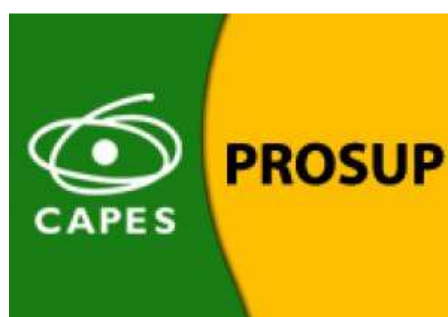
## FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA

Ministério  
da Educação



C A P E S

CONSELHO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO



PROGRAMA DE SUPORTE À PÓS-GRADUAÇÃO DE INSTITUIÇÕES DE ENSINO  
PARTICULARES



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>21</b>
1.1	OBJETIVOS	23
1.1.1	Objetivo geral	23
1.1.2	Objetivos específicos	23
1.2	ESTRUTURA DA PESQUISA	23
1.3	DELIMITAÇÕES DA PESQUISA	24
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	<b>25</b>
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL	25
2.1.1	Geração, composição e disposição final dos RSU no Brasil	25
2.2	RESÍDUOS DE HORTIFRUTIGRANJEIROS (RHF)	28
2.3	TECNOLOGIAS EMPREGADAS NO TRATAMENTO DE RESÍDUOS	29
2.4	DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS	30
2.4.1	Fases da Digestão Anaeróbia	31
2.4.2	Fatores intervenientes no processo de biodigestão	36
2.5	CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA	42
2.6	GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RSU	44
2.7	GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RHF	46
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>49</b>
3.1	SUBSTRATO E INÓCULO	49
3.2	SISTEMA EXPERIMENTAL	52
3.2.1	Condições de operação dos reatores anaeróbios	54
3.3	MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL	55
3.3.1	Determinação do teor de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV)	56
3.3.2	Determinação do pH	56
3.3.3	Determinação do COT	56
3.3.4	Determinação do Nitrogênio Total	56
3.3.5	Determinação de Fósforo Total	57
3.3.6	Determinação da alcalinidade total e acidez	58
3.3.7	Determinação dos AOV	58
3.3.8	Determinação do teor de metano no biogás	59
3.4	TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS	59
<b>4</b>	<b>APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS</b>	<b>61</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO E DO INÓCULO	61
4.2	GERAÇÃO DE BIOGÁS E MONITORAMENTO DO PROCESSO	63
4.2.1	Fase I (Reatores R1, R2 e R3)	63
4.2.2	Fase II (Reatores R4, R5 e R6)	66
4.2.3	Fase III (Reatores R7, R8 e R9)	69
4.2.4	Fase IV (Reatores R10, R11 e R12)	71
4.2.5	Comparação entre as bateladas	73
4.2.6	Análise do material digerido	78
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES</b>	<b>80</b>
5.1	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	82
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>82</b>



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Comparação energética de reações na DA .....	33
Tabela 2 – Frações percentuais dos diferentes resíduos na composição do RHF .....	51
Tabela 3 – Condições de operação dos reatores anaeróbios.....	54
Tabela 4 – Parâmetros de monitoramento do sistema experimental .....	55
Tabela 5 – Características da FORSU e do RHF utilizados como substrato na biodigestão anaeróbia.....	61
Tabela 6 – Características do lodo anaeróbio utilizado como inóculo na biodigestão.....	62
Tabela 7 - Produção de biogás e rendimento de metano em função dos STV da FORSU aplicados nos reatores da Fase I .....	65
Tabela 8 – Resultados dos parâmetros monitorados durante a batelada na Fase I.....	65
Tabela 9 - Produção de biogás e rendimento de metano em função dos STV de FORSU e RHF aplicados nos reatores .....	67
Tabela 10 - Resultados dos parâmetros monitorados durante a batelada na Fase II .....	68
Tabela 11 – Produção de biogás e rendimento de metano em função dos STV de FORSU e RHF aplicados nos reatores .....	70
Tabela 12 - Resultados dos parâmetros monitorados durante a batelada na Fase III.....	70
Tabela 13 - Produção de biogás e rendimento de metano em função dos STV de RHF aplicados nos reatores .....	72
Tabela 14 - Resultados dos parâmetros monitorados durante a batelada na Fase IV.....	73
Tabela 15 – Produção de biogás e rendimento de metano nas diferentes condições de alimentação.....	74
Tabela 16 – Resultados dos parâmetros monitorados durante as bateladas do experimento ...	76
Tabela 17 – Caracterização do material digerido em todas as bateladas.....	78





## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Composição gravimétrica dos RSU no Brasil.....	26
Figura 2 – Destinação final da massa de RSU coletada no estado do Rio Grande do Sul em 2014 .....	27
Figura 3 – Processo de DA para produção de biogás .....	31
Figura 4 – Fluxograma simplificado da etapa experimental .....	49
Figura 5 – FORSU utilizada no experimento .....	50
Figura 6- RHF utilizado no experimento.....	51
Figura 7 – Fluxograma da metodologia de caracterização dos resíduos .....	51
Figura 8 – Lodo anaeróbico de biodigestor utilizado como inóculo no experimento.....	52
Figura 9 – Reator anaeróbico de bancada e sistema de medição de biogás .....	53
Figura 10 – Sistema experimental em funcionamento .....	53
Figura 11 – Kit para análise de biogás Embrapa .....	59
Figura 12 – Produção acumulada de biogás dos reatores na Fase I .....	64
Figura 13 – Produção acumulada de biogás dos reatores na Fase II.....	67
Figura 14 – Produção acumulada de biogás dos reatores na Fase III.....	69
Figura 15 – Produção acumulada de biogás dos reatores na Fase IV.....	71
Figura 16 – Produção acumulada de biogás em todas as fases da etapa experimental .....	74



## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABRAS – Associação Brasileira de Supermercados  
ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais  
AGCL – Ácidos Graxos de Cadeia Longa  
AGV – Ácidos Graxos Voláteis  
AOV - Ácidos Orgânicos Voláteis  
CEASA – Central Estadual de Abastecimento S/A  
C/N – Relação Carbono Nitrogênio  
COT – Carbono Orgânico Total  
DA – Digestão Anaeróbia  
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
ETE – Estação Tratamento Esgoto  
FAO - *Food and Agricultural Organization*  
FORSU – Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos  
HPLC - High Performance Liquid Chromatography/ Cromatografia Líquida de Alta Eficiência  
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento  
NDIR – *nondispersive infrared* / infravermelho não dispersível  
N<sub>T</sub> – Nitrogênio Total  
NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Nitrogênio Amoniacal  
OCDE – *Organisation for Economic Co-operation and Development*  
pH – Potencial Hidrogeniônico  
PNRS – Plano Nacional de Resíduos Sólidos  
PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico  
P<sub>T</sub> – Fósforo Total  
RHF – Resíduo de Hortifrutigranjeiros  
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos  
RSS – Resíduos de Serviços de Saúde  
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento  
ST – Sólidos Totais  
STF – Sólidos Totais Fixos  
STV – Sólidos Totais Voláteis  
S/I – Relação Substrato Inóculo  
TRS – Tempo de Retenção Sólidos  
UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*/ Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente em Manto de Lodo



## RESUMO

PAVI, S. **Produção de biogás a partir da co-digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e resíduos de hortifrutigranjeiros.** São Leopoldo, 2016. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Unisinos, São Leopoldo. 2016.

A digestão anaeróbia (DA) de resíduos é uma opção ambientalmente adequada para o tratamento de resíduos orgânicos e produção de biogás. Contudo, a eficiência do processo é influenciada por diversos fatores, incluindo a composição do substrato. Resíduos de hortifrutigranjeiros (RHF) apresentam propriedades físico-químicas adequadas para sua utilização como fonte energética. Porém, o alto teor de açúcares simples contido nas frutas e vegetais tende a acidificar o meio, inibindo a atividade dos microrganismos metanogênicos. A co-digestão com outros resíduos é uma alternativa para melhorar a estabilidade do processo. A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) também possui grande potencial energético que pode ser recuperado, e quando em co-digestão com RHF, a produção de biogás pode ser aumentada. Nesse contexto, o presente estudo buscou avaliar a produção de biogás a partir da co-digestão da FORSU com RHF, visando estabelecer uma proporção ótima onde a produção de biogás é máxima, sem danos à estabilidade do processo. O estudo foi realizado em quatro fases, em regime de batelada a 35 °C, empregando lodo anaeróbio como inóculo na relação S/I de 1/1 em termos de sólidos totais voláteis (STV). A massa de STV adicionada nos reatores foi a mesma em todas as condições. Foram testados a FORSU (Fase I) e os RHF (Fase IV) como mono-substrato e a co-digestão desses resíduos nas relações FORSU/RHF de 1/1 (Fase II) e de 1/3 (Fase III) em termos de STV. Os parâmetros monitorados foram pH, teor de sólidos totais e voláteis, carbono orgânico total, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, ácidos orgânicos voláteis e volume de biogás. O biogás foi caracterizado quanto a teores de metano. Os resíduos aplicados na co-digestão e o biossólido final foram caracterizados quanto ao pH, teores de sólidos totais e voláteis, carbono orgânico total, alcalinidade, ácidos graxos voláteis, ácidos orgânicos voláteis, nitrogênio total e amoniacal e fósforo total. O processo de DA manteve-se estável em todas as condições de alimentação. Os resultados revelaram que a produção de biogás foi maior nas bateladas onde a FORSU e os RHF foram aplicados em co-digestão, em relação às bateladas que utilizaram FORSU e RHF como mono-substrato. A relação FORSU/RHF de 1/3 produziu o maior volume de biogás e obteve o maior rendimento de metano em função dos STV de resíduos aplicados, sendo 493,46 NL/kgSTV e 393,64 NL/kgSTV, respectivamente.

Palavras-chave: biogás; digestão anaeróbia; FORSU; resíduos de hortifrutigranjeiros.



## ABSTRACT

PAVI, S. Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. São Leopoldo, 2016. 92 f. Dissertation (Master Degree in Civil Engineering) – Postgraduate Civil Engineering Program, Unisinos, São Leopoldo. 2016.

Anaerobic digestion (AD) of waste is an environmentally sound option for the treatment of organic waste and produce biogas. However, the process efficiency is influenced by several factors, including the composition of the substrate. Fruit and vegetable waste (FVW) have suitable physicochemical properties for use as an energy source. However, the high content of simple sugars contained in fruits and vegetables tend to acidify, inhibiting the activity of methanogens. The co-digestion of wastes is an alternative to improve process stability. The organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) also has great energy potential that can be recovered, and when co-digestion with FVW, biogas production can be increased. In this context, this study aimed to evaluate the production of biogas from the co-digestion of OFMSW with FVW, to establish a great proportion where biogas production is maximum, without damage to the process stability. The study was conducted in four phases, batch system at 35 ° C, using anaerobic sludge as inoculum in the ratio S/I 1/1 in terms of the total volatile solids (VS). The VS mass added in the reactors was the same in all conditions. Were tested OFMSW (Phase I) and FVW (Phase IV) as mono- substrates and co-digestion of these wastes in relationships OFMSW/FVW 1/1 (Phase II) and 1/3 (Phase III) in terms of VS. The monitored parameters were pH, total and volatile solids, total organic carbon, alkalinity, volatile fatty acids, volatile organic acids and volume of biogas. Biogas was characterized as methane levels. Waste applied in co-digestion and the final biosolids were analyzed for pH, total and volatile solids content, total organic carbon, alkalinity, volatile fatty acids, volatile fatty acids, and total ammonia nitrogen and total phosphorus. The AD process remained stable in all power conditions. The results show that biogas production was higher in batches where OFMSW and FVW were applied by co-digestion in relation to batches that used OFMSW and FVW as mono-substrate. The relationship OFMSW/FVW of 1/3 produced the highest volume of biogas and obtained the higher yield of methane due to the VS applied to waste, being 493,46 NL/kgVS and 393,64 NL/kgVS respectively.

Key-words: biogas; anaerobic digestion; OFMSW; fruit and vegetable waste.





## 1 INTRODUÇÃO

O setor energético desempenha um importante papel no contexto da economia global, bem como no desenvolvimento sócio-econômico. Segundo a Energy Information and Administration (EIA, 2010), o consumo mundial de energia cresce a uma taxa de 2,3% ao ano, juntamente com a urbanização e os padrões de consumo. A participação de combustíveis fósseis, como o petróleo e o carvão, no consumo mundial de energia primária é de 86,4%. A geração de calor e eletricidade, a partir dos combustíveis fósseis, é responsável por grande parte dos gases de efeito estufa lançados na atmosfera e seu impacto negativo poderia ser minimizado com o melhor aproveitamento das fontes de energia renováveis (DI MARIA *et al.*, 2015).

No Brasil, a matriz energética é composta basicamente por fontes de energia renováveis, sendo a energia hidrelétrica responsável por mais de 60% da oferta (ANEEL, 2015). Porém, a limitada diversificação da matriz deixa a oferta e o preço da energia sensíveis às mudanças climáticas, que impactam os ciclos hidrológicos (DE ANDRADE *et al.*, 2014).

A produção de energia a partir da digestão anaeróbia (DA) é uma alternativa ambientalmente adequada para atenuar a utilização de combustíveis fósseis e diminuir a dependência da energia hidrelétrica. A DA pode ser definida como o processo de biodegradação da matéria orgânica, sem a presença de oxigênio (McCARTY, 1964). O produto principal da DA é o biogás, composto principalmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), que pode ser utilizado como fonte de calor, eletricidade e combustível (GE *et al.*, 2014). Como produto secundário, tem-se um bio sólido com potencial aplicação para melhoramento do solo agrícola (NOVARINO e ZANETTI, 2012). A produção de biogás por meio da DA de resíduos orgânicos como esterco, lodos de estação de tratamento de esgoto (ETE), fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) e resíduos de hortifrutigranjeiros (RHF) é duplamente vantajosa, na medida em que, ao mesmo tempo que produz biogás, trata os resíduos, diminuindo sua disposição em aterros (APPELS *et al.*, 2011).

De acordo com Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), em 2014 foram gerados 64,4 milhões de toneladas de resíduos domésticos e resíduos públicos, o que corresponde a uma geração per capita de 1,05 kg/hab.dia (SNSA, 2016). A fração orgânica putrescível, que representa 51,4% do montante de resíduos gerados, é disposta principalmente em aterros sanitários que, apesar de serem considerados uma técnica ambientalmente correta para a disposição de resíduos, estão cada vez mais reservados àquela fração de resíduos que já foi pré-tratada ou não tenha alternativa de reutilização (ABRELPE, 2014; FIGUEIREDO, 2011). Assim que os resíduos são dispostos no aterro sanitário, inicia-se a biodegradação natural

da FORSU, responsável por gerar metano e dióxido de carbono que, ao escaparem para atmosfera, causam o efeito estufa (ZHU *et al.*, 2009).

Os RHF (frutas e vegetais) também são uma classe muito importante de resíduos, pois são produzidos em grandes quantidades nas atividades agrícolas, em restaurantes, mercados atacadistas e centrais de abastecimento e distribuição. A geração destes resíduos gera duplo prejuízo, devido às perdas de vendas e aos custos da disposição final (SCANO *et al.*, 2014). Conforme dados da *Food and Agricultural Organization* (FAO), o Brasil gera cerca de 26,3 milhões de toneladas de resíduos alimentares anualmente (NAÇÕES UNIDAS, 2013). Os RHF representam grande parte desse montante. Frutas e vegetais são rapidamente degradados por microrganismos e isso acontece ainda mais rápido quando esses resíduos apresentam sinais de danos mecânicos ou estão excessivamente maduros (SCANO *et al.*, 2014).

Diante da problemática da disposição da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) e dos resíduos de hortifrutigranjeiros (RHF), sem tratamento, nos aterros sanitários e sabendo do potencial energético que pode ser recuperado a partir destes resíduos, justifica-se a importância do desenvolvimento de pesquisas relacionadas ao tratamento destes resíduos para a produção de biogás.

Embora a DA seja considerada uma tecnologia eficiente para o tratamento da FORSU e a produção simultânea de biogás, esse processo apresenta algumas limitações relacionadas principalmente ao longo tempo de retenção para a bioestabilização do material e à baixa eficiência na remoção de compostos orgânicos (METCALF e EDDY, 2004). Além disso, outros fatores como a composição do substrato, umidade, pH, alcalinidade, temperatura e quantidade de matéria orgânica biodegradável, também influenciam na estabilidade do processo e na produção de biogás (KHALID *et al.*, 2011). A limitação da DA de RHF está relacionada à instabilidade do processo causada pelo acúmulo de AGV devido à rápida biodegradação dos açúcares simples presentes nesse substrato. A co-digestão da FORSU com os RHF apresenta-se como alternativa para controlar a estabilidade, melhorar a eficiência do processo e maximizar a produção de biogás.

Diversos estudos utilizaram a FORSU para geração de biogás por meio da DA (KHALID *et al.*, 2011; LI, PARK e ZHU, 2011; NOVARINO e ZANETTI, 2012; KANNENGIESSER *et al.*, 2015; entre outros). Outros empregaram RHF como único substrato (BOUALLAGUI *et al.*, 2003; SCANO *et al.*, 2014; MU *et al.*, 2014; entre outros) ou combinado com outros co-substratos como resíduos alimentares (FEI e XIUFEN, 2013), lodo de biodigestor (DI MARIA *et al.*, 2014; FONOLL *et al.*, 2015), dejetos suínos (TENCA *et al.*,

2011), palha de trigo (WANG *et al.*, 2014), entre outros. Porém, informações referentes à estudos que utilizem FORSU e os RHF consorciados para a DA, são bastante escassas.

Neste contexto, o presente trabalho utilizou a FORSU selecionada a partir de resíduos domésticos e RHF como substratos para a DA em reatores de bancada.

## **1.1 OBJETIVOS**

Esta subseção apresenta o objetivo geral e os objetivos específicos do presente estudo.

### **1.1.1 Objetivo geral**

Avaliar a produção de biogás a partir da co-digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) e resíduos de hortifrutigranjeiros (RHF), utilizando lodo anaeróbio como inóculo.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

Os objetivos específicos são:

- 1) Avaliar as características da FORSU e do RHF e o potencial de utilização destes resíduos em co-digestão;
- 2) Avaliar a produção de biogás utilizando diferentes relações FORSU/RHF;
- 3) Avaliar quali-quantitativamente a produção de biogás e a relação com os parâmetros de controle do processo;
- 4) Identificar a proporção ótima FORSU/RHF que permite uma operação estável do reator anaeróbio com a máxima produção de biogás.

## **1.2 ESTRUTURA DA PESQUISA**

O presente trabalho está estruturado em cinco capítulos. O primeiro, introdutório, descreve a justificativa, objetivo geral, objetivos específicos e delimitações do tema. O segundo capítulo apresenta uma revisão bibliográfica dos assuntos de interesse pertinentes ao tema, necessária ao embasamento do estudo. O capítulo três descreve a metodologia seguida na etapa experimental. O quarto capítulo apresenta análise e discussão dos resultados obtidos na etapa experimental. Por fim, o quinto e último capítulo relata as conclusões, considerações finais e sugestões para trabalhos futuros.

### 1.3 DELIMITAÇÕES DA PESQUISA

O presente trabalho analisou a co-digestão anaeróbia de resíduos em reatores de bancada, com volume total de 2L, utilizando lodo anaeróbio como inóculo. Em linhas gerais, a principal delimitação do estudo foi encontrar uma relação ótima FORSU/RHF onde se mantenha a estabilidade do processo de DA com máxima produção de biogás.

Devido a massa empregada para a co-digestão em cada reator ser pequena, as misturas dos resíduos utilizados como substrato foram selecionados. A FORSU foi selecionada a partir dos resíduos sólidos orgânicos gerados no âmbito doméstico. Os RHF foram misturados em laboratório de acordo com proporções pré-determinadas de frutas e vegetais. O objetivo era obter um RHF padrão para diminuir a variabilidade desse tipo de resíduo ao longo das fases da etapa experimental.

O lodo anaeróbio utilizado como inóculo foi obtido a partir de um biodigestor anaeróbio que opera em batelada no tratamento de resíduos alimentares. Trata-se de um biodigestor em escala piloto, com volume total de 282 L, localizado junto ao Anexo do Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos). Esse lodo anaeróbio consistiu em lodo e material digerido que veio a ser descartado após o fim da DA de outro estudo experimental realizado na universidade.

Dessa maneira, os resultados descritos no trabalho referem-se exclusivamente ao processo de co-digestão realizado com os substratos e o inóculo mencionados.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este capítulo apresenta a pesquisa bibliográfica realizada sobre o tema, que embasou o desenvolvimento do presente trabalho. Em linhas gerais, foram abordados a seguir, os dados relativos à geração, composição e disposição de RSU e de RHF, as tecnologias de tratamento empregadas, os conceitos fundamentais sobre os processos de digestão e co-digestão anaeróbia, bem como as fases e os fatores intervenientes no processo. Também foram abordados assuntos referentes à geração de biogás a partir da FORSU e a partir do RHF e explorados os estudos já desenvolvidos nestas áreas.

### 2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL

A Lei Federal nº. 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil, traz a seguinte definição para resíduos sólidos:

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

Nos termos desta Lei, os resíduos sólidos urbanos (RSU) englobam os resíduos domiciliares, isto é, aqueles originários de atividades domésticas em residências urbanas, e os resíduos de limpeza urbana, gerados na varrição, limpeza de logradouros e vias públicas, bem como em outros serviços de limpeza urbana (BRASIL, 2010). A *Organisation for Economic Co-operation and Development* (OCDE), traz uma definição mais ampla para o termo RSU, considerando que os resíduos oriundos do comércio e negócios, edifícios de escritórios, instituições e empresas de pequeno porte, e de mercados, também englobam os resíduos urbanos e, portanto, devem ser coletados e tratados pelos municípios (HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012). O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), ao fazer um diagnóstico do manejo de RSU no Brasil, estratifica os RSU em resíduos domiciliares (RDO) e resíduos públicos (RPU).

#### 2.1.1 Geração, composição e disposição final dos RSU no Brasil

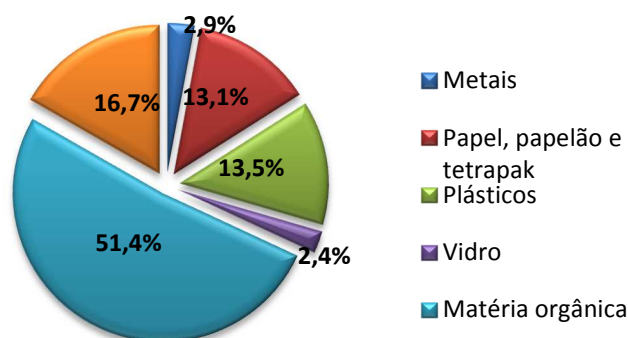
A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil vem crescendo a cada ano. De acordo com o SNIS, em 2014, foram coletadas 64,4 milhões toneladas de RSU, representando um aumento de 4,5% em relação ao ano de 2013. Considerando a população total, a geração per capita de resíduos foi de 1,05 kg/hab./dia em 2014 (Secretaria Nacional de

Saneamento Ambiental (SNSA), 2016). Números parecidos são encontrados em toda a América Latina e região do Caribe, onde a média de geração de resíduos por habitante é de 1,1 kg/hab./dia (HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012).

