

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE

CENTRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIAS EXATAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOENERGIA – NÍVEL MESTRADO

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS
ALIMENTARES EM REATORES BATELADA E
SEMI-CONTÍNUO**

MATHEUS VITOR DINIZ GUERI

CASCADEL – PR

2017

MATHEUS VITOR DINIZ GUERI

**AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS
ALIMENTARES EM REATORES BATELADA E SEMI-CONTÍNUO**

Dissertação de Mestrado apresentada à
Universidade Estadual do Oeste do Paraná em
cumprimento parcial aos requisitos do
Programa de Pós-Graduação em Bioenergia
para obtenção do título de Mestre em
Bioenergia, área de concentração em
Biocombustíveis.

Prof. Orientador: Dr. Samuel Nelson Melegari
de Souza

Coorientador: Dr. Osvaldo Kuczman

CASCADEL - PR

Fevereiro de 2017

Catálogo na Publicação elaborada pela Biblioteca Universitária
UNIOESTE/Campus de Toledo.

Bibliotecária: Marilene de Fátima Donadel - CRB – 9/924

Gueri, Matheus Vitor Diniz
G932a Avaliação do processo de digestão anaeróbia de
resíduos alimentares em reatores batelada e semi-contínuo /
Matheus Vitor Diniz Gueri. -- Toledo, PR : [s. n.], 2017.
xiii, 82 f. : il. (algumas color.), figs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Samuel Nelson Melegari de Souza
Coorientador: Prof. Dr. Osvaldo Kuczman
Dissertação (Mestrado em Bioenergia) - Universidade Estadual
do Oeste do Paraná. Campus de Toledo. Centro de Engenharias
e Ciências Exatas.
Inclui Bibliografia

1. Bioenergia – Dissertações 2. Resíduos sólidos 3.
Reaproveitamento (Sobras, refugos, etc.) 4. Biogás 5. Digestão
anaeróbia 6. Metano 7. Resíduos como combustível 8. Energia –
Fontes alternativas I. Souza, Samuel Nelson Melegari de, orient.
II. Kuczman, Osvaldo, coorient. III. T

CDD 20. ed.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ – UNIOESTE

CENTRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIAS EXATAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOENERGIA – NÍVEL MESTRADO

Esta é a versão final da dissertação de Mestrado apresentada por MATHEUS VITOR DINIZ GUERI perante a Comissão Julgadora do Curso de Mestrado em Bioenergia em 20 de fevereiro de 2017

COMISSÃO JULGADORA



Prof. Dr. Samuel Nelson Melegari de Souza
Orientador



Profª. Drª. Maria Herminia Ferreira Tavares
Membro



Profª. Drª. Tatiana Rodrigues da Silva Baumgartner
Membro

*À meus bisavós, Atalípio e Eloína, “in memoriam”,
dedico.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelos dons concebidos.

À minha família, por todo amor, incentivo, ensinamentos e confiança. Em especial à minha mãe, Glaucia Severo de Castro Diniz, por sempre motivar-me a seguir meus sonhos, minha fonte de inspiração.

Aos meus orientadores e colegas, Prof. Dr. Samuel Nelson Melegari de Souza, e Dr. Osvaldo Kuczman, pelos ensinamentos, pela confiança, pela oportunidade e, sobretudo, pelas experiências compartilhadas. Sou muito grato.

À querida Dirce Inês Simon Hahn Hagermann, assistente do mestrado em Toledo (PR), por toda ajuda e carinho durante todas as etapas da pós-graduação.

Aos colegas do Laboratório de Saneamento da Unioeste, *Campus Cascavel*.

À turma do mestrado em Bioenergia 2015, por me proporcionarem grandes e inesquecíveis histórias.

Aos colegas de pesquisa, Camilo Ribeiro Bastos e William Gouvêa Buratto, quais tenho profunda admiração pela integridade profissional e por nossa amizade.

À todas as amigadas que realizei em Cascavel (PR), em especial aos integrantes do Grupo RC, que me proporcionaram experiências inigualáveis que carregarei por toda vida. Sou muito grato.

À empresa Bioköhler® Biodigestores, pela contribuição com o biodigestor protótipo, fundamental para o desenvolvimento dessa pesquisa.

À CAPES pelo período de concessão de bolsa, apoio financeiro fundamental para a viabilização deste trabalho.

SUMÁRIO

Página

LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE ABREVIATURAS.....	ix
RESUMO.....	xi
ABSTRACT.....	xii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
3.1. PANORAMA NACIONAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS.....	6
3.1.1 Resíduos alimentares	7
3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA	8
3.2.1 Aspectos termodinâmicos.....	11
3.2.2 Aspectos naturais e de operação	12
3.2.2.1 Temperatura.....	14
3.2.2.2 Potencial Hidrogeniônico, Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis.....	15
3.2.2.3 Características da Biomassa e Carga Orgânica.....	16
3.2.2.4 Nutrientes e Relação C/N.....	17
3.2.2.5 Agitação da biomassa.....	18
3.2.2.6 Substâncias tóxicas e inibição.....	19
3.2.2.7 Partida de reatores anaeróbios.....	20
3.2.2.8 Digestão anaeróbia de resíduos alimentares.....	20
3.3 BIOGÁS.....	21
3.3.1 Etapas do processo de purificação do biogás	23
3.3.2 Aplicações do biogás	24
3.3.3 Estimativas de produção de biogás	25
3.3.4 Ensaio BMP	27
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	29
4.1 CARACTERIZAÇÕES DO SUBSTRATO E DO INÓCULO	29
4.2 PARTIDA DO BIODIGESTOR E FREQUÊNCIA DE ALIMENTAÇÃO.....	30
4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS	31

4.4 PROTÓTIPO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO.....	32
4.5 ANÁLISES DO BIOGÁS	34
4.6 ENSAIO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (BMP)	34
4.6.1 Coleta e tratamento dos dados de geração de biogás do Ensaio BMP.....	37
4.6.2 Cromatografia de fase gasosa para o biogás do Ensaio BMP	37
4.6.3 Análise estatística e construção de gráficos.	39
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	40
5.1 CARACTERIZAÇÕES DO SUBSTRATO E DE INÓCULO	40
5.2 ENSAIO BIOCHEMICAL METHANE POTENTIAL - BMP	42
5.3 PROTÓTIPO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO.....	49
5.3.1 Etapa de estabilização 1.....	49
5.3.2 Etapa de estabilização 2.....	50
5.3.3 Etapa de estabilização 3.....	50
5.3.4 Etapa de estabilização 4.....	51
5.3.5 Etapa final de estabilização	52
5.3.6 Fase de coleta de dados	52
5.3.6.1. Parâmetros de controle de estabilidade do biodigestor.....	54
5.3.6.2 Parâmetros de controle de eficiência do biodigestor.....	57
5.3.6.3 Produção de biogás e de metano no biodigestor protótipo.....	60
5.3.6.4 Caracterização do biogás: determinação de CH ₄ , CO ₂ e H ₂ S....	63
6. CONCLUSÕES.....	65
7. REFERÊNCIAS.....	66