Estima-se que a geração anual de RSU no mundo alcance cerca de 1,3 bilhões de toneladas, ou 1,2 kg/hab./dia. No entanto, as taxas reais per capita são variáveis, uma vez que existem diferenças consideráveis nas taxas de geração de resíduos em todos os países e, até mesmo, entre as cidades (HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012). Os EUA, por exemplo, geram cerca de 254 milhões de toneladas de resíduos por ano, o que corresponde a 2,0 kg/hab./dia (EPA, 2015). Já na África Sub-Saariana a geração média per capita é de 0,65 kg/hab./dia (HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012). A Índia, segundo país mais populoso do mundo, gera de 0,2 a 0,5 kg/hab./dia de resíduos sólidos urbanos e essa geração aumenta a uma taxa de 1,33% ao ano (SHEKDAR, 2009).

Em relação à composição dos RSU gerados no Brasil, sabe-se que esta é extremamente heterogênea, variando em função de fatores como o período do ano em que o resíduo é coletado, o nível socioeconômico da população e o tipo de coleta municipal existente (REICHERT, 2005). Segundo dados do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que estimou a quantidade dos diferentes tipos de resíduos produzidos, a partir de dados provenientes de diversos estudos realizados entre 1995 e 2008, a matéria orgânica representa 51,4% de todos os resíduos sólidos gerados (BRASIL, 2012). Valores acima de 50% para a representação da matéria orgânica nos RSU são típicos de países em desenvolvimento como é o caso do Brasil (ALVES, 2008).

A Figura 1 apresenta a composição gravimétrica média dos RSU no Brasil, de acordo com os dados apresentados no PNRS.



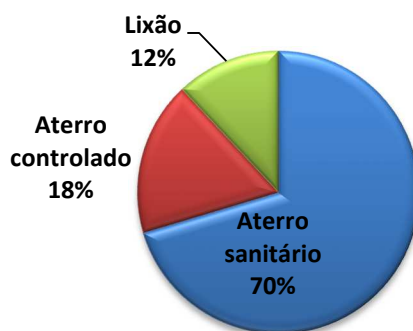
**Figura 1 – Composição gravimétrica dos RSU no Brasil**

Fonte: BRASIL (2012).

O índice de abrangência da coleta de RSU no ano de 2015, atingiu 90,41% dos municípios brasileiros, segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2015). Contudo, o Brasil ainda possui grandes problemas relacionados à coleta e à gestão adequada de resíduos (BARROS, 2012). O SNIS verificou que 23,7% dos municípios contam com serviço de coleta seletiva, 43,9% não o têm e resta uma parcela de 32,4% da qual não se tem informação. A coleta seletiva, definida pela Lei Federal 12.305/2010 como sendo a coleta de resíduos sólidos previamente segregados de acordo com a sua constituição e composição (BRASIL, 2010), atinge somente uma pequena parcela dos resíduos gerados. Relacionando a massa de resíduos domiciliares e públicos coletada seletivamente com o montante gerado, obtém-se como resultado que somente 3,6% dos RSU são coletados de forma seletiva (SNAS, 2016).

A última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), indicou que no ano de 2008, 50,8% dos municípios brasileiros depositaram seus resíduos sólidos em lixões a céu aberto, 22,5% em aterros controlados e 27,7% em aterros sanitários (BRASIL, 2012). De 2008 a 2014, houve uma profunda alteração na situação da disposição final dos RSU, causada, sobretudo, pela instituição da PNRS no ano de 2010. Conforme dados do SNIS, foi possível inferir o destino final de 81,7% da massa de resíduos coletada no país em 2014. O levantamento apurou que 52,4% são dispostas em aterros sanitários, 13,1% em aterros controlados, 12,3% em lixões e 3,9% são encaminhadas para unidades de triagem e de compostagem (SNAS, 2016).

No Estado do Rio Grande do Sul, 88% da massa de RSU coletada recebem uma destinação ambientalmente adequada. A parcela de 12% ainda é destinada para lixões (ABRELPE, 2014), conforme pode ser observado na Figura 2.



**Figura 2 – Destinação final da massa de RSU coletada no estado do Rio Grande do Sul em 2014**

Fonte: ABRELPE (2015).

Apesar de ser considerada uma técnica ambientalmente correta, cujo confinamento de resíduos é realizado na menor área possível, com controle ambiental e sanitário, a disposição em aterro sanitário está cada vez mais reservada àquela fração dos resíduos que já foram pré-tratadas ou que não tenham alternativa de reutilização (FIGUEIREDO, 2011). A partir da disposição dos RSU no aterro, inicia-se o processo de biodegradação anaeróbia da matéria orgânica, caracterizado principalmente pela emissão de metano e de dióxido de carbono, os quais são gases causadores do efeito estufa, e pela geração de lixiviado, potencial poluente de águas subterrâneas (ZHU *et al.*, 2009).

## **2.2 RESÍDUOS DE HORTIFRUTIGRANJEIROS (RHF)**

Ao longo de toda a cadeia de produção de alimentos geram-se elevados volumes de resíduos. De acordo com a *Food and Agricultural Organization* (FAO), um terço dos alimentos produzidos para consumo humano é perdido e destinado como resíduo. Ao todo 1,3 bilhões de toneladas são dispostas em aterros sanitários anualmente (NAÇÕES UNIDAS, 2013). A decomposição desta matéria orgânica nos aterros gera cerca de 3.300 toneladas de dióxido de carbono e gás metano, potencializadores do efeito estufa (CAÑAS, 2015).

A maior parte dos resíduos alimentares gerados é composta por resíduos de hortifrutigranjeiros (frutas, vegetais, raízes e tubérculos). Conforme dados das Nações Unidas (2013), os resíduos são compostos por frutas e vegetais (44%), raízes e tubérculos (20%), cereais (19%) e leite (9%). Na América Latina, 80 milhões de toneladas de produtos agrícolas são destinados como resíduos anualmente, representando 15% do total de alimentos produzidos no continente (NAÇÕES UNIDAS, 2013).

No Brasil, segundo levantamento da FAO, a geração anual de RHF é estimada em 26,3 milhões de toneladas. Cerca de 10% desse total são gerados ainda no campo, outros 50% no transporte e manuseio, 30% na etapa de vendas e 10% dos resíduos são gerados na fase de consumo (NAÇÕES UNIDAS, 2013).

Dados coletados pela Associação Brasileira de Supermercados (ABRAS) em 2014, mostram que a geração média de resíduos orgânicos em supermercados, nos setores de frutas, legumes e verduras, é de 6,69%. Na região Norte do Brasil, essa porcentagem chega a 9,21% do total de produtos hortifrutigranjeiros que chegam aos mercados. Na região Sul, 7,47% das frutas, legumes e verduras disponibilizadas para venda, são destinados como resíduos (ABRAS, 2014).



A geração de RHF nas Centrais Estaduais de Abastecimento S/A (CEASA) é ainda maior que a dos supermercados, porém encontram-se poucos dados relativos a essa geração. Segundo estimativa do Governo Federal, publicada no site da CEASA, cerca de 30% de todo o desperdício de alimentos em território brasileiro, ocorre devido à falta de estrutura e de planos de gerenciamento de resíduos nessas centrais de abastecimento. Essa informação reflete a importância do gerenciamento de resíduos nos setores que são os maiores geradores de RHF no país.

Segundo Scano *et al.* (2014), a geração de RHF aumenta os custos operacionais dos mercados, não só devido aos custos com a perda de vendas, mas também às despesas com o transporte e a eliminação dos RHF que, geralmente, são dispostos em aterros sanitários.

### **2.3 TECNOLOGIAS EMPREGADAS NO TRATAMENTO DE RESÍDUOS**

Diversas são as tecnologias empregadas para tratar resíduos. Contudo, a eficiência da técnica está diretamente relacionada às características físico-químicas dos resíduos. Os aterros sanitários são o meio de disposição de resíduos mais conhecidos. Além dos aterros, os tratamentos térmicos e biológicos também podem ser empregados para tratar resíduos sólidos.

A conversão térmica de resíduos emprega calor para reduzir o volume dos RSU. Esta técnica pode recuperar energia a partir dos resíduos tratados, gerando biocombustíveis como o bio-óleo. A incineração, a gaseificação e a pirólise são exemplos de tecnologias de tratamento térmico (NG *et al.*, 2014).

Dentre as técnicas de conversão térmica, a incineração é a mais conhecida e é amplamente empregada em países desenvolvidos como, por exemplo, no Japão, onde não há espaço físico para aterros sanitários (KOMEMOTO *et al.*, 2009). No Brasil, a incineração restringe-se a uma pequena parcela dos resíduos industriais perigosos (LOUREIRO, ROVERE e MAHLER, 2013). Os resíduos de serviços de saúde (RSS) gerados pelos municípios brasileiros, também tem como principal destinação final a incineração. Segundo dados da Abrelpe (2015), 44,5% do total dos RSS coletados são incinerados.

Em geral, por apresentarem teores de umidade elevados, os resíduos orgânicos biodegradáveis são mais propícios aos processos de tratamento biológicos. A conversão biológica de resíduos ocorre pela atuação de enzimas e/ou microrganismos que degradam os compostos orgânicos (NG *et al.*, 2014). Processos de conversão biológica incluem a compostagem e a digestão anaeróbia (DA). Segundo Viturtia *et al.* (1989), as frutas e vegetais

apresentam cerca de 75% de matéria orgânica de fácil biodegradação, além de alto teor de umidade, o que indica a tendência desses resíduos ao tratamento por DA.

Loureiro, Rovere e Mahler (2013) afirmam que o clima é um fator relevante para o tratamento de resíduos no Brasil, uma vez que favorece a decomposição anaeróbia dos resíduos. Para Liu *et al.* (2012), a DA pode ser considerada uma opção sustentável para a gestão de resíduos, uma vez que produz energia renovável e recicla nutrientes.

## **2.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS**

A digestão anaeróbia pode ser definida como um fenômeno que ocorre naturalmente em um ambiente livre de oxigênio, onde diversos grupos de microorganismos trabalham interativamente na conversão de matéria orgânica complexa em metano ( $\text{CH}_4$ ), gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), água ( $\text{H}_2\text{O}$ ), gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) e amônia ( $\text{NH}_3$ ), além de novas células bacterianas (CHERNICHARO, 1997). O processo de DA envolve a degradação e a estabilização da matéria orgânica em situação de anaerobiose (RAJAGOPAL, MASSÉ e SINGH, 2013) e pode converter qualquer tipo de composto orgânico. Na prática, um consórcio microbiano transforma macromoléculas complexas em compostos de baixo peso molecular (KHALID *et al.*, 2011).

O produto principal da DA é uma mistura de gases (biogás), composta principalmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). O biogás pode ser utilizado para a produção de calor, eletricidade, combustível veicular e gás de cozinha (GE *et al.*, 2014). Como produto secundário do processo, tem-se o material digerido (biossólido). Conforme as propriedades do material orgânico utilizado na digestão, o biossólido pode ser empregado como biofertilizante para melhoramento do solo, pois é rico em nitrogênio, fósforo, potássio e possui também um residual de carbono (NOVARINO e ZANETTI, 2012).

A partir da disposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários, o processo DA inicia-se naturalmente. A biodegradação da matéria orgânica nos aterros libera metano e dióxido de carbono que, ao escapar para a atmosfera, poluem o meio ambiente (ZHU *et al.*, 2009). Sob condições controladas, o processo pode trazer inúmeras vantagens no tratamento de resíduos orgânicos.

Xia *et al.* (2012) salientam que as principais vantagens da DA são a baixa produção de biossólido, o baixo consumo de energia no processo e a possibilidade de produção de energia renovável. Dang *et al.* (2013), destacam também o bom desempenho dos processos anaeróbios pela possibilidade de aplicação de altas cargas orgânicas, visto à alta eficiência na remoção da

demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Desta forma, a DA de resíduos pode ser considerada uma tecnologia ambientalmente adequada para o tratamento de resíduos e a recuperação energética (SCANO *et al.*, 2014; YANGIN-GOMEZ e OZTURK, 2013).

#### 2.4.1 Fases da Digestão Anaeróbia

O processo global de conversão da matéria orgânica complexa em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  pode ser dividido em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014). Dependendo da composição química do substrato a ser digerido, Chernicharo (1997) acrescenta mais uma fase ao processo: a sulfetogênese.

As principais reações envolvidas no processo de DA podem ser observadas no fluxograma da Figura 3.

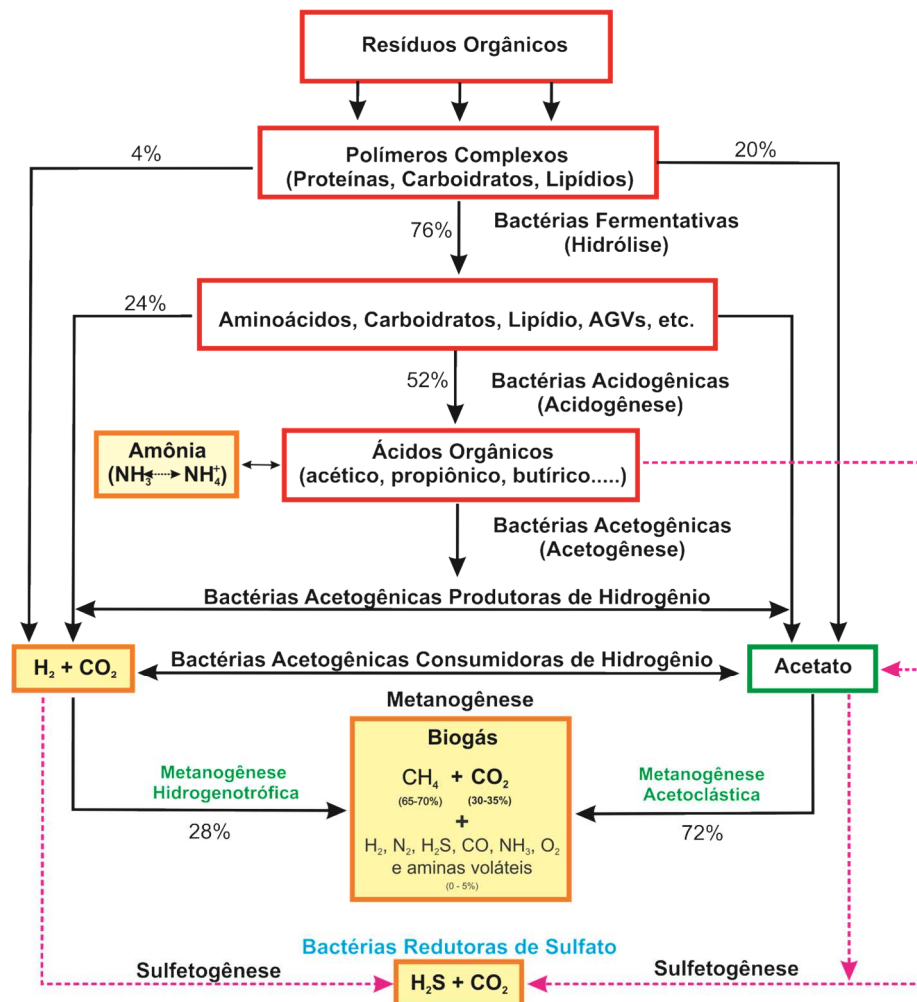
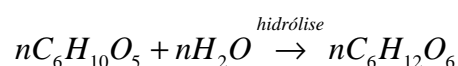


Figura 3 – Processo de DA para produção de biogás

Fonte: Adaptado de McCarty (1964) e Kondusamy e Kalamdhad (2014).

O processo de DA inicia-se com a hidrólise. Na etapa de hidrólise, os polímeros orgânicos complexos, como as carboidratos, lipídios e proteínas, são convertidos em moléculas

menores solúveis em águas, como os peptídeos, sacarídeos e ácidos graxos (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014). A redução dessas macromoléculas em substratos monoméricos solúveis ocorre por meio da ação de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias fermentativas (LI, PARK e ZHU, 2011). A Equação 1 apresenta a reação de catalisação pelas enzimas extracelulares.

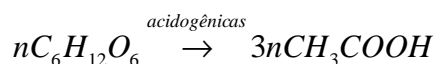


#### Equação 1

As enzimas microbianas extracelulares atuantes na etapa de hidrólise, são conhecidas como hidrolases ou liases. Dependendo do tipo de reação a ser catalisada, estas hidrolases podem ser esterase, glicosidase ou peptidase. As lipases hidrolisam as ligações éster de lipídios para produzir ácidos graxos e glicerol. As liases catalisam a remoção de grupos não hidrolisados (NOIKE *et al.*, 1985).

A celulose, encontrada em resíduos vegetais e agrícolas que compõem o RSU, é um composto insolúvel submetido à hidrólise enzimática. Justamente por isso, a hidrólise é uma etapa relativamente lenta e, muitas vezes, limita o processo de DA (LI, PARK e ZHU, 2011; KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014). Noike *et al.* (1985) investigaram as características da degradação de celulose, amido solúvel e glicose, utilizando reatores em escala laboratorial. Os autores verificaram que a taxa da hidrólise de celulose mostrou-se tão baixa que evidenciou ser o passo limitante da velocidade do processo de DA. As principais classes de bactérias que degradam celulose são *Bacterioides succinogenes*, *Clostridium lochadaii*, *Clostridium cellobioporos*, *Ruminococcus flavefaciens*, *Ruminococcus albus*, *Butyrivibrio fibrosolvens*, *Clostridium thermocellum*, *Clostridium stercorarium* e *Micromonospora bispora* (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014; LO *et al.*, 2009). O rúmen de animais, presente no sistema digestivo de vacas ou porcos, pode ser utilizado como inóculo para melhorar a eficiência do processo nesta etapa. As bactérias predominantes no rúmen que degradam celulose e hemicelulose são *Bacterioides ruminicola*, *B. fibrisolvens*, *R. Flavenfaciens* e *R. albus*.

A segunda etapa do processo de DA é a acidogênese ou acidificação. Tal processo consiste na conversão dos produtos hidrolisados em moléculas simples com baixo peso molecular, como AGV (principalmente ácidos acético, propiônico e butírico), aldeídos, alcoóis e gases como o CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> e NH<sub>3</sub>, conforme se observa na Equação 2 (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014).

**Equação 2**

Os produtos metabólicos gerados nesta etapa são importantes substratos para as bactérias acetogênicas e para as arqueas metanogênicas que agem nas etapas seguintes (CHERNICHARO, 1997). Entre os produtos da acidogênese, os acetatos e o CO<sub>2</sub> são os que mais contribuem para a produção de metano (LI, PARK e ZHU, 2011).

As bactérias acidogênicas possuem baixo tempo de geração (aproximadamente 30 minutos) e as mais elevadas taxas de crescimento do consórcio microbiano. Isto ocorre devido ao fato de serem os microrganismos que mais se beneficiam energeticamente no processo de DA, conforme pode ser observado na Tabela 1 (AQUINO e CHERNICHARO, 2005). Porém, a acidogênese é afetada por um grupo muito diversificado de bactérias, a maioria das quais são estritamente anaeróbias, ou seja, a presença de oxidantes como o oxigênio ou o nitrato é tóxica (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014).

**Tabela 1 – Comparação energética de reações na DA**

Etapa	Reação	$\Delta T'$	Eq.
Acidogênese	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + 2CO_2 + 2H^+ + 4H_2$ glicose acetato	-206 kJ/reação	3
	$C_6H_{12}O_6 + 2H_2 \rightarrow 2CH_3CH_2COO^- + 2H_2O + 2H^+$ glicose propionato	-358 kJ/reação	4
	$C_6H_{12}O_6 \rightarrow CH_3CH_2CH_2COO^- + 2CO_2 + H^+ + 2H_2$ glicose butirato	-255 kJ/reação	5
Acetogênese	$CH_3CH_2COO^- + 3H_2O \rightarrow CH_3COO^- + HCO_3^- + H^+ + 3H_2$ propionato acetato	+76,1 kJ/reação	6
	$CH_3CH_2COO^- + 2HCO_3^- \rightarrow CH_3COO^- + H^+ + 3HCOO^-$ propionato acetato	+72,2 kJ/reação	7
	$CH_3CH_2CH_2COO^- + 2H_2O \rightarrow 2CH_3COO^- + H^+ + 2H_2$ butirato acetato	+48,1 kJ/reação	8
Metanogênese	$CH_3COO^- + H_2O \rightarrow CH_4 + HCO_3^-$ acetato metano	-31 kJ/reação	9
	$H_2 + 1/4 HCO_3^- + 1/4 H^+ \rightarrow 1/4 CH_4 + 3/4 H_2O$ hidrogênio metano	-33,9 kJ/reação	10
	$HCOO^- + 1/4 H_2O + 1/4 H^+ \rightarrow 1/4 CH_4 + 3/4 HCO_3^-$ formiato metano	-32,6 kJ/reação	11

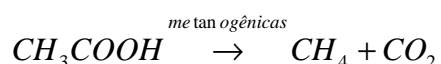
Fonte: Aquino e Chernicharo (2005).

Na fase acetogênica, bactérias oxidam os compostos orgânicos intermediários à um substrato apropriado para os organismos metanogênicos. Os produtos da acidificação são então convertidos em ácidos acéticos, H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>, pelas bactérias acetogênicas (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014).

A atividade dos microrganismos sintróficos acetogênicos e a consequente produção de acetato a partir de propionato e butirato, é inibida termodinamicamente pela presença de baixas concentrações de hidrogênio dissolvido e acetato. Portanto, a existência desses microrganismos depende da atividade dos microrganismos consumidores de hidrogênio. De acordo com a Tabela 1 (Equações 6, 7, 8) pode se observar que as reações acetogênicas não são termodinamicamente favoráveis nas condições padrão. Elas ocorrem devido a interação de bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas, conforme Equações 6, 9 e 10 (AQUINO e CHERNICHARO, 2005). Segundo De Bok, Plugge e Stams (2004), o fato de as bactérias sintróficas acetogênicas terem que viver com uma limitada quantidade de energia, pode explicar as suas baixas taxas de crescimento.

Kondusamy e Kalamdhad (2014) salientam que na fermentação ácida que ocorre nas três primeiras etapas, nenhum material orgânico é removido, mas sim, transforma-se em um composto apropriado que será substrato para o processo subsequente de metanogênese.

Na etapa final do processo de DA, os produtos de fermentação do ácido, principalmente o ácido acético, são convertidos em CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> pelas acetoclásticas metanogênicas, conforme apresenta a Equação 3.



### Equação 3

Os microrganismos metanogênicos acetoclásticos são os mais importantes do consórcio microbiano na DA, porque a remoção do material orgânico depende da conversão de acetato em gás metano (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014). De acordo com McCarty (1964), aproximadamente 70% do metano produzido no processo de DA provêm da conversão de acetato pelas metanogênicas acetoclásticas. Contudo, possuem um lento crescimento, com um tempo de geração mínimo de 2 a 3 dias, e são dependentes da manutenção das condições ótimas de crescimento no reator (MOSEY, 1983).

As reações catabólicas descritas ocorrem paralelamente com a atividade anabólica. A energia livre liberada das reações é parcialmente utilizada para a síntese das populações de

microrganismos anaeróbios. Portanto, uma grande parte do material orgânico digerido é convertido em biogás (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014). O metano também pode ser produzido a partir de redução de dióxido de carbono, conforme Equação 10 da Tabela 1 ou formiato (Equação 11 da Tabela 1), por microrganismos hidrogenotróficos (AQUINO e CHERNICHARO, 2005). Os microrganismos metanogênicos hidrogenotróficos são de rápido crescimento, com tempo de geração mínimo de 6 horas. Além de contribuírem com aproximadamente 30% do metano gerado, a presença dos hidrogenotróficos auxilia na manutenção das baixas concentrações de hidrogênio dissolvido nos reatores, favorecendo a degradação de propionato e butirato (MOSEY, 1983; HARPER E POHLAND, 1986).

Os gêneros metanogênicos mais comumente encontrados em reatores anaeróbios são *Methanobacterium*, *Methanothermobacter*, *Methanobrevibacter*, *Methanosarcina* e *Methanosaeta* (LIU *et al.*, 2009; CONNAUGHTON; COLLINS; O'FLAHERTY, 2006).

No biogás, a presença de CO<sub>2</sub> é indesejável. Para melhorar o desempenho do biogás como combustível, o CO<sub>2</sub> é removido por passagem do gás em água de cal. O H<sub>2</sub>S também é indesejável no biogás, devido à presença de sulfato no substrato. Porém, a percentagem de H<sub>2</sub>S presente no biogás varia dependendo da percentagem de sulfato (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014).

A etapa de sulfetogênese ocorre na DA de resíduos que contém compostos com a presença de enxofre. Esta fase consiste na transformação de sulfatos, sulfitos e compostos sulfurados em sulfetos. As bactérias chamadas redutoras de sulfato ou sulforredutoras são responsáveis por esta ação (CHERNICHARO, 1997).

As sulforredutoras utilizam grande parte do substrato, incluindo toda a cadeia de ácidos graxos voláteis, vários ácidos aromáticos, hidrogênio, metano, glicerol, etanol, açúcares, aminoácidos e diversos compostos fenólicos (BOCK, PRIEGER-KRAFT e SCHÖNHEIT, 1994). Entretanto, a presença de sulfato faz com que este tipo de bactéria consuma, além do hidrogênio e do acetato, muitos dos compostos intermediários, estabelecendo uma situação de competição entre estas e as arqueas metanogênicas pelos substratos orgânicos disponíveis (OMIL *et al.*, 1996). A coexistência entre ambos os grupos, influenciará diretamente a eficiência do tratamento anaeróbio, a qualidade do efluente ou biossólido, a qualidade e a quantidade de biogás gerado e a proporção na geração de sulfeto e metano (HULSHOFF POL *et al.*, 1998).

A razão demanda química de oxigênio DQO/Sulfato é responsável por estabelecer a rota principal de degradação da matéria orgânica, a qual pode ser metanogênica, sulfetogênica ou ambas (OMIL *et al.*, 1998). A eficiência na degradação da matéria orgânica da fase líquida é melhor na sulfetogênese do que na metanogênese, porém, com a remoção de DQO na sulfetogênese ocorre produção de gás sulfídrico, podendo resultar em maus odores, problemas de corrosão e toxicidade do meio (CHERNICHARO, 1997).

#### **2.4.2 Fatores intervenientes no processo de biodigestão**

O processo de DA, realizado pelas diferentes populações de microrganismos relacionados por sequências de fases dependentes, requer condições ambientais específicas para ocorrer (DONOSO-BRAVO *et al.*, 2011). A temperatura, o pH, a alcalinidade, o acúmulo de AGV, a disponibilidade de nutrientes, a qualidade do inóculo e a alimentação do reator, são fatores intervenientes no processo de DA.

##### **2.4.2.1 Temperatura**

Segundo Chernicharo (1997), a temperatura é um dos mais importantes fatores físicos que afetam o crescimento microbiano. Temperaturas mais baixas durante a DA, resultam na diminuição do crescimento microbiano, das taxas de utilização do substrato e da produção de biogás (TRZCINSKI e STUCKEY, 2010; KHALID *et al.*, 2011). Além disso, as baixas temperaturas podem implicar na exaustão da energia celular, no vazamento de substâncias intracelulares ou mesmo na lise completa das células bacterianas (KHALID *et al.*, 2011). Em contraste, altas temperaturas podem causar a supressão das atividades na etapa metanogênica, devido à produção de gases voláteis como a amônia. Como consequência, tem-se a diminuição no rendimento da produção de biogás (FEZZANI e CHEIKH, 2010; KHALID *et al.*, 2011).

De acordo com Metcalf e Eddy (2004), os microrganismos são classificados em psicrófilos (sobrevivem na faixa de 0 a 20 °C), mesófilos (20 a 45 °C) e termófilos (45 a 70 °C). Em cada uma das três faixas, são referenciados três valores de temperatura para caracterizar o crescimento das espécies de microrganismos: temperatura mínima, temperatura ótima e temperatura máxima. As temperaturas máxima e mínima definem os limites da faixa na qual o crescimento é possível e a temperatura ótima é aquela na qual o crescimento microbiano é máximo (CHERNICHARO, 1997). Metcalf e Eddy (2004) citam que as faixas ótimas de temperatura associadas à DA, são a faixa mesofílica (30 a 35 °C) e a faixa termofílica (50 a 55 °C).



Mao *et al.* (2015) afirmam que a DA na faixa termofílica (55 a 70 °C) apresenta-se vantajosa em relação à digestão na faixa mesofílica (20 a 40 °C). Na primeira, a velocidade das taxas de reação e a capacidade de carga orgânica dos reatores são maiores, o que resulta em uma maior produtividade na geração de biogás. Outras vantagens são a maior taxa de degradação da matéria orgânica e a maior produção de biogás, além de uma destruição eficiente dos agentes patogênicos no biossólido formado (ZHU *et al.*, 2009). Bouallagui *et al.* (2004) reportaram que a taxa de produção de biogás em processo termofílico no tratamento de resíduos vegetais, é em média 41% maior que no processo mesofílico e até 144% maior que na DA em faixa psicofílica. Um aumento notável em termos de remoção de sólidos voláteis e na DQO foi observado em estudos de Bolzonella *et al.* (2012) quando a temperatura transitou de mesofílica para termofílica. Nessa condição, as taxas de remoção de DQO aumentaram de 36% para 48% e as taxas de remoção de STV aumentaram de 35% para 45%. A produção de biogás passou de 0,88 para 1,23 m<sup>3</sup>/dia com teor de CH<sub>4</sub> a um nível constante de 63% e 64% em condições mesofílica e termofílica, respectivamente.

No entanto, a DA na faixa termofílica apresenta baixa estabilidade podendo ocorrer a acidificação do reator e, conseqüentemente, a inibição da produção de biogás. Outras desvantagens são a geração de biossólido de baixa qualidade e o aumento da toxicidade. Além disso, este processo é mais sensível às alterações do ambiente do que o processo mesofílico (MAO *et al.*, 2015).

A maioria dos digestores anaeróbios é projetada na faixa mesofílica (CHERNICHARO, 1997; KHALID *et al.*, 2011). A operação nesta faixa de temperatura é mais estável e requer menor consumo de energia (WARD *et al.*, 2008). Normalmente, os estudos envolvendo a DA de resíduos de hortifrutigranjeiros, operam em temperatura mesofílica. Scano *et al.* (2014), na digestão de frutas e vegetais como único substrato, operaram o reator a uma temperatura de (35±0,5 °C). Wang *et al.* (2014) avaliaram a performance da co-digestão de frutas e vegetais com resíduos alimentares, também a partir de um sistema operando na temperatura mesofílica (35±1 °C). Da mesma maneira, Di Maria *et al.* (2014) utilizaram a DA mesofílica (35±2 °C) em seu experimento para tratar resíduos de frutas e vegetais com lodo anaeróbio.

Mao *et al.* (2015) afirmam que as condições ótimas para a DA seriam alcançadas em um processo de duas fases, com a hidrólise/acidogênese termofílica e a metanogênese mesofílica. Esta abordagem foi utilizada com êxito por Rajeshwari *et al.* (2001) *apud*

Bouallagui *et al.* (2005), que obteve a conversão de mais de 94% do resíduo vegetal aplicado na biodigestão, em metano.

Em geral, é importante manter a temperatura estabilizada durante os processos de DA. Alvarez *et al.* (2001) reportaram que quando ocorreram flutuações na temperatura dentro de reatores anaeróbios, verificou-se a diminuição na produtividade de biogás.

#### 2.4.2.2 pH

O efeito do pH sobre o processo de DA se manifesta de forma direta e indireta. Mudanças no pH afetam diretamente a atividade de enzimas, alterando sua estrutura protéica. De maneira indireta, o pH influencia na toxicidade de diversos compostos (LETTINGA *et al.*, 1996 *apud* CHERNICHARO, 1997).

O tratamento anaeróbio pode ocorrer com um pH variando entre 6,6 a 7,6, porém, uma faixa ótima de pH situa-se entre 7,0 e 7,2 (McCARTY, 1964). Mao *et al.* (2015) afirmaram que a faixa de pH ideal para a DA compreende-se entre 6,8 e 7,4, porém, cada microrganismo possui uma faixa específica de pH onde seu crescimento é considerado ótimo. Dessa forma, os processos de acidificação e metanogênese requerem valores diferentes de pH para o seu controle (REICHERT, 2005).

De acordo com Chernicharo (1997), os microrganismos produtores de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora o processo mantenha-se estável, na formação de metano, em uma faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Valores inferiores a 6,0 e superiores a 8,3 devem ser evitados, uma vez que inibem por completo os microrganismos formadores de metano. Para Lee *et al.* (2009), a metanogênese em um digestor anaeróbio ocorre de forma eficiente a um pH entre 6,5 e 8,2, enquanto que a hidrólise e a acidogênese ocorrem com um pH de 5,5 e 6,5, respectivamente.

A variação nos valores de pH em processos anaeróbios está estritamente relacionada à diminuição da alcalinidade e a concentração de AGV no meio (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014). A fração de CO<sub>2</sub> produzida durante o processo também influencia no pH do sistema (McCARTY, 1964).

#### 2.4.2.3 Alcalinidade

A alcalinidade pode ser definida como o equilíbrio de íons de dióxido de carbono e bicarbonato, que propiciam resistência às variações do pH (WARD *et al.*, 2008). Para Ward *et al.* (2008), a alcalinidade é um método confiável para medir o desequilíbrio em digestores anaeróbios e a acumulação de AGV no sistema. Em sistemas anaeróbios, o monitoramento da

alcalinidade torna-se mais importante que a verificação do pH. A sensibilidade do pH apresenta-se em escala logarítmica, ou seja, pequenas reduções nos seus valores necessitam de um elevado consumo de alcalinidade (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). A instabilidade do processo ocorre quando a velocidade de produção de ácidos orgânicos pelas bactérias fermentativas é maior que o consumo desses ácidos pelas bactérias acidogênicas.

A alcalinidade total de um sistema anaeróbio se refere à soma da alcalinidade à bicarbonato e da alcalinidade aos ácidos voláteis totais (alcalinidade parcial). A alcalinidade parcial é a parcela responsável pela neutralização dos AGV quando sua concentração é elevada. (DILALLO e ALBERTSON, 1961)

De acordo com Metcalf e Eddy (2004), a faixa de alcalinidade recomendada para a DA deve ser de 1000 a 5000 mg de  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ . Porém, outros autores conseguiram manter a estabilidade do sistema mesmo em valores de alcalinidade inferiores. Estudos reportam que a relação AGV/alcalinidade deve ser observada como parâmetro de estabilidade nos reatores anaeróbios. Scano *et al.* (2014) sugerem que a relação AGV/alcalinidade ideal para a manutenção da estabilidade no processo de DA situe-se entre 0,3 e 0,4. Astals *et al.* (2012) reportaram que quando essa relação ultrapassa 0,4, ocorre a acidificação do meio no reator.

O aumento do tamponamento do sistema pode ser conseguido através da redução da carga orgânica de resíduos aplicada nos reatores para a biodigestão ou da adição de bases fortes ou sais de carbonato para converter o dióxido de carbono em bicarbonato. Uma alternativa mais eficiente é a adição direta de bicarbonato (GUWY *et al.* (1997) *apud* WARD *et al.* (2008)).

#### 2.4.2.4 Ácidos Graxos Voláteis (AGV)

Os ácidos graxos voláteis (AGV) são um importante parâmetro de monitoramento do processo de DA. Segundo Madsen, Holm-Nielsen e Esbensen (2011), os AGV indicam a atividade do consórcio metanogênico, pois são os principais produtos dos microrganismos que participam da biodigestão.

O acúmulo de AGV no reator reflete um desequilíbrio cinético entre as bactérias acidogênicas, produtoras dos ácidos, e os consórcios acetogênicos e metanogênicos. Quando as bactérias acetogênicas e as arqueas metanogênicas estão presentes em quantidade suficiente, os AGV são consumidos tão rapidamente quanto são formados (McCARTY, 1964). Quando ocorre o acúmulo dos AGV, a alcalinidade é consumida rapidamente e os ácidos não

neutralizados provocam a queda do pH e a consequente instabilidade do processo de DA (CHERNICHARO, 1997).

O acúmulo de AGV pode ser interpretado como sobrecarga orgânica ou inibição das comunidades metanogênicas devido à influência de fatores externos. Em ambos os casos, devem ser tomadas medidas para evitar a falha do reator (PAGE *et al.*, 2015).

De acordo com Chernicharo (1997), a denominação ácidos graxos voláteis, embora difundida na literatura técnica brasileira, é conceitualmente incorreta. Decorre que os principais intermediários da biodegradação anaeróbia são os ácidos fórmico, acético, propiônico, butírico, valérico e isovalérico, todos ácidos de cadeia curta. Os ácidos graxos derivados da degradação de óleos e gorduras são de cadeia longa (AGCL). Dessa forma, o termo AGV deveria ser restrito aos ácidos carboxílicos com menos de seis átomos de carbono e o termo correto deveria ser ácidos orgânicos, já que sua formação ocorre na degradação da matéria orgânica (carboidratos, proteínas e lipídeos). No entanto, considerando que a denominação AGV já se encontra consagrada, esta será mantida ao longo do presente trabalho.

#### 2.4.2.5 Relação C/N

O nitrogênio é um dos nutrientes mais importantes para a síntese proteica e para os microrganismos na DA. Compostos nitrogenados presentes na matéria orgânica geralmente são provenientes de proteínas e são convertidos em amônia ( $\text{NH}_3$ ) durante o processo de bidigestão. Os microrganismos assimilam a amônia para a produção de novas células bacterianas (KHALID *et al.*, 2011). Para que os processos biológicos de tratamento sejam operados com sucesso, os nutrientes necessários ao crescimento dos microrganismos devem ser fornecidos em quantidades suficientes (CHERNICHARO, 1997). Neste sentido, uma deficiência de nitrogênio provoca uma insuficiente utilização de fontes de carbono.

A relação C/N reflete os níveis de nutrientes de um substrato e, assim, sistemas de digestão são sensíveis a esta relação. Uma relação C/N não balanceada limita as reações bioquímicas do processo de DA (MAO *et al.*, 2015). Conforme Khalid *et al.* (2011) uma concentração elevada de nitrogênio amoniacal pode levar à inibição dos processos metanogênicos. No entanto, substratos com uma relação C/N excessivamente elevada não fornecem nitrogênio suficiente para manter a biomassa celular o que implica em uma rápida degradação do nitrogênio por micróbios, resultando em menor produção de biogás (MAO *et al.*, 2015).

Wang *et al.* (2012) afirmam que a relação C/N ótima para a DA compreende valores entre 25/1 e 30/1, sendo que a produção máxima de metano ocorre a uma relação C/N de 27,2/1. Zang *et al.* (2013), alcançaram a máxima eficiência de geração de biogás com substrato cuja relação C/N era de 26,23/1. Segundo Divya, Gopinath e Christy (2015) a relação C/N de resíduos de frutas e vegetais compreende-se entre 7/1 e 35/1, dependendo dos tipos de frutas e vegetais que compõem o substrato. Na FORSU, Rempel (2014) encontrou relações C/N variando entre 15/1 e 22/1. Segundo Kondusamy e Kalamdhad (2014), o nitrogênio é um dos principais limitantes na DA de RSU, o que indica a necessidade de co-digestão como forma de complementar a disponibilidade desse nutriente.

O ajuste da relação C/N para a DA, pode ser realizado por meio da co-digestão não só para os RSU, mas qualquer tipo de resíduo orgânico. A co-digestão de matéria-prima de baixa proporção C/N juntamente com matéria-prima com alta relação C/N, pode ajustar essa relação para a mais próxima do ideal (WARD *et al.*, 2008).

#### 2.4.2.6 Fósforo e Enxofre

Além do nitrogênio, do carbono e do oxigênio, o fósforo e o enxofre também constituem as macromoléculas das células microbianas. A incorporação microbiana de fósforo no processo de DA, tem sido reportada como sendo de aproximadamente 1/5 a 1/7 daquela estabelecida para o nitrogênio (CHERNICHARO, 1997).

As necessidades de enxofre são da mesma ordem de magnitude das de fósforo. O Enxofre é necessário para a síntese de proteínas. A maioria dos microorganismos, onde incluem-se os metanogênicos, utiliza o sulfeto como fonte de enxofre (CHERNICHARO, 1997). Fricke *et al.* (2007) recomendam uma relação C/N/P/S nas proporções de 600/15/5/3.

#### 2.4.2.7 Inóculo

O ecossistema anaeróbico não se instala imediatamente após a adição dos resíduos no reator. As populações de microrganismos necessitam de um tempo, muitas vezes elevado, para crescer e estabilizar o sistema. Para acelerar o processo de DA, recomenda-se realizar o procedimento de inoculação do reator (LI, PARK e ZHU, 2011).

A adição de inóculo tem se mostrado eficiente, pois propicia o equilíbrio da relação C/N, melhora a estrutura física do substrato, a densidade microbiana e o percentual de umidade. Além disso, a inoculação atua na incorporação de diversos agentes tamponantes, reduzindo significativamente o tempo de retenção de sólidos (BARCELOS, 2009). A alcalinidade, pH, AGV e nitrogênio presentes no inóculo são importantes características que contribuem para o

tamponamento do sistema ao serem digeridos resíduos que tenham tendência à acidificação (CABBAI *et al.*, 2013).

De acordo com Shah *et al.* (2015), a seleção de um inóculo adequado é crucial, tanto para determinar o potencial operacional inicial do digestor, como também para garantir um funcionamento estável a longo prazo. Os inóculos geralmente utilizados são lodo anaeróbio de estações de tratamento de esgoto, esterco suíno, esterco bovino, rúmen bovino entre outros.

Foster-Carneiro *et al.* (2007), avaliando o desempenho de diferentes resíduos como inóculo para a DA da FORSU, concluiu que o lodo anaeróbio é a melhor fonte de inóculo para a biodigestão desses resíduos. Mata-Alvarez *et al.* (2014), em estudo envolvendo o tratamento anaeróbio da fração orgânica de resíduos urbanos, descobriram que a porcentagem efetiva de inoculação para a DA da matéria orgânica, é de aproximadamente 30% (em massa de SV) de substrato em relação à massa de STV de inóculo. Hallam (2016), utilizando lodo anaeróbio de ETE como inóculo, considerou a condição S/I de 1/2 como a melhor condição para se maximizar a produção de biogás de resíduos alimentares.

#### 2.4.2.8 Carga orgânica e tempo de retenção de sólidos (TRS)

A velocidade da DA é fortemente afetada pelo tipo, disponibilidade e complexidade do substrato (ZHANG *et al.*, 2013). A taxa de carga orgânica (TCO) ou a carga orgânica volumétrica (COV) refere-se à capacidade de conversão biológica de um sistema de biodigestão e é representada em função da massa de resíduos aplicada no reator (LINDORFER *et al.* 2008). Alimentar o sistema com uma TCO superior à sua capacidade, pode resultar em baixas produções de biogás devido ao acúmulo de AGV no interior do reator (REICHERT, 2005)

A comparação direta da produção de biogás a partir de diferentes matérias-primas é bastante difícil, devido às diferentes condições de alimentação e operação empregadas. Por esta razão, a informação fornecida em função da massa de substrato aplicada torna os dados comparáveis entre si (WARD *et al.*, 2008).

Uma melhor definição da TCO pode ser obtida a partir do conhecimento dos teores de sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis presentes na massa de resíduo (REICHERT, 2005).

## 2.5 CO-DIGESTÃO ANAERÓBIA

A co-digestão anaeróbia é a digestão simultânea de dois ou mais substratos (ASTALS *et al.*, 2011). Esse tipo de tratamento é empregado para melhorar os rendimentos da DA de resíduos sólidos orgânicos, onde as principais vantagens são a diluição de compostos

tóxicos, o aumento da carga de matéria orgânica biodegradável, um melhor equilíbrio de nutrientes, o efeito sinérgico de microrganismos e um melhor rendimento de biogás (KHALID *et al.*, 2011). Segundo Mata-Alvarez *et al.* (2014), a co-digestão pode ser considerada o tema mais relevante no âmbito da DA, uma vez que, nos últimos três anos, 50% dos estudos envolvendo este assunto abordavam a co-digestão.

Jingura e Matengaifa (2009) relataram como benefícios múltiplos da co-digestão, o aumento da estabilidade e da confiabilidade do desempenho da biodegradação. Além disso, os autores destacam a produção de um biossólido com melhores características para aplicação como biossólido e um aumento na produção de biogás devido ao equilíbrio de nutrientes.

A DA de diversos substratos consorciados reflete na produção de metano, pois tende a equilibrar a relação C/N e as necessidades de minerais e metais. As características dos co-substratos podem se complementar de forma a minimizar os efeitos inibidores ou tóxicos que ocorreriam na degradação de um único substrato (CARNEIRO, 2009).

Substratos com partículas agregadas, materiais flutuantes e resíduos com propriedades dinâmicas pouco favoráveis, podem ser mais facilmente digeridos depois de misturados com outros substratos. Misturas de substratos líquidos ou com elevado teor de umidade, tendem a ser mais homogêneas e mais facilmente biodegradadas (KHALID *et al.*, 2011).

Vários estudos têm demonstrado que misturas de resíduos urbanos, agrícolas e industriais, podem ser digeridas eficazmente. Anjun *et al.* (2012) estudaram a co-digestão da FORSU com resíduos de melão e concluíram que há um aumento substancial na taxa de produção de biogás e na biodegradação quando estes resíduos são digeridos concomitantemente. Ponsá, Gea e Sánchez (2011), testaram a co-digestão de diferentes resíduos (óleo vegetal, gorduras animais, celulose e proteínas) com a FORSU. Os autores observaram que, apesar de todos os co-substratos adicionados apresentarem alguma melhoria operacional, os resíduos de óleo vegetal são o co-substrato mais adequado para ser anaerobicamente co-digerido com a FORSU. O incremento no rendimento médio de biogás, em termos de STV aplicados, ao utilizar-se o óleo vegetal na co-digestão foi de 82% em relação à mono-digestão de FORSU.