LISTA DE TABELAS

	Página
Tabela 1 Parte dos empreendimentos de energia instalados no Brasil.....	2
Tabela 2 Parâmetros envolvidos no processo da digestão anaeróbia.....	13
Tabela 3 Teor dos sólidos de resíduos alimentares.....	16
Tabela 4 Propriedades dos elementos constituintes do biogás na combustão.....	21
Tabela 5 Especificações do biometano pela Resolução nº 8/2015 da ANP.....	23
Tabela 6 Comparação do potencial metanogênicos de diferentes substratos.....	26
Tabela 7 Metodologia de análises dos parâmetros e composição do biogás.....	31
Tabela 8 Esquema de operação dos reatores batelada.....	35
Tabela 9 Caracterização comparativa do resíduo alimentar.....	40
Tabela 10 Caracterização do inóculo (dejeto suíno)	41
Tabela 11 Caracterizações dos principais parâmetros do ensaio BMP.	46
Tabela 12 Caracterizações dos principais parâmetros do biodigestor protótipo.....	53

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 Estágios e etapas do processo de digestão anaeróbia.....	9
Figura 2 Localização do município de Cascavel – Paraná.....	29
Figura 3 Foto e esquema do protótipo de biodigestor anaeróbio.....	33
Figura 4 A) alimentação dos frascos reatores com suas respectivas amostras; B) recirculação de N ₂ no interior dos frascos reatores; C) acoplamento do manômetro nos reatores para medição das pressões internas dos frascos.....	36
Figura 5 Ampola gasométrica e kit de transferência de biogás.....	38
Figura 6 Geração de biogás dos resíduos alimentares: 1) taxa de geração; e 2) geração acumulada.....	43
Figura 7 Relação AV/AT durante o período de estabilização do protótipo de biodigestor anaeróbio.....	51
Figura 8 Variação do pH do efluente durante a fase de coleta de dados.....	53
Figura 9 Variações da relação AV/AT durante o fase de coleta de dados.....	56
Figura 10 Variações da DQO de entrada e saída do biodigestor protótipo.....	57
Figura 11 Percentuais das reduções da DQO e SV.....	59
Figura 12 Variação da produção de metano em função da redução da DQO.....	61
Figura 13 Variação da produção de metano em função da redução do SV.....	61
Figura 14 Concentração dos gases constituintes do biogás do biodigestor protótipo.....	63

LISTA DE ABREVIATURAS

ABIOGÁS	Associação Brasileira de Biogás e Biometano
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANP	Agência Nacional de Petróleo, Gás e Biocombustíveis
APHA	American Public Health Association
ASTM	American Society for Testing and Materials
AT	Alcalinidade total
AV	Acidez volátil
AV/AT	Relação acidez volátil / alcalinidade total
BMP	Biochemical Potential Methane
b.s	Base seca
°C	Grau centígrado
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
CH ₃ COOH	Ácido acético
CH ₄	Gás metano
cm	Centímetro
CO ₂	Gás carbônico
COT	Carbono Orgânico Total
C/N	Relação Carbono / Nitrogênio
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
CV	Coeficiente de Variância
DA	Digestão Anaeróbia
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOr	Demanda Química de Oxigênio reduzida
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
g	Gramma
GEE	Gases de Efeito Estufa
h	Hora

H ₂ S	Gás sulfídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
kg	Quilograma
kJ	Quilojoule
kWh	Quilowatt hora
L	Litro
L Lr ⁻¹ d ⁻¹	Litros por volume de reator por dia
m	Metro
m ³ Lr ⁻¹ d ⁻¹	Metro cúbico por volume de reator por dia
m ³ .kgSVr ⁻¹	Metro cúbico por quilograma de sólidos voláteis reduzidos
m ³ CH ₄ .kgSVr ⁻¹	Metro cúbico de metano por quilograma de sólidos voláteis reduzidos
min	Minuto
mL	Mililitro
mm	Milímetro
NH ₃	Gás amônia
NTK	Nitrogênio Total Kjendahl
O ₂	Gás oxigênio
PDE	Plano Decenal de Energia
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PROINFA	Programa Nacional de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia
RA	Resíduos Alimentar
RSU	Resíduo Sólido Urbano
rpm	Rotações por Minuto
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
SV	Sólidos voláteis reduzidos
TRH	Tempo de retenção hidráulica

AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS ALIMENTARES EM REATORES BATELADA E SEMI-CONTÍNUO

AUTOR: MATHEUS VITOR DINIZ GUERI

ORIENTADOR: PROF. DR. SAMUEL NELSON MELEGARI DE SOUZA

Dissertação de Mestrado; Programa de Pós-Graduação em Bioenergia; Universidade Estadual do Oeste do Paraná; Rua da Faculdade, 645; CEP: 85903-000 - Toledo - PR, Brasil, defendida em 22 de fevereiro de 2017. 93 p.

RESUMO

A geração de resíduo alimentar cresce conforme aumenta a demanda por alimentos, ou seja, está atrelada a toda a cadeia de produção alimentar. Isso evidencia que novas técnicas devem ser desenvolvidas para assegurar o manejo e tratamento adequado destes resíduos. A digestão anaeróbia de resíduos alimentares surge então como uma alternativa promissora para o tratamento dos resíduos alimentares que simultaneamente promove a geração de energia limpa e renovável. Sendo assim, a presente pesquisa teve por objetivo realizar ensaios de digestão anaeróbia de resíduos alimentares provenientes de um restaurante popular, verificando o potencial de reaproveitamento energético. Foram realizados ensaios BMP em reatores de 250 mL para verificar a biodegradabilidade dos resíduos alimentares e em um protótipo de biodigestor anaeróbio de 408 L, adaptado com mecanismos de agitação e controle de temperatura, operando em modo de alimentação semi-contínuo com os resíduos alimentares. As variáveis de controle (sólidos, pH, AGV, alcalinidade, relação AV/AT e carga orgânica) foram coletadas 3 vezes por semana, ao longo de 51 dias, totalizando 21 amostragens. Obtiveram-se reduções da DQO e SV, respectivamente, os percentuais de 81,63 % e 23,58 % para o ensaio BMP e de 82,34 e 90,22 % para o experimento semi-contínuo. Foi possível alcançar a produção específica de metano de $0,311 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4.\text{kgSVr}^{-1}$ para o ensaio BMP e $0,444 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4.\text{kgSVr}^{-1}$ no experimento semi-contínuo. A produção diária do reator semi-contínuo foi, em média, de $220 \text{ L}_{\text{biogás}}.\text{d}^{-1}$.

¹; e a produção volumétrica de biogás média foi de 0,540 L.Lr⁻¹d⁻¹. Também se verificou a estabilidade do reator semi-contínuo, que apresentou em média a relação AV/AT de 0,49.

Palavras chave: Biogás; Metano; Resíduo Alimentar; Ensaio BMP; Biodigestor Protótipo

EVALUATION OF ANAEROBIC DIGESTION PROCESS OF FOOD WASTE IN BATCH AND SEMICONTINUOUS REACTORS

AUTHOR: MATHEUS VITOR DINIZ GUERI

SUPERVISOR: PROF. DR. SAMUEL NELSON MELEGARI DE SOUZA

Master Thesis; Bioenergy Graduate Program; Western Paraná State University; Str. Faculdade, 645; CEP: 85903-000 - Toledo - PR, Brazil, presented on February, 22th 2017. 93 p.

ABSTRACT

The generation of food waste grows as the demand for food increases, that is, it is bound to the entire food production chain. This emphasize new techniques must be developed to assure the proper handling and treatment of this organic residue. Anaerobic digestion of food waste then arise as a promising alternative for the treatment of food waste that simultaneously promote the generation of clean and renewable energy. Therefore, the present research aimed to perform anaerobic digestion of food waste from a popular restaurant, verifying the potential for energetic utilization. BMP assays were performed in 250 mL reactors to verify the biodegradability of food residues, and in a prototype 408 L anaerobic reactor, adapted with agitation and temperature control, operating in a semi-continuous feed mode with the food waste. The variables of control (solids, pH, VFA, alkalinity, Volatile Acid:Alkalinity ratio and organic loading) were collected 3 times a week, over 51 days, totaling 21 samplings. Reductions of COD and SV were obtained in the percentages of 81.63% and 23.58% for the BMP assay and 82.34 and 90.22%

for the semi-continuous experiment. It was possible to reach the specific methane production of $0.311 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4.\text{kgVSR}^{-1}$ for the BMP assay and $0.444 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4.\text{kgVSR}^{-1}$ in the semi-continuous experiment. The daily production of the semi-continuous reactor was obtained the average of $220 \text{ L}_{\text{biogas}}.\text{d}^{-1}$; while the volumetric production of biogas obtained an average of $0.540 \text{ L.Lr}^{-1}\text{d}^{-1}$. It was verified too that there was the stability of the semi-continuous reactor, with a mean Volatile Acid:Alkalinity ratio of 0.49.

Key-words: Biogas; Methane; Food waste; BMP assay; Prototype biodigester

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento do Brasil pode ocorrer de forma segura, econômica e com respeito às leis ambientais, uma vez que o país dispõe de um grande potencial energético com destaque às fontes renováveis de energia, como a hidráulica, a eólica, a solar e a biomassa.

Em razão disso, o Plano Decenal de Energia (PDE 2024), elaborado pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE), incorporou em suas principais prospecções uma maior inserção e participação das fontes renováveis para a oferta de energia no Brasil no horizonte dos anos de 2014 a 2024, mantendo, sobretudo, o crescimento econômico apoiado em uma matriz energética limpa e sustentável (EPE, 2015). Para tanto, a política energética brasileira vem desenvolvendo inúmeros incentivos para o uso das fontes renováveis de energia, com enfoque principalmente em tecnologias de baixo carbono e de geração distribuída (TOMALSQUIN, 2016).

De maneira geral, existem diversas formas para que o governo incentive as fontes renováveis de energia, por exemplo, com incentivos fiscais, tecnológicos e legais, reduções tributárias, divulgação da tecnologia para a sociedade, regulamentações e estímulos às indústrias do setor (CGEE, 2010). Como dentre os incentivos federais que promovem o uso de energias limpas, destaca-se o Programa de Incentivo às Fontes Renováveis de Energia Elétrica – PROINFA, regulamentado pelo Decreto nº 5.025 de 2004, que dispõe de recursos para novos empreendimentos com base em fontes renováveis que objetivem diversificar a matriz energética brasileira valorizando as características e potencialidades regionais e locais; também aborda diversos conceitos correlatos, entre eles considera, em seu Art. 5º (BRASIL, 2004):

“O PROINFA, instituído com o objetivo de aumentar a participação da energia elétrica produzida por empreendimentos de Produtores Independentes Autônomos, concebidos com base em fontes eólica, pequenas centrais hidrelétricas e biomassa, no Sistema Interligado Nacional”[...]

O PROINFA foi um programa pioneiro que impulsionou as fontes renováveis de energia no país, em especial a eólica. Revelou também o potencial brasileiro para

o uso das demais fontes alternativas, como a hídrica, solar e biomassa, dado que o território brasileiro apresenta características continentais, proporcionando assim grandes áreas às mais diversas aplicações. A biomassa para fins energéticos está entre as fontes renováveis com maiores possibilidades, devido à grande quantidade e diversidade de material disponível no país, dado que a biomassa compreende toda a matéria vegetal, os dejetos de animais e a matéria orgânica contida nos rejeitos industrial e urbano (MME, 2016).

Atualmente, a participação da energia a partir da biomassa no Brasil é de 13.425 MW (8,87%) do total de energia gerada e ainda apresenta um grande potencial futuro, podendo alcançar cerca de 60.000 MW de capacidade até 2050 (ANEEL, 2016; TOLMASQUIN, 2016). A principal fonte de biomassa é proveniente dos setores sucroalcooleiro e de papel e celulose. Por outro lado, há uma grande diversidade de biomassas que podem contribuir com a geração de energia. Por exemplo, um estudo realizado pela Associação Brasileira de Biogás e Biometano – ABIOGÁS relata que o aproveitamento energético do biogás proveniente da digestão anaeróbia de biomassa residual poderia abastecer aproximadamente 10% de toda a energia do Brasil (ARAGON, 2015).

A Tabela 1 apresenta alguns dos empreendimentos energéticos, extraídos do Banco de Informações sobre Geração (BIG) da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL).

Tabela 1. Parte dos empreendimentos de energia instalados no Brasil.

Fonte	Tipo	Nº de usinas	Capacidade Instalada (KW)	Percentual total (%)
Biomassa	Bagaço de Cana	398	10.897.104	6,8627
	Biogás – AGR ¹	3	1.822	0,0011
	Licor Negro	17	2.261.136	1,4240
	Resíduos Florestais	50	386.525	0,2434
	Biogás – RA ²	11	2.099	0,0013
	Biogás – RU ³	15	114.680	0,0722
Eólica	Cinética do vento	413	10.134.742	6,3826
Solar	Radiação Solar	42	23.008	0,0144
Hídrica	Potencial Hidráulico	1243	97.368.390	61,320

Fonte: Adaptado de ANEEL (2017). ¹Agroindustrial; ²Resíduos Animais; ³Resíduos Urbanos

Pode-se verificar na Tabela 1 que a principal fonte de energia na matriz elétrica é a hídrica, responsável por pouco mais que 60% de toda a energia gerada no país. Já quanto a participação do biogás, nota-se que é incipiente, ainda assim assume um papel importante para a geração de energia, sendo sua principal contribuição proveniente dos aterros sanitários e depuradoras de esgoto. Da mesma forma, sabe-se que o aproveitamento energético dos resíduos agropecuários permite a integração da produção de alimentos com uma fonte de energia limpa, sustentável e econômica, além de agregar valor às cadeias produtivas de base rural, no entanto, empreendimentos a base de Biogás de Resíduos Animais (RA) ainda não são praticados pela maioria dos produtores rurais (TOLMASQUIN, 2016).