Outro estudo, desenvolvido por Borowski (2015), investigou a DA da FORSU co-digerida com lodo de esgoto. O autor observou uma produção de biogás de 494 L/kgSTV quando co-digeriu FORSU e lodo na proporção de 1:1 em condições mesofílicas, sendo que a

produção de biogás empregando somente a FORSU foi de 315 L/kgSTV. A co-digestão de resíduos de frutas e vegetais com resíduos alimentares foi estudada por Lin *et al.* (2011). Os autores verificaram que o rendimento de metano no biogás dos resíduos em DA é de 300 L/kgSTV e 560 L/kgSTV para os resíduos de frutas e vegetais e os resíduos alimentares, respectivamente. Apesar da mono-digestão dos resíduos alimentares produzir elevados volumes de metano, foi verificada a acumulação de AGV e a inibição do processo nessa condição. Na co-digestão destes resíduos na relação de 1:1 (em STV), o processo manteve-se estável e o rendimento de metano atingiu 490 L/kgSTV.

Além dos RSU, outros tipos de substratos também são co-digeridos para se alcançar uma maior produção de biogás. A DA de dejetos suínos com adição de 4% de glicerol bruto foi realizada por Astals, Nolla-Ardèvol e Mata-Alvarez (2012). Um incremento de 400% na produção de biogás, em relação à produção da mono-digestão, foi obtido quando os dois substratos foram co-digeridos sob condições mesófilas. Daí *et al.* (2013) estudaram a co-digestão de resíduos alimentares e lodo de ETE. A estabilidade do sistema e a produção de biogás aumentaram linearmente com proporções mais elevadas de resíduos alimentares.

Contudo, Carneiro (2009) expõe algumas limitações à aplicação da co-digestão anaeróbia e à escolha dos co-substratos, visando incrementar a produção de biogás por unidade de massa de resíduo:

- a) Não introduzir cargas elevadas de microrganismos patogênicos;
- b) Não inviabilizar as potenciais aplicações do biossólido digerido, devido à introdução de metais pesados e outros elementos;
- c) Não condicionar qualquer tratamento adicional necessário para propiciar um destino final adequado aos produtos do processo de DA.

Diante disto, a escolha dos resíduos a serem utilizados na co-digestão anaeróbia deve ser baseada nas caracterizações físico-químicas tanto dos resíduos utilizados, quanto da mistura gerada pelos mesmos. O controle do processo de co-digestão anaeróbia é realizado pelos mesmos parâmetros utilizados na DA de um único substrato.

## **2.6 GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RSU**

A composição do biogás gerado na DA de resíduos depende do substrato utilizado no processo. Basicamente, a composição típica do biogás é de 60 a 80% de CH<sub>4</sub>, 20 a 40% de CO<sub>2</sub> e quantidades menos significativas de sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), outros compostos de



enxofre e amônia (NH<sub>3</sub>). Também são encontradas quantidades pequenas de hidrogênio (H<sub>2</sub>), nitrogênio (N<sub>2</sub>), hidrocarbonetos saturados ou halogenados e oxigênio (O<sub>2</sub>). Normalmente, o gás é saturado de vapor d'água e pode conter partículas de poeira e compostos orgânicos voláteis aromáticos e halogenados (KHALID *et al.*, 2011). Os percentuais de CH<sub>4</sub>, principal componente do biogás, diferem dependendo da variedade da matéria orgânica utilizada (SOUZA *et al.*, 2010).

A comparação entre outras fontes de energia e o biogás é realizada a partir da determinação do poder calorífico. Segundo Agustini (2014), o poder calorífico de um combustível é definido pela quantidade de calor liberada quando a queima completa é realizada, ou seja, quando ocorre o processo de oxidação total por unidade de massa. O poder calorífico do biogás é determinado pelo seu teor de metano, pois somente o metano é queimado (BACIOCCHI *et al.*, 2012).

Ross *et al.* (1996) reportaram que, em condições normais de temperatura e pressão, o metano puro possui poder calorífico de cerca de 33.980 kJ/m<sup>3</sup>. Os mesmos autores afirmam que 1,0 m<sup>3</sup> de biogás com 65% de CH<sub>4</sub> tem uma equivalência energética a 0,6 m<sup>3</sup> de gás natural, 0,882 L de propano, 0,789 L de butano, 0,628 L de gasolina, 0,575 L de óleo diesel, 0,455 kg de carvão betuminoso e 1,602 kg de lenha.

A tecnologia do biogás a partir de resíduos é amplamente difundida nos países desenvolvidos. A Alemanha é o país precursor e atual líder na geração de energia a partir da DA. No ano de 2012, o país possuía mais de sete mil e quinhentas plantas de geração de biogás, com capacidade elétrica instalada de 3352 MW (FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE- FNR, 2013). A meta da Alemanha é aumentar o número de plantas de biogás para quarenta e três mil até o ano de 2020 (JÜRGENSEN *et al.*, 2014). Outros países europeus grandes produtores de biogás são Reino Unido, França, Itália e Holanda (KAPARAJU, 2013). Nos EUA, no ano de 2010, existiam cento e sessenta digestores anaeróbios a partir do qual eram gerados 57,1 MW de eletricidade (BRAMLEY *et al.*, 2011).

Entre os países em desenvolvimento, a China lidera o *ranking* de produção de biogás. O número de instalações domésticas de geração de biogás supera os 41 milhões e a produção anual de biogás é da ordem de 15,4 bilhões de m<sup>3</sup> (ZUZHANG, 2013).

No Brasil, a produção de biogás a partir do RSU ainda é pouco explorada. Apenas uma pequena fração da energia produzida a partir do biogás emitido nos aterros sanitários é recuperada (LEME *et al.*, 2014). Segundo dados da ANEEL (2014), a capacidade instalada da

geração de biogás a partir do RSU é de aproximadamente 71 MW, o que representa 0,048% da matriz de energia elétrica brasileira. Atualmente, onze usinas utilizam resíduos urbanos para a produção de biogás no país.

Pesquisas recentes realizadas por Rempel (2014) e Schulz (2015), utilizaram a FORSU do município de São Leopoldo/RS, para a produção de biogás por meio da DA em reator sob condições controladas. Os resultados alcançados demonstraram que o resíduo utilizado possui um elevado potencial de degradação pela DA, produzindo volumes de biogás entre 6,71 e 22,45 m<sup>3</sup>/t de RSU, com concentrações de metano entre 70% e 80% (REMPEL, 2014; SCHULZ, 2015).

A principal dificuldade em se tratar a FORSU na DA é a variabilidade do resíduo em função do local de geração, do período do ano em que é gerado e da estratégia de coleta realizada. Esses fatores irão influenciar nas características físico-químicas do resíduo e, conseqüentemente, na produção de biogás e rendimento de metano (WARD *et al.*, 2008). A FORSU é composta, em grande parte, por resíduos de alimentos crus e cozidos. Elevados teores de carboidratos presentes nesses resíduos são facilmente convertidos em AGV e acabam causando a queda do pH e a inibição do processo de metanogênese (Chen, Cheng e Creamer, 2008). Os lipídeos presentes nos alimentos, apesar de estarem relacionados com uma maior produção de metano na DA, podem conduzir a efeitos inibitórios causados pela produção de ácidos graxos de cadeia longa (AGCL) na etapa de hidrólise (CHO *et al.*, 2013). Além da instabilidade do processo, esses fatores influenciam negativamente no TRS e na eficiência de remoção dos compostos orgânicos. Uma alternativa para melhorar a estabilidade do processo e aumentar o rendimento de biogás, é aplicar a co-digestão da FORSU com outro resíduo orgânico (CABBAI *et al.*, 2013).

## **2.7 GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RHF**

Os RHF apresentam propriedades físico-químicas adequadas para a sua utilização como fonte energética (ALI *et al.*, 2012). Resíduos de frutas e vegetais são caracterizados por uma elevada porcentagem de umidade (superior a 80%), elevado teor de matéria orgânica (teor de STV superior a 80%) e fácil biodegradabilidade, sendo, portanto, adequados para a recuperação de energia através da DA (APPELS *et al.*, 2011; JAIGANESH, NAGARAJAN e GEETHA, 2014).

A literatura científica contém diversos estudos sobre a geração de biogás a partir da DA de RHF (BOUALLAGUI *et al.*, 2004; BOUALLAGUI *et al.*, 2005; ALI *et al.*, 2012;

SITORUS e PANJAITAN, 2013; SCANO *et al.*, 2014; ALKANOK, DEMIREL e ONAY, 2014).

Bouallagui *et al.* (2005), aplicaram a DA de RHF em um sistema de duas fases e observaram que mais de 95% dos STV foram convertidos em metano. O rendimento médio da produção de metano foi de cerca de 420 L/kg de STV adicionado. Scano *et al.* (2014), em seu experimento de DA dos RHF gerados em um mercado atacadista na Itália, alcançaram uma produção média de biogás de 780 L/kg de STV, com um rendimento específico de metano de 430 L/kg de STV.

Em outro estudo, Ganesh *et al.* (2014) compararam a DA de resíduos de frutas e vegetais em um reator monofásico com um sistema de duas fases. Os autores constataram que o processo em fase única, apesar de mais instável, foi 33% superior em termos de produção de metano e produção volumétrica de energia. Na DA monofásica, o rendimento de metano foi de 450 L/kg de STV com uma conversão de 83% dos STV. Na DA em duas fases, a produção de metano foi de 300 L/kg de STV adicionado.

Um misto de resíduos contendo cerca de 78% de resíduos vegetais, 4% de resíduos de tubérculos e 18% de resíduos de frutas foi tratado por Sitorus e Panjaitan (2013) por meio da DA em um digestor monofásico à temperatura ambiente. Como resultado, os autores encontraram um fluxo de biogás de 20-40 ml/min e um teor de metano máximo no biogás de 65%. Jiang, Heaven e Banks (2012), utilizaram somente vegetais para produção de biogás e conseguiram um rendimento de metano de 345 L/kg de STV com uma conversão de 81,3% dos STV em metano. Esse resultado foi ligeiramente inferior aos resultados alcançados com a DA de frutas consorciadas com os vegetais.

Ao rever dados sobre a DA de diferentes tipos de resíduos de frutas e vegetais, Gunaseelan (2007) concluiu que a produção específica de metano na biodigestão de RHF é muito elevada quando comparada com os RSU. No entanto, um número considerável de estudos, tem problemas e limitações na DA de RHF como único substrato.

Segundo Scano *et al.* (2014), a DA de RHF como único substrato, é uma tarefa desafiadora, devido ao alto teor de açúcares simples contido nas frutas e vegetais. Esses açúcares simples promovem a acidificação rápida da biomassa com a consequente inibição da atividade dos microrganismos metanogênicos. Os mesmos autores afirmam que uma solução a ser adotada para diminuir os efeitos da acidificação, seria alimentar o reator com misturas equilibradas de frutas e vegetais, de modo a reduzir a quantidade de frutas com elevado teor de

açúcares simples. Bouallagui *et al.* (2005), afirmam que a adoção de um reator anaeróbio para a DA em dois estágios, também melhora a estabilidade do processo, apesar de requerer estações de tratamento mais complexas e caras.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo apresenta as etapas metodológicas desenvolvidas durante a fase experimental. São descritos os processos para obtenção dos resíduos e inóculo, o sistema operacional do reator anaeróbio, bem como os parâmetros de monitoramento do processo de biodigestão e de análise do biogás.

A etapa experimental do estudo foi desenvolvida no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). O fluxograma da Figura 4 ilustra, de maneira simplificada, as etapas metodológicas do trabalho.

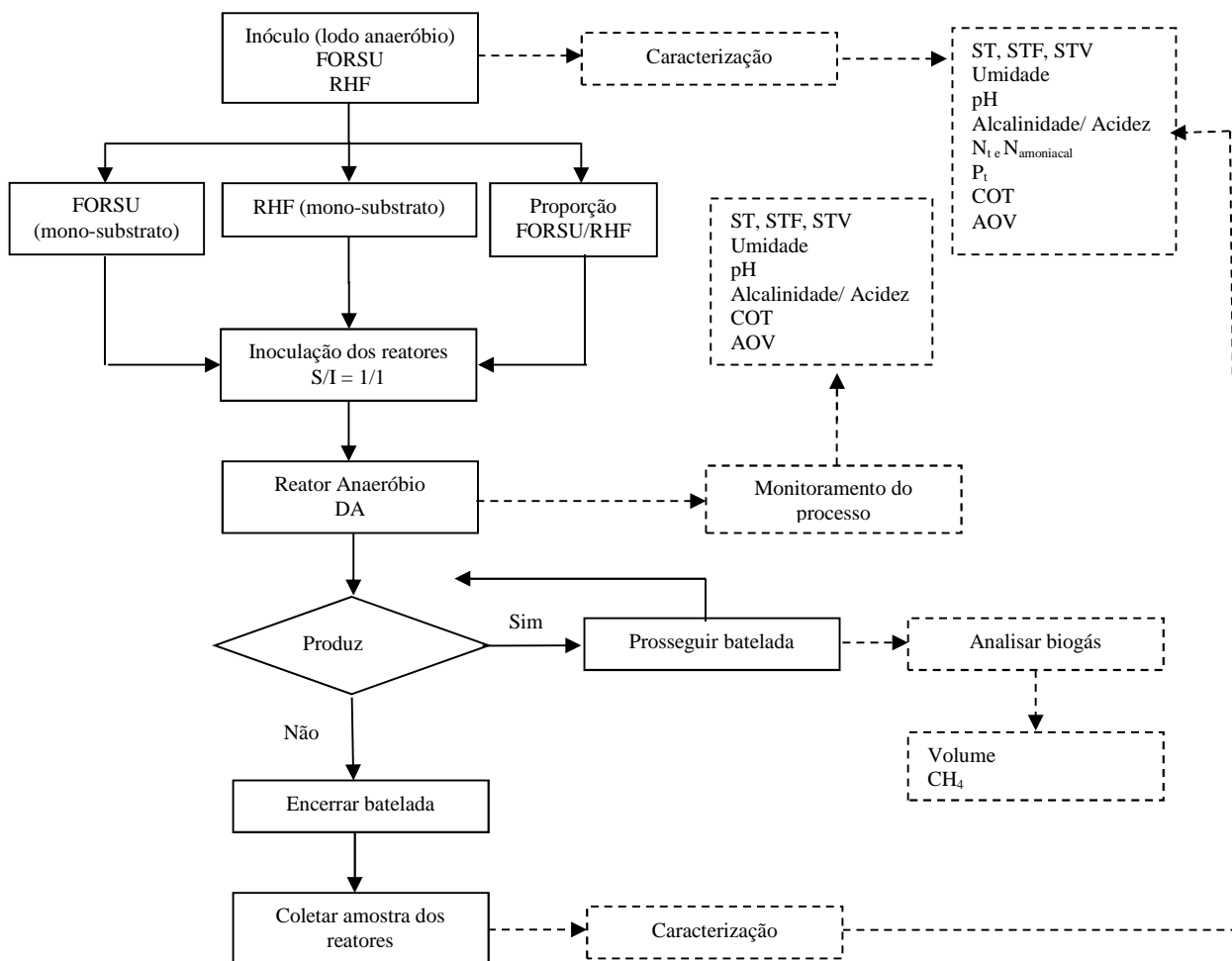
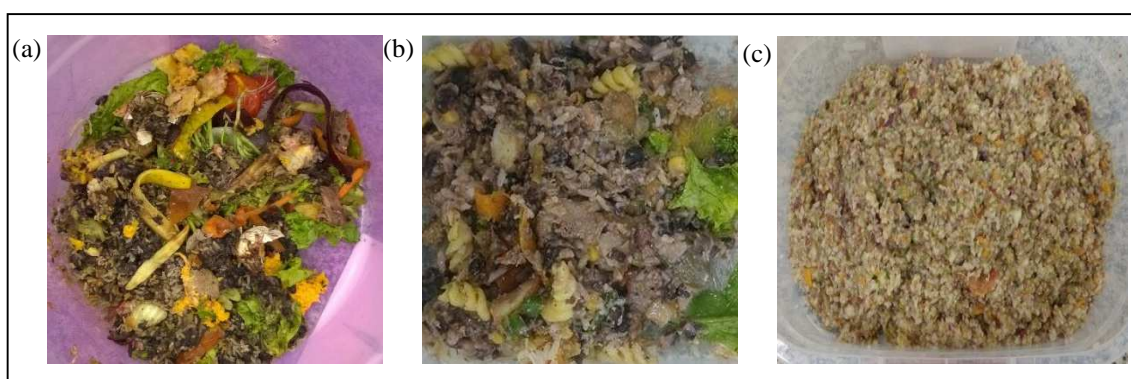


Figura 4 – Fluxograma simplificado da etapa experimental

#### 3.1 SUBSTRATO E INÓCULO

A FORSU utilizada como substrato na co-digestão foi obtida a partir dos resíduos orgânicos gerados em uma residência. Os resíduos inertes, como guardanapos e palitos de dente, foram descartados por não trazerem benefícios ao processo de DA. Contaminantes biológicos,

como o papel higiênico, e restos de poda e de serviços de jardinagem também foram desconsiderados. A FORSU foi composta, basicamente, por resíduos de alimentos crus e cozidos, como arroz, feijão, massa, carnes, alface, cascas de frutas e verduras, cascas de ovo e pó de café (Figura 5). Após coleta e seleção, os resíduos foram triturados em um processador de alimentos doméstico, com o intuito de aumentar a superfície específica dos mesmos e assim facilitar a hidrólise microbiana. O resíduo bruto triturado foi amostrado e foram realizadas as caracterizações físico-químicas quanto aos teores de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), umidade, pH, alcalinidade, acidez, Nitrogênio total ( $N_T$ ), Nitrogênio amoniacal ( $NH_4^+$ ), Fósforo total ( $P_T$ ), Carbono Orgânico Total (COT) e Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV). A coleta foi realizada uma única vez e os resíduos foram mantidos em câmara fria, à temperatura aproximada de 4 °C, para uso posterior.



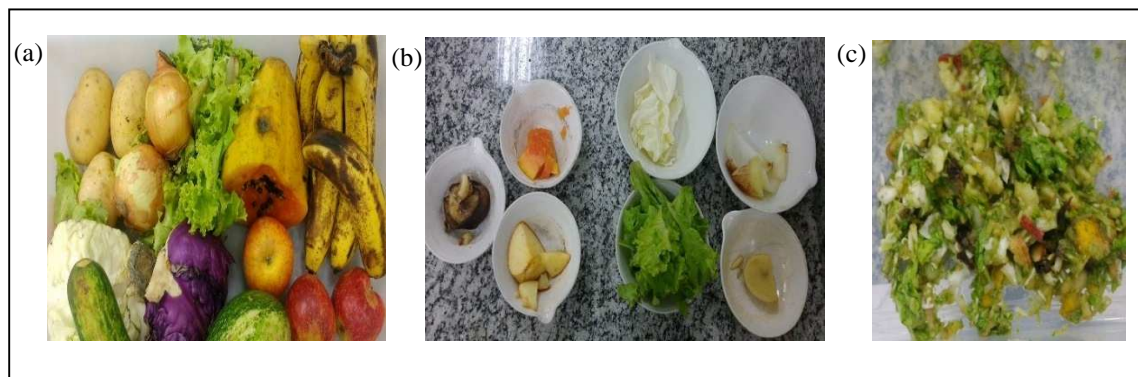
**Figura 5 – FORSU utilizada no experimento**

(a) FORSU coletada; (b) detalhe dos resíduos; (c) FORSU triturada

Os RHF utilizados como substrato foram coletados no setor de frutas e verduras de um supermercado. A mistura de RHF foi elaborada em laboratório para reduzir a influência da variabilidade de resultados ao longo da etapa experimental. Empregou-se resíduos de banana, mamão, maçã, repolho, alface, cebola e batata, conforme pode ser observado na Figura 6. As frações percentuais dos diferentes tipos de resíduos de frutas e vegetais utilizados para a composição do RHF, podem ser observadas na Tabela 2. Do mesmo modo que a FORSU, os RHF foram triturados e caracterizados quanto aos teores de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), umidade, pH, alcalinidade, acidez, Nitrogênio total ( $N_T$ ), Nitrogênio amoniacal ( $NH_4^+$ ), Fósforo total ( $P_T$ ), Carbono Orgânico Total (COT) e Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV).

**Tabela 2 – Frações percentuais dos diferentes resíduos na composição do RHF**

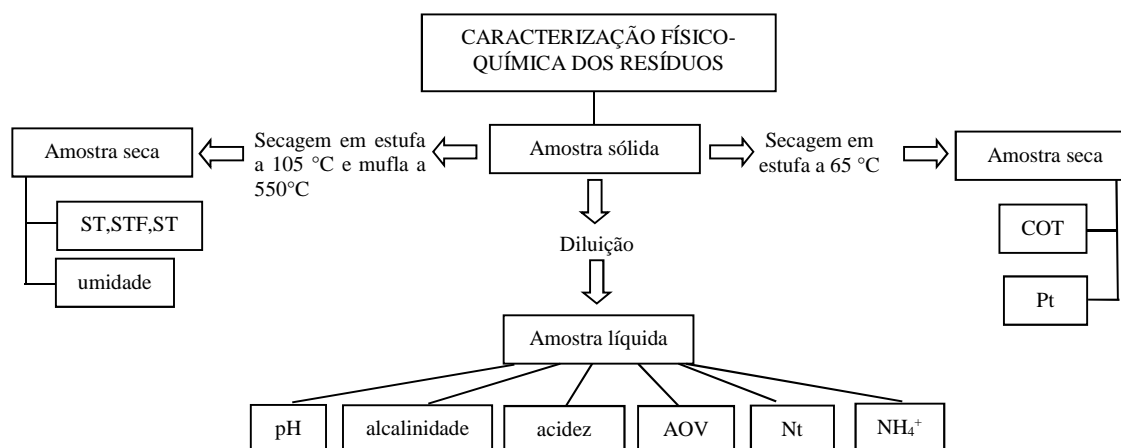
Resíduo	Proporção na mistura
Banana	20%
Mamão	20%
Maçã	10%
Repolho	12,5%
Alface	12,5%
Cebola	12,5%
Batata	12,5%



**Figura 6- RHF utilizado no experimento**

(a) RHF coletado; (b) preparação da mistura de RHF; (c) RHF triturado

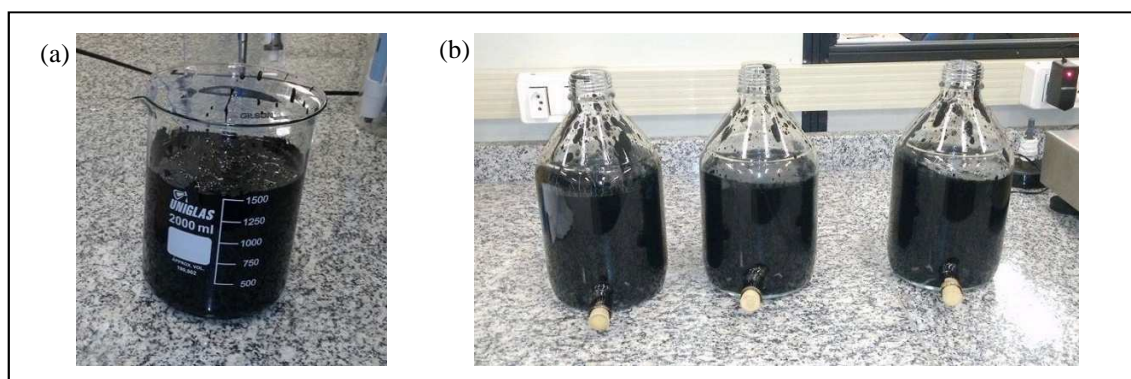
Adaptado de Carneiro (2005), o fluxograma da Figura 7 apresenta um esquema da metodologia de preparação das amostras para a caracterizações físico-químicas dos resíduos utilizados na co-digestão. Os procedimentos empregados nas análises físico-químicas dos resíduos são descritos no subcapítulo 3.3.