Por outro lado, desde 17 de abril de 2012 o cenário tende a evoluir, tendo em vista que a Resolução Normativa nº 482/12 instituída pela ANEEL abriu novas possibilidades para injeção de eletricidade de geração distribuída no sistema interligado nacional (SIN), regulamentando a comercialização da energia gerada por mini e micro geração, sendo considerada um marco regulatório no que diz respeito ao acesso dos pequenos produtores de energia às redes de distribuição (ANEEL, 2012). Além disso, em março de 2016 entrou em vigor a Resolução Normativa nº 682/15 da ANEEL que altera e complementa a RN nº 482/12, resultando em diversos benefícios à micro e mini geração de energia. Dentre as alterações que beneficiam os geradores de eletricidade a partir do biogás e biometano, têm-se a criação das modalidades de autoconsumo remoto e geração compartilhada, a possibilidade de compensar os créditos entre matrizes e filiais, formação de consórcios e cooperativas entre geradores, elevação da mini geração de 1 para 5 MW e ampliação da duração dos créditos de 3 para 5 anos (ANEEL, 2015). Dessa forma, o investidor que tiver interesse em utilizar o biodigestor anaeróbico para o tratamento dos resíduos, pode obter rendas e economias com a energia gerada a partir do biogás produzido (ANEEL, 2012; ARAGON, 2015).

Portanto, nota-se que com o desenvolvimento das regulamentações de uso energético do biogás e biometano no Brasil, impulsiona-se paralelamente o aprimoramento nas formas de tratamento de biomassa residual, dado que é matéria prima para o processo de digestão anaeróbia. Considerando ainda que a biomassa residual deve ser manejada corretamente para assegurar uma melhor qualidade ambiental, uma vez que quando é disposta inadequadamente ao meio ambiente, pode

vir a causar contaminação de recursos hídricos, emissão de gases de efeito estufa – GEE entre outros malefícios à saúde pública e ao meio ambiente (YONG *et al.*, 2015).

Atualmente, a principal forma de manejo e tratamento para a biomassa residual é o emprego em processos de conversão energética. Dentre as rotas tecnológicas de conversão energética, a termoquímica e a bioquímica são as mais utilizadas, caracterizando-se em ambos os casos como uma fonte de energia termelétrica renovável. A rota termoquímica consiste principalmente na incineração destes resíduos, porém, ainda é uma tecnologia de elevado custo devido a necessidade de tratamento dos gases de combustão; já pela rota bioquímica, têm-se a digestão anaeróbia (DA) que consiste na ação microbiológica e enzimática para mineralizar a matéria orgânica, resultando em um biofertilizante organomineral e biogás, uma mescla de gases rica em metano (CH_4) e altamente combustível (WOON & LO, 2016). O metano, por sua vez, além de ser um gás combustível, também é considerado um Gás de Efeito Estufa (GEE) em virtude à sua capacidade de reter calor na estratosfera 23 vezes a mais que o dióxido de carbono (CO_2) (IPCC, 2014).

Considerando, portanto, que o Brasil apresenta uma elevada geração de biomassas residuais, tais como resíduos sólidos urbanos, resíduos alimentares, resíduos da agroindústria, resíduos agrícolas e lodos de depuradoras, é evidente que o manejo adequado destes resíduos deva ser assegurado para minimizar possíveis impactos ao meio ambiente. Neste contexto, o processo de digestão anaeróbia como forma de tratamento e a recuperação energética do biogás caracterizam-se como ferramentas fundamentais para o desenvolvimento sustentável do país, uma vez que reduz a carga contaminante dos resíduos, permite oxidar o metano à dióxido de carbono e contribui para uma maior segurança energética. Ressalta-se que recentemente o país vem desenvolvendo políticas de incentivo para o maior emprego desta tecnologia nos diversos setores da economia nacional, possibilitando que o produtor da energia a comercialize, e sobretudo, promova a consolidação da cadeia produtiva de biogás e biometano no país.

2. OBJETIVOS

O objetivo principal da pesquisa foi avaliar o processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares, visando entender o comportamento das variáveis envolvidas no processo, de modo a obter a melhor eficiência para a estabilização dos resíduos e maiores teores de metano no biogás.

Especificamente, objetivou-se:

- Avaliar as características físico-químicas e microbiológicas dos resíduos alimentares, sendo eles: pH, alcalinidade total (AT), acidez volátil (AV), sólidos totais e voláteis (ST e SV), demanda química de oxigênio (DQO) macro e micronutrientes;
- Verificar a biodegradabilidade dos resíduos alimentares em reatores anaeróbios de bancada, por meio de ensaios de potencial bioquímico de metano (BMP - *Biochemical Methane Potential*);
- Avaliar a eficiência de um protótipo de biodigestor anaeróbio operado em modo de alimentação semi-contínuo com os resíduos alimentares;
- Analisar os parâmetros de influência no processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares, tais como umidade, temperatura, pH, carga orgânica diária, alcalinidade total e acidez volátil;
- Monitorar a estabilidade do processo de digestão anaeróbia do protótipo de reator anaeróbio;
- Determinar a quantidade de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) do biogás dos reatores batelada; e os teores de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e sulfeto de hidrogênio (H₂S) presentes no biogás do biodigestor protótipo;

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. PANORAMA NACIONAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Os resíduos sólidos podem ser definidos com base no texto da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305/2010, regulamentada pelo Decreto Federal nº 7404/2010, que aborda diversos conceitos correlatos, assim como em seu Art. 3º (BRASIL, 2010):

[...] XVI - 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 técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

VII - destinação final ambientalmente adequada: destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, do SNVS e do Suasa, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos; [...]

Os resíduos sólidos urbanos representam hoje um dos principais temas que despertam preocupação quanto à questão ambiental. A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2008, revelou que no Brasil a maior parte dos municípios (50,8%) dispõe os resíduos sólidos urbanos em vazadouros a céu aberto (lixões); 22,5% dispõem em aterros controlados, e apenas 27,7% em aterros sanitários (IBGE, 2010).

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil em 2014 foi de aproximadamente 78,6 milhões de toneladas, com um aumento de 2,9% comparado ao ano de 2013. Desse total, mais que 51% (em peso) são representados por material

orgânico putrescível (ABRELPE, 2013; ABRELPE, 2014). Naturalmente, nos países em desenvolvimento, a composição do RSU é majoritariamente orgânica, apresentando os resíduos alimentares (RA) como um de seus principais constituintes em virtude do processo de urbanização (SANTOS *et al.*, 2014; XU *et al.*, 2015). Além disso, Borges e Guedes (2008) afirmam que a taxa de crescimento da geração de lixo é maior do que o ritmo em que cresce a população.

3.1.1 Resíduos alimentares

Os resíduos alimentares (RA), também denominados restos de ingestão humana, são gerados em grandes quantidades, principalmente nos estabelecimentos do segmento de alimentação, tais como restaurantes comerciais e coletivos, churrascarias, pizzarias, lanchonetes e bares. Sua composição varia de acordo com os hábitos alimentares locais. No Brasil, geralmente compõem-se de cereais, carnes, massas, embutidos, ovos, frutos e verduras. Estes são originados das sobras dos alimentos preparados e não consumidos e dos alimentos que são servidos e não consumidos. Tal desperdício é influenciado principalmente pela falta de planejamento do número de refeições, tipicidade do alimento, modo de preparo, ausência de indicadores de qualidade, compras feitas sem critérios, entre outros (BRADACZ, 2003; ZANDONADI & MAURICIO, 2012). Além disso, a geração de resíduo alimentar é inerente ao crescimento populacional, pois está ligada a todas as etapas da cadeia alimentar: assim, quanto maior a demanda por alimentos maior será a geração de resíduos alimentares (ZHANG *et al.*, 2014).