**Figura 7 – Fluxograma da metodologia de caracterização dos resíduos**

Adaptado de Carneiro (2005).

O lodo anaeróbio utilizado como inóculo (Figura 8) foi coletado em um biodigestor anaeróbio experimental de 282 L de volume total, operando em batelada no tratamento de resíduos alimentares. Após o fim da DA no biodigestor, parte do material digerido foi coletada e deixada em repouso em um recipiente com tampa semi-aberta para que todo o residual de biogás fosse liberado. Optou-se pelo emprego desse lodo, devido ao mesmo já estar aclimatado a resíduos orgânicos domésticos, o que corrobora para a estabilidade do processo. O lodo foi amostrado e caracterizado quanto aos teores de sólidos totais (ST), sólidos totais voláteis (STV), umidade, pH, alcalinidade, acidez, Nitrogênio total ( $N_T$ ), Nitrogênio amoniacal, Fósforo total ( $P_T$ ), Carbono Orgânico Total (COT) e Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV), conforme metodologias descritas no subcapítulo 3.3.



**Figura 8 – Lodo anaeróbio de biodigestor utilizado como inóculo no experimento**

A relação substrato/inóculo (S/I) adotada nesse experimento foi de 1/1 em termos de STV. Hallam (2016) testou diferentes relações S/I em biodigestão de resíduos alimentares com lodo anaeróbio. O autor verificou que na relação S/I de 1/2, a geração de biogás é máxima e o processo se mantém estável. Entretanto, as características de pH e alcalinidade do lodo anaeróbio utilizado no presente estudo, em comparação com o lodo utilizado por Hallam (2016), e o fato de já estar ambientado à resíduos alimentares, evidenciam o potencial deste inóculo em manter a estabilidade do sistema mesmo em condições S/I maiores.

### **3.2 SISTEMA EXPERIMENTAL**

A etapa experimental foi dividida em quatro fases. Em cada fase, três reatores anaeróbios foram operados simultaneamente. Garrafas de vidro de borossilicato com volume total de 2 L foram utilizadas como biodigestores de bancada. Cada reator anaeróbio foi carregado com os resíduos e o inóculo e selado com uma rolha de borracha. A produção diária de biogás foi medida pelo método de deslocamento de coluna de água e corrigida em relação à temperatura e pressão padrão. O biodigestor e o sistema de medição empregados podem ser observados na Figura 9.





**Figura 9 – Reator anaeróbio de bancada e sistema de medição de biogás**

(1) saída para retirada de material digerido; (2) saída de biogás do reator para a ampola; (3) saída para retirada de amostra de biogás; (4) ampola de vidro parcialmente imersa em proveta com água; (5) deslocamento da coluna de água indicando o volume de biogás gerado.

O conjunto de reatores foi mantido em banho termostático com temperatura de operação fixa em 35 °C, conforme Figura 10. O nível de água dentro do banho termostático foi mantido no nível de volume em digestão dentro dos reatores, para garantir a manutenção da temperatura homogênea no substrato.



**Figura 10 – Sistema experimental em funcionamento**

Durante o período de digestão, os reatores foram agitados diariamente, de forma manual, antes da retirada de amostra para determinação do pH.

O tempo de retenção de sólidos (TRS) foi definido individualmente em função da produção de biogás. No momento em que não se detectava mais a produção de biogás nos reatores, considerava-se o fim da batelada.

### 3.2.1 Condições de operação dos reatores anaeróbios

O estudo foi desenvolvido em quatro fases. Em cada fase, diferentes proporções FORSU/RHF foram testadas como substrato. As proporções de mistura foram realizadas com base no teor de STV de cada resíduo. A massa total de STV empregada para a biodigestão foi constante em todas as fases. A relação S/I também foi a mesma em todas as situações.

Os reatores R1, R2 e R3 foram alimentados somente com a FORSU. Na Fase II, alimentou-se os reatores com a relação FORSU/RHF de 1/1. Na Fase III, a relação FORSU/RHF aplicada para co-digestão foi de 1/3. Na fase final do experimento, empregou-se como substrato, somente RHF. A Tabela 3 apresenta as condições de operação em cada fase do experimento.

**Tabela 3 – Condições de operação dos reatores anaeróbios**

Fase	Substrato FORSU/RHF	Relação S/I	Massa de STV (g de STV)				Massa em gramas (g)			
			FORSU	RHF	Inóculo	Total	FORSU	RHF	Inóculo	Total
Fase I										
R1	1/0	1/1	54,04	0	54,04	108,08	281,60	0	1545	1826,60
R2										
R3										
Fase II										
R4	1/1	1/1	27,02	27,02	54,04	108,08	140,80	143,72	1545	1829,52
R5										
R6										
Fase III										
R7	1/3	1/1	13,51	40,53	54,04	108,08	70,40	215,58	1545	1830,98
R8										
R9										
Fase IV										
R10	0/1	1/1	0	54,04	54,04	108,08	0	287,45	1545	1832,45
R11										
R12										

No final de cada fase, quando se considerou encerrada a biodigestão, os reatores foram esvaziados. O material digerido foi caracterizado e após descartado em leito de secagem junto à ETE Unisinos.

### 3.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

A Tabela 4 indica os parâmetros monitorados durante a DA, os métodos utilizados e a frequência de monitoramento do sistema experimental.

**Tabela 4 – Parâmetros de monitoramento do sistema experimental**

PARÂMETROS	MÉTODO ANÁLISE	FREQUÊNCIA			REFERÊNCIA
		Resíduos e inóculo	No Reator	Digerido	
ST (%m/m) STV (% ST)	Gravimétrico	A cada alimentação	Semanal	No fim da batelada	APHA (2012) 2540-B
pH	Potenciométrico		Diária		APHA (2012) 4500+H-
COT (mg/g de ST)	Analítico, Multi N/C 2100S (analytikjena)		Semanal		APHA (2012) 5310-B
N <sub>T</sub> (mg N <sub>T</sub> /L)	Titulométrico		Fim da batelada		APHA (2012) 4500-NH <sub>3</sub> C
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	Titulométrico		Fim da batelada		APHA (2012) 4500-NH <sub>3</sub> C
P <sub>T</sub> (% de ST)	Colorimétrico		Fim da batelada		APHA (2012) 4500-B
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> / L)	Titulométrico		Semanal		DILALLO E ALBERTSON (1961)
AGV (mg HÁc/ L)	Titulométrico		Semanal		DILALLO E ALBERTSON (1961)
AOV (mg HÁc/ L)	Titulométrico		Semanal		MANUAL USP
Volume de Biogás	Volumétrico; Deslocamento de coluna d'água		-----		Diária
CH <sub>4</sub> (%)	Volumétrico (Orsat)	-----	Diária	-----	Kit Embrapa

Os procedimentos analíticos foram realizados imediatamente após a coleta de amostra nos reatores. Cerca de 100 gramas de material digerido foram retirados de cada reator semanalmente para as análises. No caso de análise de pH, o volume de material digerido retirado era retornado ao reator. Os ensaios foram realizados em triplicata para cada reator, sendo considerados como resultados, os valores médios obtidos.

### **3.3.1 Determinação do teor de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV)**

Os procedimentos analíticos para a determinação dos teores de ST, STF e STV fundamentaram-se no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater/ 2540-B* (APHA, 2012). Porém, a massa de amostra sólida utilizada nas análises foi de 25,0-26,0 g, tanto para os resíduos brutos triturados quanto para o inóculo e o material em processo de DA. Essa adaptação, já adotada em estudos anteriores (HALLAM, 2016; SCHULZ, 2015; REMPEL, 2014), visa minimizar o efeito da heterogeneidade do material.

### **3.3.2 Determinação do pH**

A medição do pH foi realizada segundo metodologia 4500-H+ (APHA, 2012). A medição foi realizada com um pHmetro modelo Tecnal com equalizador de temperatura. Nas amostras líquidas (inóculo e material digerido), o pH foi medido de maneira direta, logo após a coleta das mesmas. A preparação das amostras sólidas seguiu o método proposto por Carneiro (2005). Uma massa de 10 g de amostra sólida foi diluída em 100 ml de água deionizada e mantida em agitação por período de duas horas. Imediatamente após a agitação, foi realizada a medida do pH.

### **3.3.3 Determinação do COT**

O preparo das amostras para a análise de COT foi adaptado dos procedimentos de amostras de fertilizantes orgânicos e organominerais, conforme Normativa N° 28 de 2015 do MAPA. A adaptação refere-se à trituração dos resíduos brutos e do material digerido, após secagem em estufa a 65 °C.

A análise do COT foi realizada em um analisador Multi N/C 2100S da marca Analytic Jena, de acordo com o procedimento 5310-B do *Standard Methods* (APHA, 2012). Este equipamento utiliza o método de oxidação por combustão catalítica em temperaturas próximas a 680 °C e é dotado de detector de infravermelho não dispersível (NDIR).

### **3.3.4 Determinação do Nitrogênio Total**

O Nt representa a soma do nitrogênio orgânico e do nitrogênio amoniacal, ambos determinados segundo procedimentos 4500-NH<sub>3</sub>C (APHA, 2012), com adaptação. A adaptação refere-se à diluição da amostra a uma proporção de 1:40. O método de análise é titulométrico, é baseado na decomposição da matéria orgânica a partir da digestão da amostra com ácido sulfúrico concentrado, a 400 °C, em presença de sulfato de cobre como catalisador que acelera a oxidação da matéria orgânica. O nitrogênio presente na solução ácida resultante é determinado

por destilação por arraste de vapor, seguida de titulação com ácido diluído (NOGUEIRA e SOUZA, 2005). Com os volumes de ácido sulfúrico titulados, aplicar a Equação 4 para obter o nitrogênio na amostra.

$$N(\text{mg} / \text{L}) = \left( \frac{(V_a - V_b) \times 280}{V_{\text{amostra}}} \right) \times 0,6$$

**Equação 4**

Onde:

N é o nitrogênio presente na amostra, expresso em mgN/L;

V<sub>a</sub> é o volume de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>0,02N titulado, em ml;

V<sub>b</sub> é o volume de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>0,02N da prova em branco, em ml;

V<sub>amostra</sub> é o volume da amostra, em ml.

Caso a amostra tenha sido diluída para a realização do procedimento, o resultado deverá ser multiplicado pela diluição.

### 3.3.5 Determinação de Fósforo Total

O preparo das amostras para a determinação do fósforo total, foi adaptado dos procedimentos de amostras de fertilizantes orgânicos e organominerais, da Normativa N° 28 de 2015 do MAPA, conforme descrito no item 3.3.3

A análise do fósforo total (P<sub>T</sub>) foi realizada pelo método de digestão ácida com ácido nítrico e ácido clorídrico concentrados e posterior determinação colorimétrica em um espectrofotômetro, de acordo com a metodologia 4500 P-C (APHA, 2012). A partir dos valores da concentração em ppm de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> da solução de leitura, calculou-se a porcentagem de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> total na amostra, utilizando a Equação 6.

$$P_2O_5 = 1,25 \times \frac{C}{AG}$$

**Equação 5**

Onde:

P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> é a porcentagem de pentóxido de fósforo total na amostra, expressa em %;

C é a concentração em ppm de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> na solução de leitura;

A é o volume da alíquota tomada do extrato, expresso em ml;

G é a massa inicial da amostra, em grama.

### 3.3.6 Determinação da alcalinidade total e acidez

A determinação da alcalinidade e da acidez baseou-se no método titulométrico proposto por Dilallo e Albertson (1961). Tanto as amostras sólidas quanto as amostras líquidas foram diluídas em água deionizada, na proporção de 1:10 e agitadas por duas horas, conforme metodologia de Carneiro (2005). A Equação 7 foi utilizada para calcular a alcalinidade total do sistema, a partir dos volumes de titulação de ácido sulfúrico 0,1N e de NaOH 0,1N. (DILALLO; ALBERTSON; 1961).

$$AT = \frac{N_{(AC)} \times V_{(AC)} \times 50.000}{V_{(AM)}}$$

**Equação 6**

Onde:

AT é a alcalinidade total, expressa em mg CaCO<sub>3</sub>/L;

N<sub>(AC)</sub> é a normalidade do ácido;

V<sub>(AC)</sub> é o volume de ácido sulfúrico gasto na titulação, expresso em ml;

V<sub>(AM)</sub> é o volume de amostra, expresso em ml.

A Equação 8 foi utilizada para calcular os ácidos graxos totais, em ácido acético (DILALLO; ALBERTSON; 1961).

$$AGV = \frac{(N_{(BASE)} \times V_{(BASE)}) \times 60.000}{V_{(AM)}}$$

**Equação 7**

Onde:

AGV é a acidez total em ácido acético, expressa em mg CH<sub>3</sub>COOH/L;

N<sub>(BASE)</sub> é a normalidade da base;

V<sub>(BASE)</sub> é o volume de hidróxido de sódio gasto na titulação 7, expresso em ml;

V<sub>(AM)</sub> é o volume de amostra, expresso em ml.

### 3.3.7 Determinação dos AOV

A determinação dos ácidos orgânicos voláteis (AOV) seguiu metodologia proposta pelo Manual de procedimentos e técnicas laboratoriais voltado para análises de águas e esgotos

sanitário e industrial – EPUSP (2004). A preparação da amostra, se deu por diluição da mesma em água deionizada em proporção de 1:2 e posterior homogeneização. A amostra diluída foi centrifugada a 4000 RPM durante quinze minutos. A partir dos volumes de ácido sulfúrico 0,2N gastos na titulação, aplicou-se a Equação 9.

$$AOV = 480 \times f \times (V_1 - V_2)$$

**Equação 8**

Onde:

AOV são ácidos orgânicos voláteis totais, expresso em mg/L de ácido acético;

F é a normalidade do hidróxido de sódio;

V1 e V2 são os volumes gastos na titulação de hidróxido de sódio até pH 4 e 7, respectivamente, em ml.

### 3.3.8 Determinação do teor de metano no biogás

A análises da concentração de gás metano (CH<sub>4</sub>) presentes no biogás gerado pelos reatores anaeróbios, foi realizada com o kit portátil para análise de biogás da Embrapa (Figura 11). A partir de um método analítico volumétrico, a amostra de biogás coletada nos reatores entra em contato com determinados reagentes. A análise do CH<sub>4</sub> é realizada com um analisador Orsat.



**Figura 11 – Kit para análise de biogás Embrapa**

Fonte: Site Alfakit (2016)

## 3.4 TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS DADOS

Cada batelada foi operada com três reatores produzindo gás simultaneamente. Os ensaios foram realizados em triplicata para cada reator. Os resultados foram apresentados como

média (desvio padrão) em todas as amostras. O coeficiente de variação foi calculado para analisar a variabilidade dos dados. As análises foram realizadas no software Microsoft Excel.



## 4 APRESENTAÇÃO, ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos a partir da metodologia proposta. Resultados obtidos em outros estudos semelhantes também são apresentados e discutidos para que se possa tecer as conclusões acerca do tema de estudo.

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO E DO INÓCULO

As características dos substratos orgânicos utilizados neste estudo encontram-se na Tabela 5.

**Tabela 5 – Características da FORSU e do RHF utilizados como substrato na biodigestão anaeróbia**

Parâmetro	Unidade	FORSU	RHF
ST	%	19,94 (0,11)	19,54 (0,09)
STV	% (de ST)	96,24 (0,45)	96,21 (0,88)
pH	-	5,90	4,66
Umidade	%	80,06 (0,04)	80,46 (0,90)
Alcalinidade	mg CaCO <sub>3</sub> /L	106,67 (11,55)	140,0 (12,72)
AGV	mg HÁc/L	232,0 (36,66)	216 (41,57)
AOV	mg HÁc/L	384,0 (52,0)	235,0 (27,0)
N <sub>T</sub>	mg N <sub>T</sub> /L	1149,23 (112,33)	904,78 (174,49)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	6,05 (0,03)	7,36 (0,09)
COT	mg/g de ST	126,52 (5,32)	180,32 (12,13)
P <sub>T</sub>	% (de ST)	0,056 (0,01)	0,18 (0,01)

média (desvio padrão)

A FORSU e os RHF apresentaram teores semelhantes de ST e STV. Cabbai *et al.* (2013), registraram teores médios de ST e STV de 30% (em massa do total de resíduo) e 91,80% (dos ST), respectivamente, para a FORSU coletada em residências. Di Maria *et al.* (2015), encontraram teores de STV em resíduos de frutas e vegetais de 97,1% em relação aos ST. Os valores médios dos STV de ambos os resíduos destacam o elevado potencial de transformação orgânica desses substratos em processos de biodigestão anaeróbia. Conforme Buffière *et al.* (2006), o rendimento de metano no processo de DA está estritamente relacionado à quantidade de STV biodegradados.

Os teores de umidade da FORSU e dos RHF estão próximos à faixa de umidade considerada ótima para a produção de metano (60% a 80%) (BOUALLAGUI *et al.*, 2003). Teores de nitrogênio total e COT são superiores aos verificados por Di Maria *et al.* (2015).

O pH medido na FORSU foi 5,9 e nos RHF foi 4,7. É importante salientar que a mistura de RHF elaborada em laboratório, não continha frutas cítricas que poderiam corroborar para um pH ainda mais baixo nesse substrato. O valor de pH não indica a qualidade do resíduo

para a DA, porém, resíduos com baixo pH irão consumir a alcalinidade presente no meio, o que pode causar a acidificação no reator. A co-digestão e a utilização de inóculo com valores elevados de pH e alcalinidade evitam essa instabilidade inicial que o processo possa apresentar.

Os teores de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal presentes na FORSU e nos RHF estão de acordo com os encontrados por Cabbai *et al.* (2013). Segundo Kondusamy e Kalamdhad (2014), o nitrogênio é um dos principais nutrientes limitantes no tratamento de resíduos sólidos urbanos e uma fonte complementar pode ser a utilização de lodo anaeróbio como inóculo na biodigestão.

A maioria dos estudos emprega lodo de estações de tratamento de esgoto como inóculo para a DA. Neste estudo, o lodo anaeróbio utilizado para inocular os reatores foi obtido a partir de um biodigestor tratando resíduos alimentares em outro estudo de DA desenvolvido na Unisinos. As características do lodo anaeróbio utilizado como inóculo podem ser observadas na Tabela 6.

**Tabela 6 – Características do lodo anaeróbio utilizado como inóculo na biodigestão**

Parâmetro	Unidade	LODO
ST	%	6,25 (0,04)
STV	% (de ST)	55,86 (0,32)
pH	-	8,3
Umidade	%	93,74 (0,04)
Alcalinidade	mg CaCO <sub>3</sub> /L	906,67 (120,55)
AGV	mg HÁc/L	728,0 (36,66)
AOV	mg HÁc/L	960,0 (112,0)
N <sub>T</sub>	mg N <sub>T</sub> /L	5547,36 (213,90)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	3096,2 (28,51)
COT	mg/g de ST	101,55 (3,36)
P <sub>T</sub>	% (de ST)	1,44 (0,04)

média (desvio padrão)

O teor de ST presente no lodo foi de 6,25% (em massa) e a concentração de STV foi de 55,86 % (em relação aos ST). Valores aproximados foram relatados por Dai *et al.* (2013) em relação ao lodo de ETE (ST de 2,3% e STV de 56,5%).

O pH e a alcalinidade verificados no lodo foram superiores aos parâmetros do lodo de reator UASB utilizado como inóculo por Hallam (2016). O autor, observou pH de 6,3 em um lodo com alcalinidade de 905,85 mgCaCO<sub>3</sub>/L, enquanto que o lodo utilizado no presente estudo apresentou pH 8,3 e alcalinidade de 906,67 mgCaCO<sub>3</sub>/L. Essas características do lodo demonstram sua potencialidade como inóculo neste experimento de co-digestão, visto a FORSU e os RHF possuírem baixos valores de pH e alcalinidade.

Em relação aos nutrientes presentes no lodo, verificou-se altas concentrações de nitrogênio total e de nitrogênio amoniacal, sendo 5547,36 mg N<sub>T</sub>/L e 3096,2 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L, respectivamente. Esses valores chegam a ser cinco vezes superiores aos valores encontrados por Cabbai *et al.* (2013). As altas concentrações de nitrogênio total e amoniacal no inóculo podem ser resultantes da presença de substrato ainda não degradado no lodo.

Não foi realizado teste em branco para medir o potencial de geração de biogás do lodo. Contudo, antes da inoculação dos reatores, o lodo foi acondicionado em recipiente plástico semi-aberto por 15 dias para que todo biogás residual fosse liberado.

## **4.2 GERAÇÃO DE BIOGÁS E MONITORAMENTO DO PROCESSO**

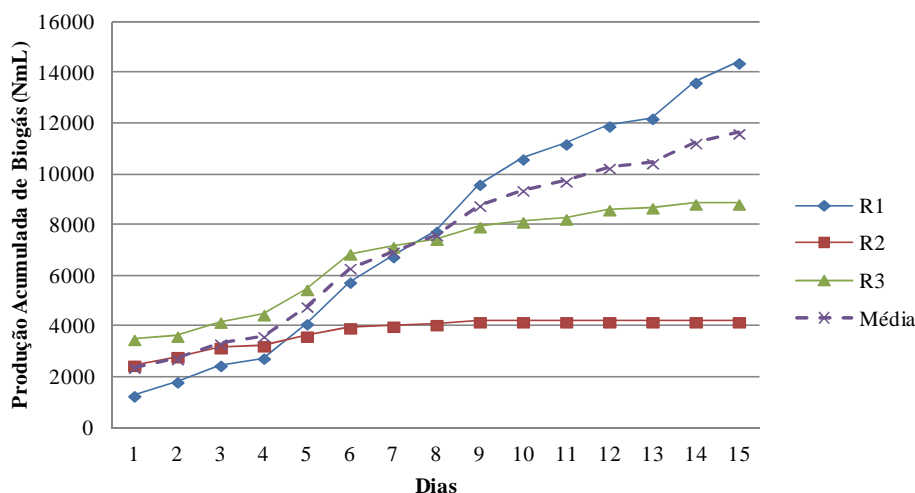
Conforme já descrito no Capítulo 3, todos os reatores foram alimentados com a mesma massa em STV de resíduos e de inóculo. Como o objetivo era avaliar o processo ao se co-digerir diferentes proporções de FORSU e RHF, todas as outras variáveis foram mantidas constantes nas quatro fases do experimento.

O biogás produzido diariamente nos três reatores de cada Fase, foi coletado e contabilizado individualmente. Os valores acumulados foram normalizados, considerando temperatura e pressão padrão. O monitoramento do processo também foi realizado em cada reator. São apresentadas as médias, juntamente com o desvio padrão, dos resultados dos ensaios analíticos.

### **4.2.1 Fase I (Reatores R1, R2 e R3)**

Os reatores da Fase I (R1, R2 e R3) digeriram somente FORSU, utilizando lodo anaeróbio como inóculo na proporção S/I de 1/1 em termos de STV.

A produção acumulada de biogás de cada reator na Fase I, é apresentada no gráfico da Figura 12.



**Figura 12 – Produção acumulada de biogás dos reatores na Fase I**

A partir do gráfico observa-se que na Fase I, obteve-se uma variação significativa na produção volumétrica de biogás entre os reatores. O TRS foi de 15 dias, com uma produção média acumulada de 11,61 NL de biogás. O reator R1 registrou o maior volume acumulado de biogás, atingindo 14,39 NL de biogás ao final da digestão. A produção média diária dos reatores da Fase I foi de 0,96 L/dia em R1, 0,28 L/dia em R2 e 0,77 L/dia em R3. Entretanto, a produção volumétrica desta batelada não pode ser avaliada pela média diária, pois não ocorre dentro de um padrão volumétrico a cada hora ou dia do experimento.

No reator R1, a produção de biogás manteve-se regular ao longo de toda a batelada, atingindo um volume próximo a 1 L/dia até o último dia da DA, quando a geração de biogás cessou.

No reator R2, a geração de biogás foi mais significativa no primeiro dia de DA, onde a produção acumulada atingiu 2,47 NL. Observou-se crescimento nos volumes de biogás gerados até o sexto dia, após o qual a produção manteve-se praticamente estável, com produção diária média de 0,80 NL até o nono dia. A partir do nono dia, não houve mais produção de biogás neste reator. Considerando que os parâmetros físico-químicos monitorados durante a batelada indicavam a estabilidade do processo de DA, uma hipótese para essa discrepância é a ocorrência de vazamentos de biogás no reator ou no sistema de medição de volume.

O reator R3 apresentou o pico de produção de biogás no primeiro dia da batelada, atingindo 3,49 NL. Esse volume de biogás é o maior volume de geração diário obtido na Fase I do experimento. Até o sétimo dia da Fase I, a produção acumulada de biogás deste reator foi maior em comparação à R1 e R2. A partir do oitavo dia, a produção de biogás começa a reduzir até cessar no décimo quinto dia de operação.

A produção acumulada de biogás e o rendimento de metano, em função da massa de STV de FORSU aplicada em cada reator, encontram-se na Tabela 7.

**Tabela 7 - Produção de biogás e rendimento de metano em função dos STV da FORSU aplicados nos reatores da Fase I**

Reator	TRS (dias)	Massa de STV de resíduo (kg)	Biogás total produzido (NL)	Volume biogás/kgSTV de resíduo aplicado (NL/kgSTV)	Teor de CH <sub>4</sub> no biogás (%)	Rendimento de metano (NL/kgSTV)
R1	15	0,054	14,39	266,28	75	199,71
R2	15	0,054	4,19	77,54	78	60,48
R3	15	0,054	8,83	163,40	78	127,45
Média <sup>a</sup>	15	0,054	11,61	214,84	76,5	163,58

<sup>a</sup> considerou-se somente os resultados de R1 e R3

Em relação à massa de STV de FORSU aplicada no reator, o volume médio de biogás produzido, considerando-se somente as produções acumuladas nos reatores R1 e R3, foi de 214,84 NL/kgSTV aplicados. Estes valores estão abaixo de valores verificados por outros pesquisadores como Cavinato *et al.* (2013) e Cabbai *et al.* (2016), os quais observaram a produção de 340 L/kgSTV e 440 NL/kgSTV de resíduo adicionado, respectivamente. Hallam (2016) relatou volumes semelhantes de biogás em seu estudo utilizando a relação S/I de 1/1 em termos STV, embora não tenha conseguido operar o sistema em condições estáveis.

A concentração média de metano presente no biogás foi de 76,5%, sendo superior ao encontrado na literatura. Ponsá *et al.* (2011) encontrou teores de metano pouco superiores a 55% no biogás proveniente de um biodigestor tratando FORSU. O rendimento médio de metano em relação aos STV de resíduos empregados foi de 163,58 NL/kgSTV.

A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada nos reatores foi de 27,02 gSTV/L, semelhante à aplicada por Hallam (2016) para a DA nas mesmas condições. Este autor relaciona a COV elevada de resíduo em relação aos STV do inóculo, com a menor produção de biogás registrada no seu experimento. Xu *et al.* (2014) reportaram uma inibição na população de microrganismos metanogênicos pela alta produção de ácido acético no sistema, quando reatores são alimentados com elevada COV.

Os resultados dos parâmetros monitorados durante a duração da batelada na Fase I do experimento, podem ser observados na Tabela 8.

**Tabela 8 – Resultados dos parâmetros monitorados durante a batelada na Fase I**

Fase I	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc/L)	AOV (mg HÁc/L)	STV (% ST)	COT (mg/g de ST)
2º Dia	866,67 (54,77)	581,33 (47,67)	1344,0 (83,69)	53,11 (0,03)	124,56 (10,97)

8° Dia	977,78 (23,33)	328,0 (31,75)	390,40 (48,32)	51,47 (0,32)	132,98 (5,18)
15° Dia	917,78 (38,83)	192,0 (33,94)	115,20 (50,80)	48,59 (0,46)	128,05 (3,29)
valores médios (desvio padrão)					

Os reatores R1, R2 e R3 iniciaram a DA com pH 7,35, 7,42 e 7,20, respectivamente. Durante o processo, o pH médio nos reatores manteve-se praticamente estável, aumentando a 8,15 em R1, 7,89 em R2 e 7,88 em R3 ao final da batelada.

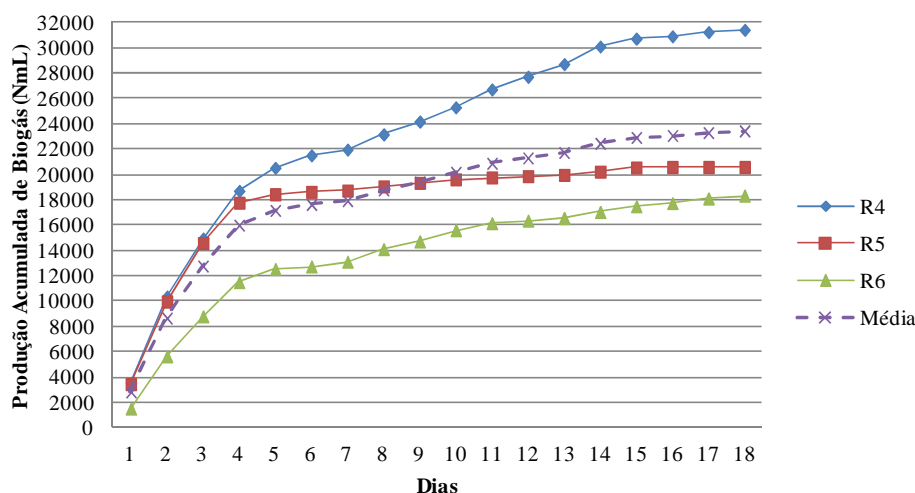
Os valores de alcalinidade, AGV e a relação AGV/alcalinidade, demonstram a condição de estabilidade da DA ao longo da Fase I. Levando em consideração o desvio padrão das médias de alcalinidade, observa-se que a alcalinidade aumentou ao longo do processo de DA enquanto que a concentração de AGV decaiu. Outros estudos semelhantes registraram valores médios de alcalinidade superiores. Cabbai *et al.* (2016) verificou que a alcalinidade dos reatores na DA da FORSU aumentou 90% durante o processo, contra o aumento de 5% registrado no presente experimento. As relações AGV/alcalinidade de 0,33 no 8° dia e 0,21 no 15°, situam-se na faixa de valores considerada ideal por Astals *et al.* (2012). A redução da concentração de AOV também contribuiu para manter a estabilidade do sistema.

A eficiência na remoção de STV nos quinze dias de duração da batelada, foi de 17,3%. O decréscimo dos teores de STV e de COT pode ser atribuído ao consumo da fração carbônica durante a DA.

#### 4.2.2 Fase II (Reatores R4, R5 e R6)

Os reatores R4, R5 e R6 foram operados com substrato composto por 50% em massa de STV de FORSU e 50% em massa de STV de RHF, ou seja, relação FORSU/RHF de 1/1. A relação S/I foi mantida em 1/1 em termos de STV.

A produção acumulada de biogás dos reatores na Fase II, pode ser observada na Figura 13.



**Figura 13 – Produção acumulada de biogás dos reatores na Fase II**

O TRS da batelada da Fase 2, foi de 18 dias. O volume máximo acumulado de biogás foi 31,41 NL, registrado em R4 e o volume médio acumulado nesta fase foi de 24,86 NL de biogás. Considerando-se a produção volumétrica acumulada em cada reator e o TRS da batelada, a produção média diária dos reatores da Fase II foi de 1,75 NL/dia, 1,14 NL/dia e 1,02 NL/dia nos reatores R4, R5 e R6, respectivamente.

Observa-se a partir do gráfico da Figura 13, que a produção diária de biogás foi maior do primeiro ao quarto dia da batelada em todos os reatores. Nos dois primeiros dias da biodigestão, R4 e R5 produziram cerca de 30% de todo o volume de biogás acumulado durante a batelada. Este efeito pode estar associado à alta concentração de açúcares simples presentes nos RHF, que são rapidamente biodegradados em condições anaeróbias. Após o quarto dia, a produção de biogás manteve-se estável nos reatores R4 e R6 (cerca de 1 NL de biogás/dia) até o décimo quinto dia, quando o volume médio diário produzido passou a ser de 0,23 NL/dia e 0,28 NL/dia, respectivamente, até o fim do processo de DA.

A produção acumulada de biogás e o rendimento de metano, em função da massa de STV de FORSU e de RHF aplicados em cada reator, encontram-se na Tabela 9.

**Tabela 9 - Produção de biogás e rendimento de metano em função dos STV de FORSU e RHF aplicados nos reatores**

Reator	TRS (dias)	Massa de STV de resíduo (kg)	Biogás total produzido (NL)	Volume biogás/kgSTV de resíduo aplicado (NL/kgSTV)	Teor de CH <sub>4</sub> no biogás (%)	Rendimento de metano (NL/kgSTV)
R4	18	0,054	31,41	581,24	80	464,99
R5	18	0,054	20,57	380,64	80	304,52
R6	18	0,054	24,86	460,03	82,5	379,52
MÉDIA	18	0,054	25,61	473,97	80,83	383,01

A carga orgânica volumétrica (COV) aplicada em todas as condições de alimentação foi a mesma. Considerando a massa de STV de resíduos adicionada, o volume médio de biogás produzido foi de 473,97 NL/kgSTV de resíduo. O teor médio de metano no biogás foi 80,83%, o que resultou em um rendimento médio de metano de 383,01 NL/kgSTV aplicado. O reator R4 apresentou o maior rendimento de metano nesta Fase, alcançando 464,99 NL/kgSTV de resíduo. Scano *et al.* (2014), obteve resultados semelhantes em seus estudos avaliando a co-digestão de frutas e vegetais com resíduos alimentares na proporção de 1:1 em termos de STV. Os autores relataram um rendimento na geração de metano de 490 L/kgSTV. Entretanto, o teor de metano verificado no biogás foi inferior, variando de 54,4% a 58,2%.

Os resultados dos parâmetros monitorados durante a Fase II do experimento, podem ser observados na Tabela 10.

**Tabela 10 - Resultados dos parâmetros monitorados durante a batelada na Fase II**

Fase II	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc/L)	AOV (mg HÁc/L)	STV (% ST)	COT (mg/g de ST)
2º Dia	731,11 (24,72)	640 (39,80)	1301,73 (74,20)	56,98 (1,99)	135,66 (4,99)
8º Dia	922,22 (81,51)	320 (87,36)	403,20 (69,23)	53,45 (3,06)	142,31 (18,94)
15º Dia	911,11 (43,72)	282,67 (65,48)	223,80 (90,97)	49,92 (0,56)	134,55 (7,76)
18º Dia	942,22 (39,30)	224,0 (50,91)	147,20 (11,09)	50,09 (0,23)	128,05 (6,19)

valores médios (desvio padrão)

A batelada da Fase II iniciou com pH médio de 7,13. Do décimo ao décimo quarto dia do processo, verificou-se o aumento do pH para valores acima de 8 em todos os reatores. No décimo quinto dia, verificou-se que o pH baixou para 7,33. Nesse mesmo dia, os ensaios de alcalinidade também indicaram queda deste parâmetro em relação ao oitavo dia, o que demonstra que a função de tamponamento do sistema, expressa pela alcalinidade, está estritamente relacionada com a manutenção do pH, conforme reiteram Astals *et al.* (2011). A partir do décimo sexto dia, verificou-se o aumento do pH até o décimo oitavo dia, quando a batelada encerrou com pH de 8,12, 8,21 e 8,14 em R4, R5 e R6, respectivamente.

De maneira geral, considerando os parâmetros iniciais e finais, pode-se dizer que houve aumento da alcalinidade e diminuição das concentrações de AGV e AOV no meio, indicando a estabilidade do processo. Contudo, a relação AGV/alcalinidade inicial de 0,875, verificada no segundo dia da batelada, indicava a instabilidade do sistema, visto a literatura reportar valores de 0,3 a 0,4 como referência de equilíbrio nos reatores (SCANO *et al.*, 2014; LIU *et al.*, 2012). Esse efeito não inibiu o processo que produziu volumes de biogás maiores

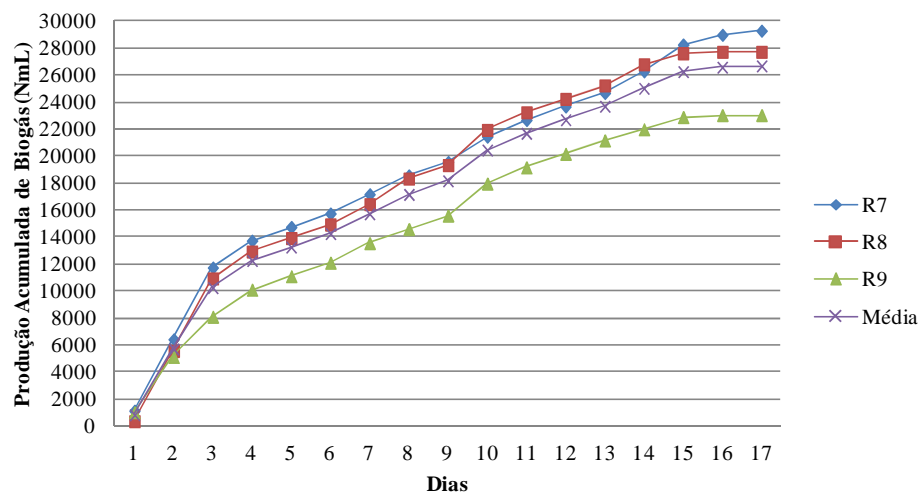


nos dois primeiros dias da batelada. Nos dias subsequentes, a relação AGV/alcalinidade manteve-se dentro da faixa de valores considerada ideal.

O decréscimo nos teores médios de STV de 56,98% para 50,09%, representa uma eficiência de 29,83% na remoção de STV. A redução dos teores de STV, juntamente com o decréscimo de COT, evidenciam o consumo da fração carbônica durante a DA.

#### 4.2.3 Fase III (Reatores R7, R8 e R9)

Os reatores da Fase II operaram com relação FORSU/RHF de 1/3 (em STV). A relação S/I foi de 1/1 (em STV). Os volumes acumulados de biogás dos reatores R7, R8 e R9, podem ser observados no gráfico da Figura 14.



**Figura 14 – Produção acumulada de biogás dos reatores na Fase III**

A partir do gráfico observa-se que na Fase III obteve-se pouca variação na produção volumétrica de biogás entre os reatores. O TRS foi de 17 dias. A produção média acumulada nessa Fase foi de 26,56 NL de biogás. Os volumes acumulados de biogás produzidos por reator foram 29,27 NL, 27,71 NL e 23,02 NL, para R7, R8 e R9, respectivamente. A produção média diária de biogás na Fase III variou de 1,72 NL/dia no reator R1 a 1,63 NL/dia no reator R2 e 1,35 NL/dia em R3.

Da mesma forma que o ocorrido na Fase II, a produção de biogás dos reatores da Fase III foi maior nos quatro primeiros dias da batelada. Os reatores R7, R8 e R9 produziram cerca de 30% do volume total de biogás até o terceiro dia da DA. Conforme mencionado anteriormente, este efeito está relacionado ao elevado teor de matéria orgânica facilmente biodegradável presente nos RHF. Em R8 e R9 também houve um pico de produção de biogás

no décimo dia, quando se observou um volume produzido de 2,61 NL e 2,73 NL, respectivamente.

Na tabela 11 são apresentados a produção acumulada de biogás e o rendimento de metano, em função da massa de STV de FORSU e de RHF aplicados em cada reator.

**Tabela 11 – Produção de biogás e rendimento de metano em função dos STV de FORSU e RHF aplicados nos reatores**

Reator	TRS (dias)	Massa de STV de resíduo (kg)	Biogás total produzido (NL)	Volume biogás/kgSTV de resíduo aplicado (NL/kgSTV)	Teor de CH <sub>4</sub> no biogás (%)	Rendimento de metano (NL/kgSTV)
R7	17	0,054	29,27	541,64	80	433,31
R8	17	0,054	27,71	512,77	81	415,34
R9	17	0,054	23,02	425,98	78	332,26
MÉDIA	17	0,054	26,67	493,46	79,67	393,64

O volume médio de biogás produzido na Fase III, em relação à massa de STV de resíduos aplicados na co-digestão, foi de 493,46 NL/kgSTV. O teor médio de metano presente no biogás foi de 79,67%, superior aos valores encontrados em estudos semelhantes que empregaram resíduos de frutas e vegetais na co-digestão com outros resíduos (DI MARIA *et al.*, 2015). O rendimento médio de metano foi de 393,64 NL/kgSTV de resíduos. Vale salientar, que há uma diferença acentuada no rendimento de metano entre os reatores. O rendimento de metano em R9 é 76,68% menor que o rendimento em R7.

Os parâmetros monitorados durante a co-digestão de FORSU e RHF, na Fase III da etapa experimental, podem ser verificados na Tabela 12.

**Tabela 12 - Resultados dos parâmetros monitorados durante a batelada na Fase III**

Fase III	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc/L)	AOV (mg HÁc/L)	STV (% ST)	COT (mg/g de ST)
2º Dia	860,0 (40,00)	269,33 (33,47)	518,40 (69,23)	61,29 (3,67)	137,16 (5,75)
8º Dia	942,22 (33,83)	272,0 (43,27)	611,33 (49,32)	50,60 (0,23)	125,95 (19,58)
15º Dia	917,78 (45,22)	258,67 (52,00)	256,0 (29,33)	49,95 (1,52)	134,78 (15,32)
17º Dia	986,67 (38,73)	184,0 (31,75)	134,30 (19,20)	45,29 (0,81)	127,78 (12,75)

valores médios (desvio padrão)

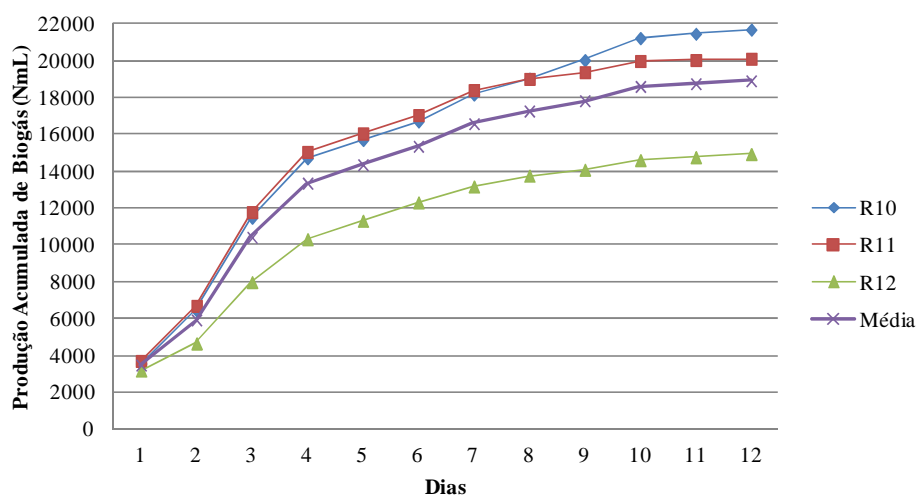
Os reatores R7, R8 e R9 iniciaram a DA com pH 7,79, 7,80 e 8,07, respectivamente. Durante o processo, o pH médio nos reatores manteve-se praticamente estável, aumentando a 8,2 ao final da batelada. Apesar do substrato empregado na Fase III ser composto de 75% de RHF, cujo pH era 4,66, os elevados valores de pH monitorados já no segundo dia da biodigestão demonstram o equilíbrio do pH devido ao pH e à alcalinidade do inóculo.

Considerando o desvio padrão dos valores médios de alcalinidade, pode-se observar um acréscimo de alcalinidade da ordem de 14% ao longo dos dezessete dias de duração da batelada, em relação à alcalinidade inicial medida no segundo dia. Quanto às concentrações médias de AGV e AOV, verificou-se um aumento no oitavo dia em relação ao segundo dia. O valor médio de alcalinidade total do sistema verificado no décimo quinto dia, teve uma pequena diminuição que pode estar relacionada à neutralização dos AGV. A alcalinidade parcial, devido a presença de carbonatos e bicarbonatos, que compõe a alcalinidade total é a parcela responsável pela neutralização desses ácidos (DILLALO e ALBERTSON, 1961). A relação AGV/alcalinidade variou de 0,31 a 0,18, situando-se na faixa de valores considerados ideais por Astals *et al.* (2012) para manutenção da estabilidade.

A remoção de STV foi da ordem de 54,6%. Essa eficiência, bem como a redução dos valores de COT, está relacionada com o consumo da fração carbônica durante a co-digestão. Remoção de STV semelhante, foi verificada por Cabbai *et al.* (2013) na co-digestão de resíduos alimentares com resíduos de frutas e vegetais.