Tchobanoglous *et al.* (1993) informam, que devido ao teor orgânico dos resíduos alimentares, contendo uma faixa entre 70 a 90% em sólidos voláteis, quando são manejados inadequadamente podem vir a causar sérios problemas ambientais, dado que os produtos da sua degradação são precursores de contaminação hídrica, assoreamento de rios e lagos, proliferação de macro e microvetores, geração de odores e emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE). Por outro lado, as características biodegradáveis e a riqueza em nutrientes presentes nos resíduos alimentares, permitem que este possa ser reciclado e convertido em produtos de maior valor agregado, seja na forma de fertilizante orgânico ou energia renovável (YONG *et al.*, 2015; WOON & LO, 2016).

Os resíduos alimentares podem ser aproveitados por diferentes rotas tecnológicas que promovem a recuperação energética e de nutrientes. Dentre elas, a rota biológica tem se apresentado com maior relevância, principalmente pelo processo de digestão anaeróbia, uma vez que mineraliza a matéria orgânica e simultaneamente produz o biogás contendo metano (CH_4) que pode ser aproveitado energeticamente e um efluente rico em nitrogênio, fósforo e outros minerais que pode ser utilizado para melhorar a fertilidade e textura dos solos (WOON & LO, 2016).

Portanto, a tecnologia de digestão anaeróbia se apresenta como ferramenta fundamental para a gestão dos resíduos sólidos no Brasil, uma vez que permite tratar cerca de 50% dos resíduos que seriam destinados ao aterramento e/ou disposição em vazadouros a céu aberto. Além disso, promove a mitigação das emissões de GEE e, paralelamente, produz energia renovável.

3.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA

Consiste em um processo microbiológico natural que proporciona interações enzimáticas e metabólicas sobre compostos orgânicos (biomassa residual), convertendo-os principalmente em matéria estabilizada, metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Neste processo, a formação do metano ocorre em ambientes onde o oxigênio, o nitrato e o sulfato não estejam disponíveis como aceptores de elétrons (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993; CHERNICHARO, 2007; PITK *et al.*, 2013).

A digestão anaeróbia representa um sistema ecologicamente balanceado, onde diversos microrganismos operam simbioticamente em duas etapas (digestão ácida e digestão metanogênica), nas quais agem pelo menos três grupos fisiológicos de microrganismos: bactérias fermentativas (acidogênicas), bactérias sintróficas (acetogênicas), e microrganismos metanogênicos. Cada grupo tem suas funções específicas, operando em quatro estágios sequenciais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

A Figura 1 apresenta as 4 etapas do processo de digestão dividida entre os 2 estágios, destacando os microrganismos envolvidos no processo.

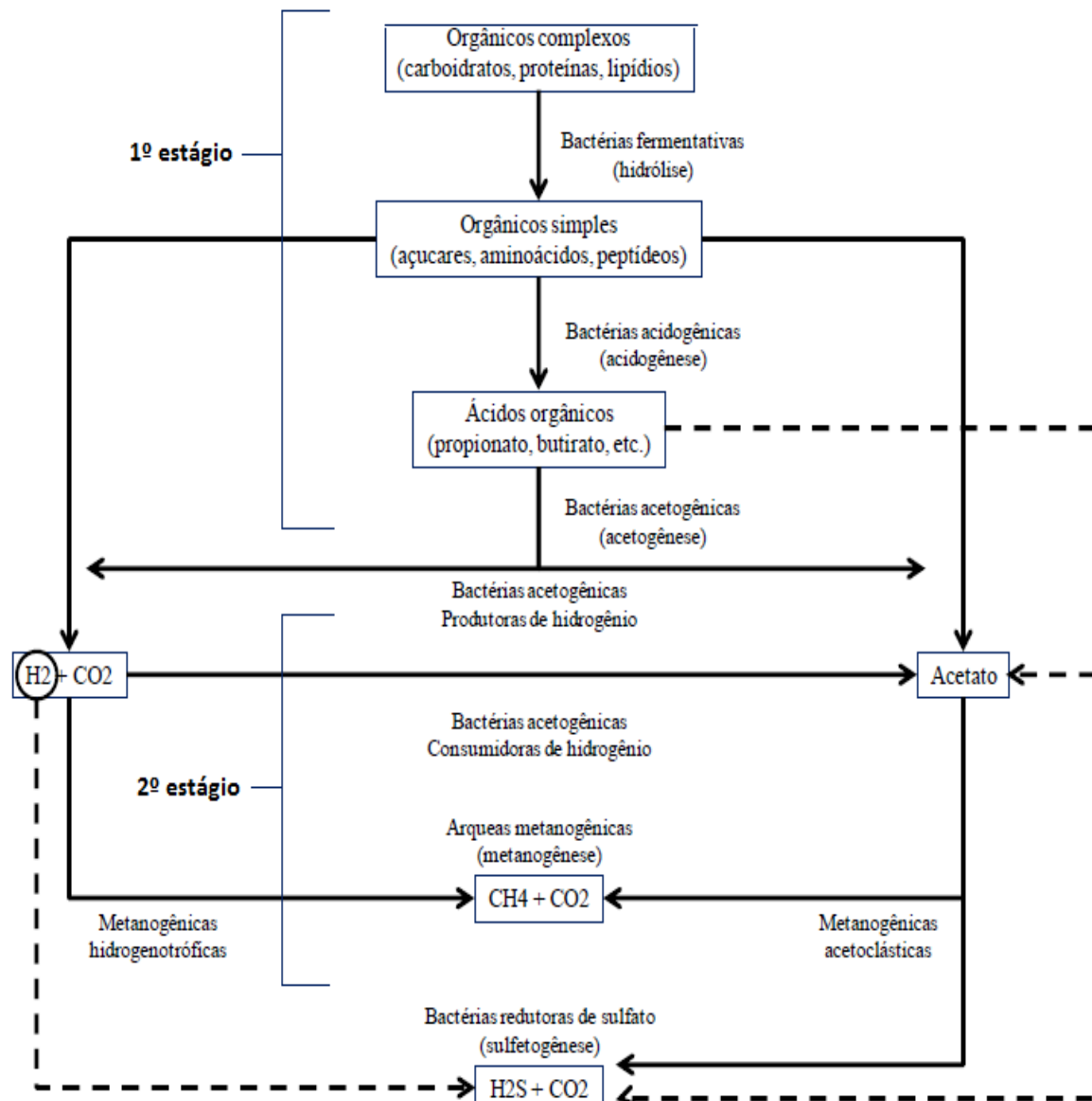


Figura 1. Estágios e etapas do processo de digestão anaeróbia.

Fonte: Adaptado de Chernicharo, 2007.

Na hidrólise, as bactérias fermentativas excretam enzimas extracelulares que reduzem os polímeros orgânicos complexos em compostos mais simples, onde as proteínas, os carboidratos e os lipídios são quebrados em aminoácidos, açúcares e ácidos graxos, respectivamente. É a etapa mais ativa do processo anaeróbio e também responsável pela velocidade global de reação (AMANI et al., 2010). Logo, os microrganismos envolvidos na acidogênese são responsáveis por metabolizar a diversidade de produtos solubilizados na hidrólise, formando dióxido de carbono,

hidrogênio, ácido propiônico, ácido butírico, ácido acético, ácido láctico, ácido valérico e ácido sulfúrico. Nesta etapa também agem microrganismos facultativos, fundamentais para oxidar o substrato orgânico pela via aeróbia e consumir o oxigênio dissolvido, impedindo que este se torne uma substância tóxica na etapa metanogênica (OLIVEIRA, 2012). Os microrganismos envolvidos na acidogênese se proliferam muito rapidamente, cerca de 30 a 40 vezes mais rápido que os metanogênicos, e podem sobreviver em condições extremas, como pH baixo, altas temperaturas e elevadas cargas orgânicas (AMANI et al., 2010).

Na fase da acetogênese, os microrganismos sintróficos convertem os compostos intermediários (ácidos graxos e álcoois) em acetato, hidrogênio, formato e dióxido de carbono, que serão consumidos pelas metanogênicas. A relação sintrófica entre esses microrganismos com os metanogênicos é fundamental para assegurar uma melhor performance para o processo (AMANI et al., 2010). Por fim, os microrganismos metanogênicos (procariotas estritamente anaeróbios) convertem o acetato e o hidrogênio produzidos nas etapas anteriores em metano e dióxido de carbono (CHERNICHARO, 2007; DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008). Nesse processo, os microrganismos metanogênicos desenvolvem funções de grande importância, convertendo o carbono orgânico dissolvido em metano (gás insolúvel) e promovendo a manutenção da pressão parcial de hidrogênio para que as bactérias fermentativas e formadoras de ácido possam vir a consumi-lo e produzir mais produtos solúveis oxidados que serão substrato das metanogênicas, mantendo assim o equilíbrio da reação de fermentação (CHERNICHARO, 2007; APPELS *et al.*, 2012).

Vale ressaltar que no processo de digestão anaeróbia também pode ocorrer a etapa de redução de sulfatos (sulfetogênese), especialmente quando a degradação ocorre em substratos ricos em proteínas. As Bactérias Redutores de Sulfato (BRS) envolvidas nessa etapa são capazes de utilizar toda a cadeia de ácidos graxos voláteis, hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açúcares, aminoácidos e acetato para o seu metabolismo, tornando-as concorrentes em comum por substrato com as acetogênicas e metanogênicas, perturbando a relação simbiótica que há entre estes microrganismos, levando a uma menor eficiência geral no processo e, conseqüentemente, menores teores de metano (CHERNICHARO, 2007).

Outro aspecto relevante que pode afetar a simbiose entre os microrganismos envolvidos é referente as taxas de degradação que devem ser iguais em ambos os

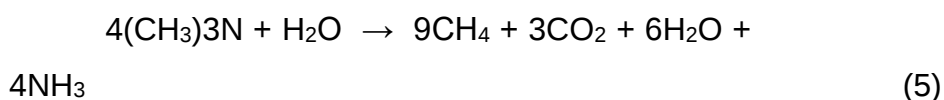
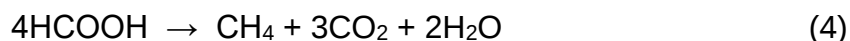
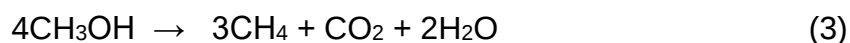
estágios, apresentados na Figura 1, para que o processo seja eficiente. Caso contrário, se no primeiro estágio o processo for rápido demais, a concentração de ácidos e de gás carbônico eleva-se e o pH cai abaixo de 7,0, assim a fermentação ácida ocorre também no segundo estágio. Da mesma forma, se o segundo estágio ocorrer demasiadamente rápido, evidenciando que muitos microrganismos do primeiro estágio estão presentes no segundo estágio, a produção de metano diminui e se faz necessário introduzir novos microrganismos do segundo estágio para restabelecer o equilíbrio (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008).

O parâmetro que é frequentemente utilizado para verificar o equilíbrio ecológico em sistemas anaeróbios é a concentração de ácidos graxos voláteis (AGV). Os AGV são produtos intermediários do processo de digestão anaeróbia, provenientes da degradação de carboidratos, proteínas e lipídeos e se caracterizam por serem de baixo peso molecular, como o propionato, o butirato e outros compostos mais reduzidos que o acetato, como os ácidos de cadeias curtas (AQUINO e CHERNICHARO, 2005). Quando o sistema se apresenta equilibrado, com uma população de bactérias metanogênicas suficiente e em condições favoráveis, os AGV são consumidos logo após serem formados, e portanto, não se acumulam no sistema e o pH permanece neutro. Por outro lado, com o sistema sob condições de estresse e limitações cinéticas dos microrganismos metanogênicos, os AGV são gerados a uma taxa maior do que são consumidos, acumulando-se no meio e causando uma queda no pH, a qual provoca o azedamento do reator e a atividade dos microrganismos metanogênicos cessa (CHERNICHARO, 2007).

3.2.1 Aspectos termodinâmicos

Os microrganismos metanogênicos utilizam um limitado grupo de substratos para seu crescimento e formação do metano, principalmente o acetato (Eq. 1), hidrogênio e dióxido de carbono (Eq. 2) e em menores proporções o metanol (Eq. 3), formiato (Eq. 4), metilaminas (Eq. 5) e monóxido de carbono (CO). Os principais mecanismos envolvidos na formação do metano estão apresentados nas equações abaixo:





A Eq. 1 se refere à cisão do acetato a qual é responsável por 70% do metano produzido por meio da ação das metanogênicas acetoclásticas, na ausência de hidrogênio, o grupo metil é reduzido para metano e o grupo carboxílico é oxidado a dióxido de carbono. A Eq. 2 representa a redução do dióxido de carbono quando o hidrogênio está disponível. O CO_2 age comoceptor dos átomos de hidrogênio que foram removidos dos compostos orgânicos, formando metano e água (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003; CHERNICHARO, 2007). Estas são as principais vias responsáveis pela formação de metano.

Segundo Van Haandel & Lettinga (1994), a estequiometria de reações biológicas é mais vantajosa no tratamento anaeróbio sobre o tratamento aeróbio. No tratamento anaeróbio dispensa-se a necessidade de introdução de um oxidante. O processo leva à produção de menos lodo e produz metano, que pode ser utilizado como combustível. Entretanto, a estequiometria intrinsecamente favorável da digestão anaeróbia por si só não a torna uma alternativa adequada para a remoção de material orgânico. Basicamente, há dois outros fatores importantes: (1) a eficiência de remoção de material orgânico deve ser alta, de modo que haja uma concentração baixa de material orgânico residual no efluente do sistema de tratamento, e (2) a taxa de remoção deve ser alta, de maneira que possa ser efetivada num reator com um curto tempo de permanência, isto é, um reator com o volume pequeno. Ambos os fatores estão ligados à cinética da remoção de material orgânico e às condições operacionais e ambientais no sistema de tratamento de esgotos.

3.2.2 Aspectos naturais e de operação

De maneira geral, a eficiência geral do processo de digestão anaeróbia e os teores de metano no biogás dependem fundamentalmente das condições ambientais e operacionais nos reatores anaeróbios. Portanto, a qualidade do biogás, na prática,

está associada a diversos fatores, tais como: composição do substrato, tamanho da partícula, carga orgânica, pH, alcalinidade, umidade, balanceamento de macro e micronutrientes, temperatura, tempo de retenção hidráulica e frequência de agitação. Da mesma forma, substratos de difícil degradação biológica, principalmente materiais lignocelulósicos, encontram na hidrólise a etapa limitante do processo, visto que as enzimas hidrolíticas não são eficientes na abrasão destes materiais (VAN HAANDEL & LETINGA, 1994; DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008).