#### 4.2.4 Fase IV (Reatores R10, R11 e R12)

Na Fase IV empregou-se somente RHF como substrato para a co-digestão. A relação S/I utilizada foi de 1/1 em termos de STV. A produção acumulada de biogás ao longo da batelada pode ser observada na Figura 15.



**Figura 15 – Produção acumulada de biogás dos reatores na Fase IV**

O TRS na biodigestão dos RHF como mono-substrato foi de 12 dias. Este TRS reduzido era esperado, visto relatos da literatura que afirmam que a hidrólise e a consequente fermentação alcoólica de frutas e vegetais ocorre em uma velocidade muito maior do que a de outros resíduos orgânicos (DI MARIA *et al.*, 2014).

A produção acumulada de biogás foi maior em R10, alcançando 21,68 NL de biogás ao final da digestão. Já R12 registrou um volume acumulado de 14,92 NL de biogás, bastante inferior a R10 e que acabou influenciando negativamente no volume médio acumulado produzido. O volume médio de produção acumulada de biogás foi de 18,90 NL. A produção diária dos reatores variou de 1,24 NL/dia a 1,80 NL/dia, sendo que a média diária de geração de biogás foi de 1,58 NL/dia. Da mesma forma que nas bateladas anteriores que empregaram RHF como resíduo, a produção de biogás foi maior nos primeiros quatro dias do experimento. Di Maria *et al.* (2014) explica que na DA de frutas e vegetais, a hidrólise e a consequente fermentação alcoólica ocorre em uma velocidade maior que na DA de outros resíduos orgânicos, devido ao alto teor de matéria orgânica facilmente biodegradável presente nas frutas e vegetais. Após, verificou-se que a produção diária de biogás começou a decrescer, cessando no décimo segundo dia da batelada. Do quinto ao décimo dia da batelada, a produção média diária de biogás foi de 0,87 NL/dia. Nos dias subsequentes, a produção média diária de biogás foi de 0,15 NL/dia.

A produção acumulada de biogás e o rendimento de metano, em função da massa de STV de RHF aplicada em cada reator, encontram-se na Tabela 13.

**Tabela 13 - Produção de biogás e rendimento de metano em função dos STV de RHF aplicados nos reatores**

Reator	TRS (dias)	Massa de STV de resíduo (kg)	Biogás total produzido (NL)	Volume biogás/kgSTV de resíduo aplicado (NL/kgSTV)	Teor de CH <sub>4</sub> no biogás (%)	Rendimento de metano (NL/kgSTV)
R10	12	0,054	21,68	401,18	77	308,91
R11	12	0,054	20,1	371,95	81	301,28
R12	12	0,054	14,92	276,09	78	215,35
MÉDIA	12	0,054	18,90	349,74	78,67	275,18

Em relação à massa de STV de RHF aplicada nos reatores para a biodigestão, o volume médio de biogás produzido foi de 349,74 NL/kg STV aplicados. O teor de metano presente no biogás gerado nos reatores da Fase IV variou de 77% a 81%, sendo o teor médio de metano de 78,67%. Scano *et al.* (2014), relataram concentrações de metano variando de 54,4% a 58,2%. O rendimento médio de metano em relação aos STV de resíduos empregados foi de 275,18 NL/kgSTV. A diferença entre os rendimentos máximo e mínimo de metano foi de 69,71%. Estes rendimentos estão abaixo dos valores obtidos em estudos semelhantes. Scano *et al.* (2014) registraram uma produção média de biogás de 780 NL/kgSTV e um rendimento específico de metano de 440 NL/kgSTV. Bouallagui *et al.* (2005), verificaram uma produção

de metano de 420 L/kgSTV de resíduos aplicados. O potencial bioquímico de metano observado por Lin *et al.* (2011) na biodigestão de frutas e vegetais típicos da China, é o que mais se assemelha aos resultados do presente estudo. O valor médio encontrado pelos autores foi de 300 L/kgSTV de resíduos.

Os resultados dos parâmetros monitorados durante a duração da batelada na Fase IV do experimento, podem ser observados na Tabela 14.

**Tabela 14 - Resultados dos parâmetros monitorados durante a batelada na Fase IV**

Fase IV	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	AGV (mg HÁc/L)	AOV (mg HÁc/L)	STV (% ST)	COT (mg/g de ST)
2º Dia	851,0 (11,00)	280,0 (52,31)	1158,4 (11,09)	57,75 (0,28)	145,63 (6,97)
8º Dia	906,67 (45,33)	248,0 (50,91)	416,0 (29,33)	56,91 (0,52)	142,16 (7,11)
12º Dia	1000,0 (43,59)	168,0 (31,75)	198,4 (29,33)	55,76 (0,32)	151,14 (9,79)

valores médios (desvio padrão)

O pH do sistema variou de 7,10 a 8,44, sendo este último verificado no final da batelada. Ao contrário do que foi observado por Di Maria *et al.* (2014), durante a batelada houve acréscimo de alcalinidade total e diminuição da concentração de AGV e AOV em todos os reatores, o que indica a estabilidade do processo.

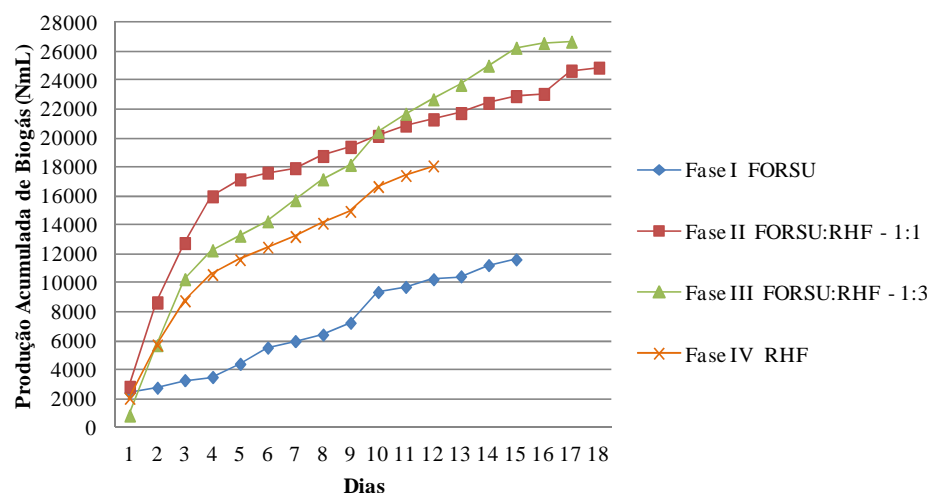
Os teores de sólidos totais voláteis passaram de 57,78% de ST no segundo dia da DA para 55,76% de ST no décimo segundo dia, resultando em uma remoção de STV de 3,45%, muito abaixo da relatada por Di Maria *et al.* (2014) que foi de cerca de 34%. A baixa remoção de sólidos pode ter sido influenciada ao curto TRS da batelada nesta Fase.

Em relação ao COT, verificou-se um aumento no décimo segundo dia da batelada em relação ao valor inicial, contrariando a tendência esperada. Acredita-se que esse aumento tenha sido influenciado pela variabilidade das amostras de material digerido que foram utilizadas para os ensaios de monitoramento da biodigestão.

#### 4.2.5 Comparação entre as bateladas

Nas quatro fases da etapa experimental, os reatores foram alimentados com a mesma massa de STV de resíduos e com a mesma relação S/I, alterando-se apenas a relação FORSU:RHF. Testando a DA de diferentes proporções entre esses resíduos, buscou-se verificar a influência dessa variável na produção de biogás.

A produção média acumulada de biogás em todas as Fases do experimento, é apresentada na Figura 16.



**Figura 16 – Produção acumulada de biogás em todas as fases da etapa experimental**

A partir do gráfico da Figura 16, constata-se que os reatores que operaram em co-digestão de FORSU e RHF (Fase II e Fase III), produziram volumes acumulados de biogás superiores aos volumes produzidos nos reatores que digeriram estes resíduos como mono-substratos.

Observa-se que a maior produção acumulada de biogás ocorreu na condição de alimentação da Fase III, onde foram co-digeridos a FORSU e os RHF na proporção de 1/3 em massa de STV. O volume médio de biogás acumulado nos 17 dias de duração do processo nessa fase foi de 26,67 NL. Considerando a massa de STV de resíduos aplicada, o volume médio acumulado de biogás produzido na Fase III foi de 493,46 NL/kgSTV.

Na Fase I, cujos reatores operaram digerindo somente FORSU, verificou-se a menor produção média acumulada de todo o experimento, que foi de 11,61 NL de biogás. A biodigestão de RHF como único substrato, também produziu volumes menores de biogás em comparação à co-digestão. A produção média acumulada da Fase IV foi de 18,90 NL de biogás.

A produção de biogás e o rendimento de metano, em função da massa de STV de resíduos aplicada nas diferentes condições de alimentação dos reatores, encontram-se na Tabela 15.

**Tabela 15 – Produção de biogás e rendimento de metano nas diferentes condições de alimentação**

Fase	Relação FORSU-S:RHF	TRS (dias)	Produção acumulada de biogás (NL)	Volume de biogás/kgSTV de resíduo (NL/kgSTV)	Teor de CH <sub>4</sub> no biogás (%)	Rendimento de metano (NL/kgSTV)
Fase I	1 : 0	15	11,61 (5,11)	214,84 (94,50)	76,50 (1,73)	163,58 (69,63)
Fase II	1 : 1	18	25,61 (5,46)	473,97 (101,02)	80,83 (1,44)	383,01 (80,29)
Fase III	1 : 3	17	26,67 (3,25)	493,46 (60,20)	79,67 (1,53)	393,64 (53,90)
Fase IV	0 : 1	12	18,9 (3,54)	349,74 (65,44)	78,67 (2,08)	275,18 (51,95)

valores médios (desvio padrão)

A produção de biogás e o rendimento de metano em função da massa de STV de resíduos aplicada para a DA, também foram superiores nas fases onde aplicou-se co-digestão em relação às fases onde ocorreu a mono-digestão. A Fase III registrou a maior produção de biogás e o maior rendimento de metano por kg de STV de resíduo. Entretanto, o maior teor médio de metano no biogás foi observado na Fase II, onde utilizou-se FORSU e RHF na relação 1/1 (em STV). Na realidade, em todas as condições de alimentação dos reatores, observou-se teores de metano no biogás superiores aos relatados na literatura. Os estudos de Bolzonella *et al.* (2006) e Borowski (2015), verificaram teores de metano próximos a 60% no biogás gerado a partir de RSU. Na DA de frutas e vegetais, Bouallagui *et al.* (2003) reportaram uma concentração de 64% de metano no biogás e Scano *et al.* (2014) relataram teores médios de metano entre 50% a 60% no biogás gerado, chegando a 75% durante curtos espaços de tempo. Lin *et al.* (2011), apesar de relatar teores de metano inferiores (entre 53,7% e 63,8%), também verificou maior teor de metano quando digeriu RHF e resíduos alimentares na proporção de 1/1 e o menor teor, ao digerir somente resíduos alimentares.

Em relação à mono-digestão de FORSU (Fase I), o incremento na produção média de biogás e no rendimento médio de metano quando se utilizou a relação FORSU/RHF de 1/3 (Fase III), foi de 129,68% e 140,64%, respectivamente. Considerando-se a mono-digestão de RHF (Fase IV), o aumento no volume de biogás e rendimento de metano foi de 41,09% e 43,05%, aproximadamente.

Na Tabela 16 apresenta-se os resultados dos parâmetros monitorados durante o processo de DA em todas as bateladas.





Em todas as condições de alimentação dos reatores, o processo manteve-se estável. Em partes, esta estabilidade operacional pode ser creditada às características do lodo anaeróbio empregado como inóculo, que estava aclimatado ao tipo de substrato utilizado. Apesar do baixo pH do substrato (5,90 para a FORSU e 4,66 para os RHF), os valores de pH nos reatores foram equilibrados pelo pH de 8,3 do lodo e mantiveram-se dentro de uma faixa neutra estável durante todo o processo. A resistência às alterações do pH depende da capacidade de tamponamento do sistema que pode ser considerada elevada devido aos altos teores de alcalinidade verificados já no início das bateladas em todas as fases. O teor médio de nitrogênio amoniacal do lodo (3096,2 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L) também contribuiu para o tamponamento do sistema. Segundo Cecchi *et al.* (2003), uma concentração apropriada de amônia é benéfica ao sistema, visto que a presença simultânea de amônia e bicarbonato aumentam a capacidade de tamponamento no digestor devido à formação de bicarbonato de amônia, expresso por NH<sub>4</sub>HCO<sub>3</sub>. Contudo, o excesso de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pode inibir o processo de DA (Chen, Cheng e Creamer, 2008).

A concentração de AGV é um importante parâmetro que, muitas vezes, tem sido reportada como inibidora da DA tanto no tratamento da FORSU quanto no tratamento de RHF. Borowski (2015) relatou inibição da metanogênese pela elevada concentração de AGV ao digerir FORSU com lodo anaeróbio. Scano *et al.* (2014), verificaram instabilidade no processo causada pelo acúmulo de AGV quando os RHF empregados como substrato continham frutas com grandes quantidades de açúcares simples, como melão. Ao contrário do que demonstra a literatura, no presente estudo não se observou instabilidade no processo devido ao acúmulo de AGV nas bateladas que empregaram os resíduos como mono-substratos. A Fase I e a Fase II, que utilizaram como substrato FORSU unicamente e FORSU na proporção de 1/1 com RHF (em STV), respectivamente, registraram concentrações iniciais de AGV superiores em relação às outras fases. Isto ocorre devido à grande concentração de carboidratos e lipídeos presente nestes resíduos e pode estar relacionada à baixa produção de biogás verificada na Fase I. Os lipídeos são hidrolisados em glicerol e ácidos graxos de cadeia longa (AGCL), estes últimos considerados tóxicos para os microrganismos envolvidos na produção de metano (CHO *et al.*, 2013). Chen, Cheng e Creamer (2008) relataram que uma concentração elevada de AGCL pode inclusive inibir a atividade metanogênica. Portanto, ao se diminuir a massa de FORSU-S aplicada nos reatores, diminuiu-se esse efeito.

Os teores médios de STV (em % de ST) tiveram o maior decréscimo nos reatores da Fase III. A remoção de STV ao longo da terceira batelada foi de 54,3%, contra os 17,3% verificados na Fase I, 29,83% verificados na Fase II e 3% verificados na Fase IV. Cabbai *et al.*

(2013), ao testar vários resíduos em mono e co-digestão, verificou a média mais alta de remoção de STV na co-digestão de resíduos alimentares com resíduos de frutas e vegetais. No referido estudo, a remoção média de STV foi de 50%. O COT também teve reduções maiores nas fases que empregaram co-digestão, quando comparados aos valores médios.

A partir da análise desses resultados, conclui-se que a co-digestão de FORSU com RHF na proporção de 1/3 em termos de massa de STV, foi identificada como a proporção ótima em relação à produção de biogás e à estabilidade do sistema.

#### 4.2.6 Análise do material digerido

O material digerido em todas as bateladas do experimento, continha teores de umidade superiores a 90%. A caracterização do bio sólido final, resultante de cada batelada, pode ser observada na Tabela 17.

**Tabela 17 – Caracterização do material digerido em todas as bateladas**

Parâmetros	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
STV (% de ST)	48,59 (0,46)	50,09 (0,23)	45,29 (0,81)	55,76 (0,32)
COT (mg/g de ST)	128,05 (3,29)	128,05 (6,19)	127,78 (12,75)	151,14 (9,79)
N <sub>T</sub> (mg N <sub>T</sub> /L)	5133,52 (538,79)	4480 (184,95)	4243,68 (177,02)	4618,88 (351,78)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	2668,96 (45,46)	2691,36 (98,83)	2708,96 (300,07)	2728,32 (259,74)
P <sub>TOT</sub> (% de ST)	1,38 (0,02)	1,42 (0,06)	1,30 (0,03)	1,32 (0,06)
média (desvio padrão)				

O teor de STV verificado no bio sólido foi semelhante ao teor de STV do lodo anaeróbio utilizado como inóculo. Os teores de COT e de nitrogênio total indicam pequena alteração em relação aos valores verificados no início de cada batelada, o que sugere que o consumo desses nutrientes para a síntese microbiana durante a DA foi baixo.

Os valores médios de nitrogênio total e amoniacal e fósforo total encontrados no bio sólido no presente estudo, são semelhantes ao encontrado por Villela Junior *et al.* (2007). Os autores analisaram a composição química do bio sólido proveniente da DA de esterco bovino e encontraram teores de nitrogênio total de 1500 mg N<sub>T</sub>/L e de fósforo de 76 mg/L. De acordo com Albuquerque *et al.* (2012), o bio sólido proveniente da DA de resíduos agrícolas tem grande potencial para aplicação no solo, associado principalmente com os teores de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Altas concentrações de nitrogênio, fósforo e potássio também são citadas por Cavinato *et al.* (2013) como essenciais para o emprego do bio sólido como biofertilizante.

De acordo com Möller e Müller (2012), o material resultante da DA de resíduos orgânicos pode, muitas vezes, possuir características melhores do que o esterco animal, para aplicação como adubo no solo. Entretanto, Cavinato *et al.* (2013), chamam a atenção para a

avaliação da real necessidade de um tratamento de estabilização desse biossólido e para os teores de metais pesados presentes no mesmo. Como o objetivo do presente trabalho não foi avaliar a potencial aplicação do biossólido como fertilizante, não foram realizadas análises para identificar a presença de metais no material. Estudos mais aprofundados deverão ser realizados para afirmar se esse biossólido pode ser aplicado para melhoramento de solo agrícola.

## **5 CONCLUSÕES**

Ao final da etapa experimental, foi possível tecer as seguintes conclusões:

- Tanto a FORSU quanto os RHF, apresentam características que indicam tendência à acidificação em processos de mono-digestão, como baixo pH e baixa alcalinidade;
- A estabilidade do inóculo utilizado influenciou nos resultados deste estudo. Devido ao elevado pH e alcalinidade presentes no lodo anaeróbio empregado como inóculo, foi possível operar os reatores com relação S/I de 1/1 (em termos de STV) em condições de estabilidade;
- As bateladas que empregaram a co-digestão de FORSU e RHF produziram maiores volumes de biogás e apresentaram maiores rendimentos de metano em relação aos processos de mono-digestão desses resíduos;
- A co-digestão de FORSU e RHF na proporção de 1/3 (em STV) foi considerada a melhor condição de alimentação para se maximizar a produção de biogás, entre todas as condições estudadas. Esta batelada apresentou os maiores volumes acumulados de produção de biogás e as maiores taxas de conversão do substrato em metano, atingindo um rendimento de metano de 393,64 NL/kgSTV;
- A batelada que empregou apenas FORSU como substrato produziu o menor volume de biogás e obteve o menor rendimento de metano, em relação às outras condições de alimentação. A baixa taxa de conversão do substrato em metano pode estar relacionada à alta concentração inicial de AGV verificada nesta condição;
- O menor TRS foi verificado na batelada que empregou somente RHF como mono-substrato. Nessa batelada, a produção de biogás cessou no décimo segundo dia do processo de biodigestão;
- Verificou-se estabilidade do processo em todas as condições de alimentação. Essa estabilidade foi atribuída ao aumento progressivo da alcalinidade no meio, à manutenção do pH e à diminuição da concentração de AGV e AOV ao longo da batelada;
- Os teores de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total presentes no biossólido gerado em todas as condições de alimentação, indicam um

potencial de utilização como biofertilizante. Contudo, mais análises são necessárias para avaliar esta aplicação.

## **5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS**

Recomenda-se para trabalhos futuros:

- Estudar diferentes proporções FORSU/RHF para a co-digestão;
- Caracterizar o substrato em relação aos teores de carboidratos, lipídeos e proteínas e avaliar qual a influência dessa composição na produção de biogás e na estabilidade do processo de DA;
- Empregar lodo anaeróbio de ETE como inóculo na co-digestão de FORSU e RHF para avaliar qual a real influência da estabilidade do inóculo na estabilidade do processo;
- Avaliar a co-digestão de FORSU com RHF contendo teores de frutas cítricas;
- Identificar e quantificar os principais AGV produzidos na DA;
- Estudar a influência de diferentes temperaturas no processo de DA destes substratos.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ABRAS. Associação Brasileiras de Supermercados. **14ª Avaliação de perdas no varejo brasileiro**. 2014.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2013**. 114 p. 2014.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2014**. 120 p. 2015.

AGUSTINE, C.B. **Isolamento microbiano na biodegradação de resíduos de curtumes**. 2014. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, 2014.

ALBUQUERQUE, W.A.G.N.; DOS SANTOS OLIVEIRA, A.; NEIVA, A.M. Efeito da aplicação de fertilizante orgânico sobre o crescimento de plantas de *Eucalyptus urograndis*

ALFAKIT. Imagem, 2016. Disponível em <http://www.alfakit.ind.br/kit-analise-de-biogas-com-biofoto-microprocessado-cod-2297/1>. Acesso em: 7 mai.2016.

ALI, G.; NITIVATTANANON, V.; ABBAS, S.; SABIR, M. Green waste to biogas: Renewable energy possibilities for Thailand's green markets. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 7, p. 5423-5429, 2012

ALKANOK, G.; DEMIREL, B.; ONAY, T.T. Determination of biogas generation potential as a renewable energy source from supermarket wastes. **Waste Management**, v. 34, n. 1, p. 134-140, 2014.

ALVES, I.R.F.S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. 118f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2008.

ANDRADE GUERRA, J.B.S.O.D.; DUTRA, L.; SCHWINDEN, N.B.C.; DE ANDRADE, S.F. Future scenarios and trends in energy generation in Brazil: supply and demand and mitigation forecasts. **Journal of Cleaner Production**, v. 103, p.197-210, 2014.

ANEEL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Banco de Informações de Geração (BIG)**. 2014.

<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>. Acesso: 01/12/2014.

ANEEL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Banco de Informações de Geração (BIG)**. 2015.

<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>. Acesso: 13/07/2015.

ANJUM, M.; KHALID, A.; MAHMOOD, T.; ARSHAD, M. Anaerobic co-digestion of municipal solid organic waste with melon residues to enhance biodegradability and biogas production. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 14, n. 4, p. 388-395, 2012.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22ª ed., Washington: American Public Health Association Pub., 2012. 1935 p.

APPELS, L.; LAUWERS, J.; DEGRÈVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, K.; DEWIL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: potential and research challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4295-4301, 2011.

AQUINO, S.F.; CHERNICHARO, C.A.L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 152-161, 2005.

ASTALS, S.; ARISO, M.; GALÍ, A.; MATA-ALVAREZ, J. Co-digestion of pig manure and glycerine: experimental and modelling study. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 4, p. 1091-1096, 2011.

ASTALS, S.; NOLLA-ARDÈVOL, V.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of pig manure and crude glycerol at mesophilic conditions: Biogas and digestate. **Bioresource Technology**, v. 110, p. 63-70, 2012.

BACIOCCHI, R.; CARNEVALE, E.; CORTI, A.; COSTA, G.; LOMBARDI, L.; OLIVIERI, T.; ZANCHI, L.; ZINGARETTI, D. Innovative process for biogás upgrading with CO<sub>2</sub> storage: results from pilot plant operation. **Biomass and Bioenergy**, v.30, p. 1-10, 2012.