A Tabela 2 apresenta os principais parâmetros envolvidos no processo de digestão anaeróbia.

Tabela 2. Parâmetros envolvidos no processo da digestão anaeróbia.

Parâmetro	Valor ideal	Unidade	Observações
Temperatura			
- Mesofílico	30 - 40	°C	O limite superior da mesófila é a temperatura ideal para uma ótima produção de biogás.
- Termofílico	40 - 70		
pH	6,3 - 7,9	-	Fora desses níveis os microrganismos metanogênicos não se desenvolvem
Alcalinidade	1000 a 5000	mg CaCO ₃ /L	Neutraliza as variações de acidez do resíduo
Acidez Volátil	500 a 2000	mg CH ₃ COOH/L	Concentrações mais altas inibirão o acetato e a produção de biogás
Acidez/Alcalinidade (AV/AT)	0,1 a 0,5	-	Representa estabilidade para processos anaeróbios, valores superiores representam acúmulo de ácidos nos reatores.
C/N	20 a 30	-	Relação mais elevadas levam ao consumo de N pelas metanogênicas, reduzindo a produção de metano.
Carga orgânica			
- Mesofílico	0,4 a 6,4	kgSV/m ³ r ⁻¹ .d	Os microrganismos se inibem se a carga orgânica for muito elevada.
- Termofílico	1,0 a 7,5		
TRH	9 a 95	dias	Varia em função do substrato, temperatura e o tipo do sistema de digestão.

Fonte: Adaptado de Pecora, 2006; Amani et al., 2010; Perovano e Formigoni, 2011; Cabbai et al., 2013.

3.2.2.1 Temperatura

A temperatura é um dos parâmetros mais significativos de influência no processo de digestão anaeróbia, devido não somente à sua restrição na atividade enzimática e coenzimática, mas também pela influência na produção de metano e na qualidade do digestato (APPELS et al., 2011).

As bactérias podem crescer em temperaturas mínimas, ótimas e máximas, sendo que, na temperatura ótima, as enzimas encontram-se na forma mais ativa; já em temperaturas mínimas, a eficiência enzimática na taxa de conversão da matéria orgânica se reduz significativamente, limitando o processo de forma geral; e para a faixa de temperatura máxima, pode ocorrer a desnaturalização das proteínas (destruição do arranjo molecular) levando a morte da célula (ALVES, 2008).

A temperatura influencia diretamente na etapa de hidrólise, onde caso ocorra uma redução na atividade enzimática, a velocidade global da reação do processo de degradação anaeróbia poderá ser limitada, dado que a hidrólise é a etapa inicial e responsável por tornar disponível o substrato para as demais etapas (CHERNICHARO, 2007). Por exemplo, a redução na DQO caiu de 88,5 a 68,1% quando a temperatura foi reduzida de 24 a 16 °C em um reator com leito granular estático na estabilização de dejetos suínos (LIM & FOX, 2011).

Da mesma forma, as *archeas* metanogênicas são bastante sensíveis às variações de temperatura, e se desenvolvem principalmente em temperaturas mesofílicas (30 – 40 °C) e termofílicas (40 – 70 °C). O arranjo termofílico apresenta maiores taxas de conversão dos sólidos em biogás, no entanto, o efluente é de baixa qualidade e o sistema é mais suscetível às instabilidades, que podem vir a inibir a produção do biogás. Já o processo mesofílico, apesar de possuir melhor estabilidade e maior diversidade microbiana, pode apresentar baixos teores de metano devido à maior demanda por nutrientes, devido à grande variedade de microrganismos operantes (MAO et al., 2015). Para reatores operados abaixo de 30 °C (temperaturas psicofílicas), cada grau centígrado reduzido na temperatura implica em uma queda de 11% na taxa máxima do metabolismo anaeróbio, afetando a fração dos sólidos orgânicos que podem ser metabolizados, a taxa de transferência de gás e as características de sedimentação do lodo biológico (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; TCHOBANOGLIOUS et al., 2003). Silva (2012) e Bouallagui et al. (2004) relatam

que, em média, o crescimento microbiano ótimo se encontra por volta de 35 à 37°C, promovendo a taxa máxima de produção de biogás.

3.2.2.2 Potencial Hidrogeniônico, Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis

O pH afeta diretamente o nível da atividade metabólica dos microrganismos metanogênicos a qual pode cessar em valores fora da faixa de 6,3 a 7,8. Ainda assim, na fase fermentativa onde ocorre a digestão ácida, a população microbiana tolera pH em níveis mais ácidos ou alcalinos. No entanto, um pH abaixo de 4,5 detém a atividade de todos os microrganismos implicados no processo. O pH influencia não somente na produção do biogás como também na sua qualidade, em que, valores abaixo de 6 resulta em um biogás pobre em metano (LEMA & MÉNDEZ, 1997). Os ácidos, se aumentados além da capacidade digestora da população microbiana específica para a sua degradação, colocam em risco a estabilidade da fermentação. A principal causa é o desbalanceamento entre a produção de ácidos e de bicarbonatos na primeira etapa da digestão, onde a alcalinidade proporcionada pelos bicarbonatos não é suficiente para neutralizar os ácidos, ocasionando uma queda no pH, onde prevalece a fermentação ácida (PAES, 2003). Isto ocorre devido à escala logarítmica do pH, onde pequenos decréscimos no pH envolvem um elevado consumo de alcalinidade, reduzindo a solução tampão do meio. Da mesma forma, se o meio estiver alcalino (pH > 8), diminui-se a eficiência do sistema, uma vez que pode influenciar a produção de amônia, componente tóxico para o processo anaeróbio em concentrações acima de 150 mg.L⁻¹ (CHERNICHARO, 2007).

Os ácidos graxos voláteis (AGV) e a alcalinidade são importantes indicadores da estabilidade em reatores anaeróbios. A acidez volátil, quantificada em mg de ácido acético por L, indica a concentração de ácidos e mede a capacidade do processo fermentativo anaeróbio em resistir à elevação do pH quando uma base é adicionada. A alcalinidade total, quantificada em mg de carbonato de cálcio por L, indica a concentração de álcalis participantes na fermentação e mede a capacidade do sistema em resistir ao abaixamento do pH quando da adição de ácidos. Os dois indicadores são os mais importantes para o monitoramento de processos anaeróbios (AMANI et al., 2010).

Portanto, é necessário dosar a quantidade de substrato a ser adicionada ao reator, na qual a referência estimativa é a relação de ácidos voláteis x alcalinidade (AV/AT) existente na fermentação, cujo valor conforme Sánchez *et al.* (2005), deve ficar entre 0,1 a 0,5 para que o sistema mantenha o equilíbrio nas reações de produção e de consumo dos compostos.

3.2.2.3 Características da Biomassa e Carga Orgânica

O teor de matéria rapidamente biodegradável, como carboidratos, proteínas e lipídios, relaciona-se com o desenvolvimento dos microrganismos, portanto, afeta qualitativamente e quantitativamente a produção do biogás (MACIEL e JUCA, 2011).