BARCELOS, B.R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 75 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2009.

BARROS, R.T.V. **Elementos de resíduos sólidos**. Belo Horizonte: Tensitura, 2012. 424p.

BOCK, A.; PRIEGER-KRAFT, A.; SCHONHEIT, P. Pyruvate – A novel substrate for growth and methane formation in *Methanosarcina barkeri*. **Archives of Microbiology**, v. 161, p. 33-46, 1994.

BOLZONELLA, D.; CAVINATO, C.; FATONE, F.; PAVAN, P.; CECCHI, F. High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: A pilot scale study. **Waste Management**, v.32, n. 6, p.1196–1201, 2012.

BOLZONELLA, D.; PAVAN, P.; MACE, S.; CECCHI, F. Dry anaerobic digestion of differently sorted organic municipal solid waste: a full-scale experience. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 8, p. 23-32, 2006.

BOROWSKI, S. Co-digestion of the hydromechanically separated organic fraction of municipal solid waste with sewage sludge. **Journal of environmental management**, v. 147, p. 87-94, 2015.

BOUALLAGUI, H.; CHEIKH, R.B.; MAROUANI, L.; HAMDIA, M. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. **Bioresource Technology**, v. 86, n. 1, p. 85-89, 2003.

BOUALLAGUI, H.; CHEIKH, R.B.; MAROUANI, L.; HAMDIA, M.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. **Process Biochemistry**, v.39, n.12, p.2143–2148, 2004

BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R.B.; HAMDIA, M. Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. **Process Biochemistry**, v.40, n. 3-4, p. 989–995, 2005.



BRAMLEY, J.; SHIH, J.C; FOBI, L.; AXUM, T.; PETERSON, C.; WANG, R.Y.; RAINVILLE, L. **Agricultural biogas in the United States: a market assessment**. Field project number 6. Department of Urban & Environmental Policy & Planning, Tufts University. 2011.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305**, de 02 de agosto de 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos (volume 1)**. Brasília. 2012. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/253/\\_publicacao/253\\_publicacao02022012041757.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf)>. Acesso em: maio de 2015.

BUFFIERE, P.; LOISEL, D.; BERNET, N.; DELGENES; J.P. Toward new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 8, p. 233–241, 2006.

CABBAI, V.; DE BORTOLI, N.; GOI, D. Pilot plant experience on anaerobic codigestion of source selected OFMSW and sewage sludge. **Waste Management**, v. 49, p. 47-54, 2016.

CAÑAS, G. França proíbe supermercados de jogar comida no lixo. El País, Madrid, 22 mayo 2015. Disponível em: <[http://brasil.elpais.com/brasil/2015/05/21/internacional/1432241595\\_229049.html](http://brasil.elpais.com/brasil/2015/05/21/internacional/1432241595_229049.html)>. Acesso em: 02 jul. 2015.

CARNEIRO, D.R.C. **Viabilidade técnica e económica de uma unidade centralizada de co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos**. 2009. 167 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Faculdade de Engenharia. Universidade do Porto, Porto, Portugal. 2009.

CARNEIRO, T.F. **Digestión anaerobia termofílica seca de residuos sólidos urbanos: estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor**. 2005. 400f. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química e Sanitária. Universidade de Cádiz, UCA, Espanha, 2005.

Cavinato, C.; Bolzonella, D.; Pavan, P.; Fatone, F.; Cecchi, F. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot- and full-scale reactors, **Renewable Energy**, v. 55, p. 260–265, 2013.

CECCI, F.; TRAVERSO, P.; PAVAN, P.; BOLZONELLA, D.; INNOCENTI, L. Characteristics of the OFMSW and behavior of the anaerobic digestion process. In: MATA-ALVAREZ, J. (Ed.). **Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste**. UK: IWA Publishing, 2003. p. 141–180.

CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource technology**, v. 99, n. 10, p. 4044-4064, 2008.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores Anaeróbios, v. 5**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 1997. 246 p.

CHO, H.S.; MOON, S.S.; LIM, J.Y.; KIM, J.Y. Effect of long chain fatty acids removal as a pretreatment on the anaerobic digestion of food waste. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 15, n. 1, p.82-89, 2013.

CONNAUGHTON, S; COLLINS, G; O'FLAHERTY, V. Development of microbial community structure and activity in a high-rate anaerobic bioreactor at 18 C. **Water Research**, v. 40, n. 5, p. 1009-1017, 2006.

DAI, X.; DUAN, N.; DONG, B.; DAI, L. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: Stability and performance. **Waste management**, v. 33, n. 2, p. 308-316, 2013.

DANG, Y.; YE, J.; MU, Y.; QIU, B.; SUN, D. Effective anaerobic treatment of fresh leachate from MSW incineration plant and dynamic characteristics of microbial community in granular sludge. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 97, p. 10563-10574, 2013.

DE BOK, F. A. M., PLUGGE, C. M. e STAMS, A. J. M. Interspecies electron transfer in methanogenic propionate degrading consortia. **Water Research**, v. 38, n. 6, p. 1368-1375, 2004.

DI MARIA, F.; SORDI, A.; CIRULLI, G.; GIGLIOTTI, G.; MASSACCESI, L.; CUCINA, M. Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters. An analysis of the relationship among bio-methane generation, process stability and digestate phytotoxicity. **Waste Management**, v. 34, n. 9, p. 1603-1608, 2014.

DI MARIA, F.; SORDI, A.; CIRULLI, G.; MICALE, C. Amount of energy recoverable from an existing sludge digester with the co-digestion with fruit and vegetable waste at reduced retention time. **Applied Energy**, v. 150, p. 9-14, 2015.

DILALLO, R.; ALBERSTON O.E. Volatile acids by direct titration. **Journal of water pollution control federation**, v. 33, n.4, p. 356-356, 1961.

DIVYA, D.; GOPINATH, L. R.; CHRISTY, P. Merlin. A review on current aspects and diverse prospects for enhancing biogas production in sustainable means. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 690-699, 2015.

DONOSO-BRAVO, A.; MAILIER, J.; MARTIN, C.; RODRÍGUEZ, J.; ACEVES-LARA, C.A.; WOUWER, A.V. Model selection, identification and validation in anaerobic digestion: a review. **Water Research**, v.45, n. 17, p. 5347-5364, 2011.

EIA. Energy Information and Administration. **International Energy Statistics**. Washington: U.S. Department of Energy, 2010.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency. **Advancing Sustainable Materials Management: Facts and Figures 2013**. 177 p., 2015.

EPE. Empresa de Pesquisas Energéticas. Ministério de Minas e Energia (BRASIL). **Nota Técnica Den. 06/08**: Avaliação Preliminar do Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande, MS. Rio de Janeiro, 73 p, 2008.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE- FNR. Agency for Renewable Resources. Department of Public Relations, order n° 329, 3<sup>rd</sup>, fully revised edition, 2013.

FEI, P.; XIUFEN, Z.Y.Q.S.L. Effect of MnO<sub>2</sub>-r-GO modified cathode on the electricity generation performance of SMFC. **Environmental Chemistry**, v. 4, p. 4, 2013.

FEZZANI, B.; CHEIKH, R.B. Two-phase anaerobic co-digestion of olive mill wastes in semi-continuous digesters at mesophilic temperature. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 6, p. 1628-1634, 2010.

FIGUEIREDO, N. J. V. **Utilização de biogás de aterro sanitário para geração de energia elétrica – estudo de caso**. 2011. 148f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Programa de Pós-Graduação em Energia. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2011.

FONOLL, X.; ASTALS, S.; DOSTA, J.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and fruit wastes: Evaluation of the transitory states when the co-substrate is changed. **Chemical Engineering Journal**, v. 262, p. 1268-1274, 2015.

FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L.I.; SALES, D. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: focusing on the inoculum sources. **Bioresource technology**, v. 98, n. 17, p. 3195-3203, 2007.

FRICKE, K.; SANTEN, H.; WALLMANN, R.; HUTTNER, A.; DICHTL, N. Operating problems in anaerobic digestion plants resulting from nitrogen in MSW. **Waste Management**, v. 27, n. 1, p.30–43, 2007.

GANESH, R.; TORRIJOS, M.; SOUSBIE, P.; LUGARDON, A.; STEYER, J.P.; DELGENES, J.P. Single-phase and two-phase anaerobic digestion of fruit and vegetable waste: Comparison of start-up, reactor stability and process performance. **Waste Management**, v. 34, n. 5, p. 875-885, 2014.

GE, X.; MATSUMOTO, T.; KEITH, L.; LI, Y. Biogas energy production from tropical biomass wastes by anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 38-44, 2014.

GUNASEELAN, V. N. Regression models of ultimate methane yields of fruits and vegetable solid wastes, sorghum and napiergrass on chemical composition. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 6, p. 1270-1277, 2007.

HALLAM, M.J. **Efeito da relação substrato/inóculo na partida de reator anaeróbio para digestão de resíduos alimentares**. 119 f. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS. 2016.

HARPER, S.R.; POHLAND, F.G. Recent developments in hydrogen management during anaerobic biological wastewater treatment. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 28, n. 4, p. 585-602, 1986.

HERNÁNDEZ-BERRIEL, M.C.; MÁRQUEZ-BENAVIDES, L.; GONZÁLEZ-PÉREZ, D.J.; BUENROSTRO-DELGADO, O. The effect of moisture regimes on the anaerobic degradation of municipal solid waste from Metepec (Mexico). **Waste Management**, v. 28, n. 1, p. S14-S20, 2008.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a waste: a global review of solid waste management**. Washington: World Bank, 2012.

HULSHOFF POL, L.W.; LENS, P.N.L.; STAMS, A.J.M.; LETTINGA, G. Anaerobic treatment of sulphate-rich wastewaters. **Biodegradation**, v. 9, p. 213-224, 1998.

JAIGANESH, V.; NAGARAJAN, P. K.; GEETHA, A. Solid state bio methane production from vegetable wastes Current state and perception. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 40, p. 432-437, 2014.

JIANG, Y.; HEAVEN, S.; BANKS, C. J. Strategies for stable anaerobic digestion of vegetable waste. **Renewable Energy**, v. 44, p. 206-214, 2012.

JINGURA, R.M.; MATENGAIFA, R. Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n. 5, p. 1116-1120, 2009.

JÜRGENSEN, L.; EHIMEN, E.A.; BORN, J.; HOLM-NIELSEN, J.B. Utilization of surplus electricity from wind power for dynamic biogas upgrading: Northern Germany case study. **Biomass and Bioenergy**, v. 66, p. 126-132, 2014.

KANNENGIESSER, J.; SAKAGUCHI-SÖDER, K.; MRUKWIA, T.; JAGER, J.; SCHEBEK, L. Extraction of medium chain fatty acids from organic municipal waste and subsequent production of bio-based fuels. **Waste Management**, In Press, 2015.

KAPARAJU, P. Biogas upgrading scenarios in Europe: status and prospects. **In:** Paper presented in international workshop on promotion of biogas upgrading and bottling in India and Europe. New Delhi; 22–24 August, 2013.

KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management**, v.31, n. 8, p.1737–1744, 2011.

KOMEMOTO, K.; LIM, Y.G.; NAGAO, N.; ONOUE, Y.; NIWA, C.; TODA, T. Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. **Waste Management**, v.29, n. 12, p.2950–2955, 2009.

KONDUSAMY, D.; KALAMDHAD, A.S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production—A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1821-1830, 2014.

LANGE, L.C.; COELHO, H.M.G; ALVES, D.E.W.S.; FERREIRA, C.F.A; SIMÕES, G.F.; SILVA, F.V.B. Metodologia para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos , líquidos lixiviados de aterros sanitários e solos. **In:** Castilhos Jr.(org.). PROSAB - Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro sustentável para Municípios de Pequenos Portes. Rio de Janeiro: ABES, Apêndice 1, p. 199-221, 2003.

LEE, D.H.; BEHERA, S.K.; KIM, J.; PARK, H.S. Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab scale study. **Waste Management**, v.29, n. 2, p.876–882, 2009.

LEME, M.M.V.; ROCHA, M.H.; LORA, E.E.S.; VENTURINI, O.J.; LOPES, B.M.; FERREIRA, C.H. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 87, p. 8-20, 2014.

LI, Y.; PARK, S.Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.15, n. 1, p.821–826, 2011.

LIN, J.; ZUO, J.; GAN, L.; LI, P.; LIU, F.; WANG, K., GAN, H. Effects of mixture ratio on anaerobic co-digestion with fruit and vegetable waste and food waste of China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 8, p. 1403-1408, 2011.

LINDORFER, H.; CORCOBA, A.; VASILIEVA, V. BRAUN, R.; KIRCHMAYR, R. Doubling the organic loading rate in the co-digestion of energy crops and manure – A full scale case study. **Bioresource Technology**, v.99, p. 1148–1156, 2008.

LIU, X.; WANG, W.; SHI, Y.; ZHENG, L.; GAO, X.; QIAO, W.; ZHOU, Y. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste and waste activated sludge in China: effect of organic loading rate. **Waste management**, v. 32, n. 11, p. 2056-2060, 2012.

LIU, G.; ZHANG, R.; EL-MASHAD, H.M.; DONG, R. Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 21, p. 5103–5108, 2009.

LO, Y.C.; SARATALE, G.D.; CHEN, W.M.; BAI, M.D; CHANG, J.S. Isolation of cellulosehydrolytic bacteria and applications of the cellulolytic enzymes for cellulosic biohydrogen production. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 44, n. 6-7, p. 417–25, 2009.

LOUREIRO, S.M.; ROVERE, E.L.L.; MAHLER, C.F. Analysis of potential for reducing emissions of greenhouse gases in municipal solid waste in Brazil, in the state and city of Rio de Janeiro. **Waste management**, v. 33, n. 5, p.1302-1312, 2013.

MADSEN, M; HOLM-NIELSEN, J.B; ESBENSEN, K.H. Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 6, p. 3141-3155, 2011.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p.540-555, 2015.

MAPA. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa DAS nº 28**, 27 de julho de 2007.

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**, v.36, p.412-427, 2014.

McCARTY, P.L. **Anaerobic waste treatment fundamentals**. Public Works. 1964

METCALF & EDDY. **Waste engineering: Treatment, disposal, reuse**. 3 ed. New Yourk: McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 4 ed. New York: McGraw Hill Book, 2004. 1819 p.

MIRANDA, L.A.S. **Estudo dos efeitos dos óleos e graxas em reatores de alta taxa, utilizando técnicas clássicas e hibridação in situ com sondas fluorescentes**. 284 f. Tese (Doutorado em Biologia Celular e Molecular). Programa de Pós-Graduação em Ciências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre, RS. 2004.

MÖLLER, Kurt; MÜLLER, Torsten. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. **Engineering in Life Sciences**, v. 12, n. 3, p. 242-257, 2012.

MOSEY, F.E. Mathematical modelling of the anaerobic digestion: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. **Water Science and Technology**, v. 15, n. 8-9, p. 209-232, 1983.

MU, H.; ZHAO, Y.X.; HUA, D.L.; ZHANG, X.D.; LI, Y.; ZHANG, J. Comparison of Treatment Performance for Fruit and Vegetable Waste (FVW) by Single-Phase and Two-Phase Anaerobic Digestion. **Applied Mechanics and Materials**, v. 535, p. 572-576, 2014.

NAÇÕES UNIDAS (Brasil). **ONU oferece jantar no Quênia preparado com alimentos recusados por mercados ingleses**. Brasília, DF, 21 fev. 2013. Disponível em: <<http://www.onu.org.br/onu-oferece-jantar-no-quenia-preparado-com-alimentos-recusados-por-mercados-ingleses/>> Acesso em: 02 jul. 2015.

NG, W.P.Q.; LAM, H.L.; VARBANOV, P.S.; KLEMES, J.J. Waste-to-energy (WTE) network synthesis for municipal solid waste (MSW). **Energy Conversion and Management**, v. 85, p. 866-874, 2014.

NOGUEIRA, A. R. A.; SOUZA, G. B. **Manual de Laboratórios: Solo, Água, Nutrição Vegetal, Nutrição Animal e Alimentos**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2005. 313p.

NOIKE, T.; ENDO, G.; CHANG, J.E.; YAGUCHI, J.; MATSUMOTO, J. Characteristics of carbohydrate degradation and the rate-limiting step in anaerobic digestion. **Biotechnol. Bioeng.**, v. 27, n. 10, p. 1482-1489, 1985.

NOVARINO, D.; ZANETTI, M.C. Anaerobic digestion of extruded OFMSW. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 44-50, 2012.

OMIL, F.; LENS, P.; VISSER, A.; HULSHOFF POL, L.W.; LETTINGA, G. Long-term competition between sulfate reducing and methanogenic bacteria in UASB reactors treating volatile fatty acids. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 57, n. 6, p. 676-685, 1998.

OMIL, F.; LENS, P.N.L.; HULSHOFF POL, L.; LETTINGA, G. Effect of upward velocity and sulphide concentration on volatile fatty acid degradation in a sulphidogenic granular sludge reactor. **Process Biochemistry**, v. 31, n. 7, p. 699-710, 1996.

PAGE, L.H.; NI, J.Q.; ZHANG, H.; HEBER, H.J.; MOSIER, N.S.; LIU, X.; JOO, H.; NDEGWA, P.M.; HARRISON, J.H. Reduction of volatile fatty acids and odor offensiveness by anaerobic digestion and solid separation of dairy manure during manure storage. **Journal of Environmental Management**, v. 152, p. 91-98, 2015.

PONSÁ, S.; GEA, T.; SÁNCHEZ, A. Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates. **Biosystems Engineering**, v. 108, n. 4, p. 352-360, 2011.

RAJAGOPAL, R.; MASSÉ, D.I.; SINGH, G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia. **Bioresource Technology**, v. 143, p. 632-641, 2013.

REICHERT, G. A. Aplicação da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos: uma revisão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23ª ed., 2005, Campo Grande. **Anais...** ABES: Campo Grande, 2005.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. 2012. 63f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Pernambuco, Caruarú, PE. 2012.

REMPEL, N. **Biodigestão da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos consorciado com glicerina**. 103f. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS. 2013.

ROSS, C.C.; DRAKE, T.J.; WALSH, J.L. **Handbook of biogas utilization**. 2.ed. Atlanta: U.S. Department of Energy, 1996.

SCANO, E.A.; ASQUER, C.; PISTIS, A.; ORTU, L.; DEMONTIS, V.; COCCO, D. Biogas from anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes: experimental results on pilot-scale and preliminary performance evaluation of a full-scale power plant. **Energy Conversion and Management**, v. 77, p. 22-30, 2014.

SCHULZ, F. **Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. 110 f. 2015**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, RS. 2014.

SHAH, F.A.; MAHMOOD, Q.; RASHID, N.; PERVEZ, A.; RAJA, I. A.; SHAH, M.M. Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 627-642, 2015.

SHEKDAR, A. Sustainable solid waste management: an integrated approach for Asian countries. **Journal of Waste Management**, v. 29, n. 4, p. 1438-1448, 2009.

SHEN, F.; YUAN, H.; PANG, Y.; CHEN, S.; ZHU, B.; ZOU, D.; LI, X. Performances of anaerobic co-digestion of fruit & vegetable waste (FVW) and food waste (FW): single-phase vs. two-phase. **Bioresource technology**, v. 144, p. 80-85, 2013.

SITORUS, B.; PANJAITAN, S.D. Biogas recovery from anaerobic digestion process of mixed fruit-vegetable wastes. **Energy Procedia**, v. 32, p. 176-182, 2013.

SNAS. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**: 2014. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: Junho de 2016. 2016.

SOUZA, O.; FEDERIZZI, M.; COELHO, B.; WAGNER, T.M.; WISBECK, E. Biodegradação de resíduos lignocelulósicos gerados na bananicultura e sua valorização para a produção de biogás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.4, p.438-443, 2010.

TENCA, A.; SCHIEVANO, A.; PERAZZOLO, F.; ADANI, F.; OBERTI, R. Biohydrogen from thermophilic co-fermentation of swine manure with fruit and vegetable waste: Maximizing stable production without pH control. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 18, p. 8582-8588, 2011.

TRZCINSKI, A.P.; STUCKEY, D.C. Treatment of municipal solid waste leachate using a submerged anaerobic membrane bioreactor at mesophilic and psychrophilic temperatures: analysis of recalcitrants in the permeate using GC-MS. **Water Research**, v. 44, n. 3, p. 671-680, 2010.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment**. A practical guide for regions with a hot climate. New York: John Willey & Sons, 1994.

VERRIER, D.; RAY, F.; ALBAGNAC, G. Two-phase methanization of solid vegetable wastes. **Biological Wastes**, v. 22, n. 3, p. 163–177, 1987.

VILLELA JR, L.V.; DE ARAÚJO, J.A.; BARBOSA, J.C; PEREZ, L.R. Substrato e solução nutritiva desenvolvidos a partir de efluente de biodigestor para cultivo do meloeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 152-158, 2007.

VITURTIA, A.; MATA-ALVAREZ, J.; CECCHI, F.; FAZZINI, G. Two-phase anaerobic digestion of a mixture of fruit and vegetable wastes. **Biological Wastes**, v. 29, n. 3, pp. 189–199, 1989.

WANG, L.; SHEN, F.; YUAN, H.; ZOU, D.; LIU, Y.; ZHU, B.; LI, X. Anaerobic co-digestion of kitchen waste and fruit/vegetable waste: Lab-scale and pilot-scale studies. **Waste Management**, v. 34, n. 12, p. 2627-2633, 2014.

WANG, X.; YANG, G.; FENG, Y.; REN, G.; HAN, X. Optimizing feeding composition and carbon–nitrogen ratios for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. **Bioresource Technology**, v. 120, p. 78-83, 2012.

WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 17, p.7928–7940, 2008.

XIA, Y.; MASSÉ, D.I.; MCALLISTER, T.A.; BEAULIEU, C.; UNGERFELD, E. Anaerobic digestion of chicken feather with swine manure or slaughterhouse sludge for biogas production. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 404-409, 2012.

XU, Z.; ZHAO, M.; MIAO, H.; HUANG, Z.; GAO, S.; RUAN, W. In situ volatile fatty acids influence biogas generation from kitchen wastes by anaerobic digestion. **Bioresource technology**, v. 163, p. 186-192, 2014.

YANGIN-GOMEZ, C.; OZTURK, I. Effect of maize silage addition on biomethane recovery from mesophilic co-digestion of chicken and cattle manure to suppress ammonia inhibition. **Energy Conversion and Management**, v. 71, p. 92-100, 2013.

ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 170-176, 2013.

ZHU, B.; GIKAS, P.; ZHANG, R.; LORD, J.; JENKINS, B.; LI, X. Characteristics and biogas production potential of municipal solid wastes pretreated with a rotary drum reactor. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 3, p. 1122–1129, 2009.

ZUZHANG, X. **Domestic biogas in a changing China: Can biogas still meet the energy needs of China's rural households?**. International Institute for Environment and Development, London, 2013.