Segundo Tchonobaglou *et al.* (1993), os resíduos alimentares se enquadram na categoria de resíduos rapidamente biodegradáveis. Zhang *et al.* (2014) mencionam que a concentração de sólidos voláteis (SV) de determinado substrato também se refere ao seu teor de matéria orgânica biodegradável. Outros autores indicam o parâmetro Carbono Orgânico Total (COT) para avaliar o teor de matéria orgânica dos substratos (FONSECA *et al.*, 2006; GRIGATTI *et al.*, 2004). Ainda assim, o parâmetro mais utilizado para esse fim é a caracterização dos sólidos, devido principalmente ao baixo custo e a menor onerosidade do ensaio (HAMILTON, 2012).

A Tabela 3 apresenta os dados obtidos por diferentes autores sobre a caracterização do teor de sólidos dos resíduos alimentares.

Tabela 3. Teor dos sólidos de resíduos alimentares.

Parâmetro	Zhang et al., 2007	Li et al., 2010	Haider et al., 2015
ST ¹ (% b.s.)	30,90 +- 0,07	24,00	24,00
SV ² (% b.s.)	26,35 +- 0,14	23,20	22,13
STV ³ (%)	85,30 +- 0,65	94,10	92,20

¹ Sólidos Totais; ² Sólidos Voláteis; ³ Sólidos Totais Voláteis; b.s: base seca.

Angelidaki *et al.* (2009) relatam que materiais com teores de STV acima de 80% apresentam excelentes perfis de biodegradabilidade e podem ser utilizados em sistemas anaeróbios. Fernández, Pérez e Romero (2008) mostram que reatores operando com um teor de sólidos totais (ST) entre 20 a 30%, atinge uma produção de biogás mais efetiva e mais rica em metano, devido à presença da umidade que permite

uma maior absorção dos nutrientes por parte dos microrganismos atuantes. Além disso, a umidade é fundamental para assegurar a eficiência dos processos metabólicos, a mobilização e o crescimento microbiano (SILVA, 2012).

A carga orgânica é representada pela quantidade de sólidos voláteis inseridos ao reator. Com o aumento da carga orgânica a produção de biogás tende a ampliar, respeitando o limite máximo de até $6,4 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$, caso contrário, sem tomar os devidos cuidados, o equilíbrio do processo de digestão pode ser gravemente afetado com inibição microbiana. Alterações repentinas do tipo de substrato a ser inserido ao reator também pode levar a inibição da atividade microbiana nas fases da fermentação (MAO *et al.*, 2015). Portanto, é fundamental que o dimensionamento do reator seja adequado aos parâmetros de entrada, como o tipo de substrato e a carga orgânica diária de alimentação.

3.2.2.4 Nutrientes e Relação C/N

A presença de macro e micronutrientes é fundamental para o metabolismo, crescimento e atividade bacteriana. Os principais nutrientes para a vida dos microrganismos anaeróbios são o carbono, nitrogênio e o fósforo, e uma série de elementos minerais como enxofre, ferro, potássio, sódio, cálcio e magnésio, fornecidos principalmente pela hidrólise dos carboidratos, proteínas e lipídios (PARK, 2012). Tais nutrientes, em níveis balanceados, influenciam positivamente o desenvolvimento dos microrganismos e, conseqüentemente, o processo de digestão e de produção de biogás.

A relação C/N é um índice significativo referente à capacidade de digestão e ao rendimento potencial da biomassa, onde seu valor varia em função da biomassa. Uma relação adequada para o desenvolvimento dos microrganismos está contida na faixa de 20 a 30 (VERNA, 2002).

O carbono é a principal fonte de alimentação dos microrganismos e componente principal do biogás. É derivado principalmente de hidratos de carbono contidos na biomassa; já o nitrogênio é responsável pela síntese das proteínas dos organismos. Em condições de excesso de nitrogênio (baixa relação C/N), ocorre um acúmulo deste no meio, geralmente na forma de NH_3 , o que provoca uma inibição no crescimento das metanogênicas. Por outro lado, em condições de limitação da

disponibilidade de nitrogênio (elevada relação C/N), os microrganismos não conseguem metabolizar o carbono presente, o que leva a uma ineficiência do processo (SGORLON *et al.*, 2011). De forma geral, a ausência de nutrientes na mistura reduz o crescimento dos microrganismos metanogênicos, levando a uma intensa acumulação de ácidos orgânicos nos reatores anaeróbios, reduzindo assim a qualidade do biogás.

Os resíduos alimentares apresentam ótima biodegradabilidade, no entanto, carecem de nutrientes e sais minerais essenciais para o desenvolvimento dos microrganismos. Inibições podem ocorrer ao se biodigerir unicamente os resíduos alimentares por longos períodos de operação. As razões para a inibição são o desbalanceamento de nutrientes na fermentação, isto é, os elementos traço (Zn, Fe, Mo, etc.) são insuficientes, os macronutrientes (Na, K, etc.) são excessivos (ZHANG *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2013; EL-MASHAD & ZHANG, 2010). Devido a isso, diversos autores indicam o uso de dois ou mais substratos no processo de DA para aproveitar a sinergia das mesclas, compensando as carências nutricionais dos substratos e suportar o crescimento dos microrganismos, consequentemente, melhorando a qualidade do biogás (ZHANG *et al.*, 2014; RATANATAMSKUL *et al.*, 2015; CHEN *et al.*, 2016).

Atualmente, grande parte dos estudos encontrados na literatura sobre a DA de resíduos alimentares relatam sobre a codigestão com diferentes substratos, por exemplo: resíduos alimentares com esterco bovino (BOULLAGUI *et al.*, 2004; EL-MASHAD & ZHANG, 2010), resíduos alimentares com casca de arroz (HAIDER *et al.*, 2015) e resíduos alimentares com palha (YONG *et al.*, 2015). Dessa forma é possível balancear os nutrientes do meio, proporcionando maiores taxas de produção de biogás.

3.2.2.5 Agitação da biomassa

A agitação da biomassa em um biodigestor anaeróbio tem um efeito significativo, pois promove a homogeneização do substrato e aumenta a cinética da velocidade de digestão anaeróbia, acelerando o processo de conversão biológica. Isto se deve ao aquecimento uniforme do substrato no interior do digestor bem como a maior facilidade de transferência de matéria, já que as moléculas do substrato devem

ser absorvidas pela superfície dos microrganismos e os produtos intermediários e finais devem ser transportados (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2003). Além disso, a agitação previne que ocorram curtos circuitos (área mortas) no interior do biodigestor, evitando que parte do substrato eflua sem entrar em contato com os microrganismos.

Recomenda-se que apenas reatores com volume menor que 50 m³ operem sem agitadores; já para os reatores de maior porte é fundamental que haja agitação durante o processo de digestão (DEUBLEIN & STEINHAUSER, 2008). A agitação pode ser realizada de diversas maneiras, por dispositivo mecânico, recirculação do conteúdo do biodigestor ou recirculação do próprio biogás gerado (BARAZA *et al.*, 2003). Vale ressaltar que a intensidade e a duração da agitação são cruciais para o procedimento. Ainda assim, as informações sobre a intensidade e duração da agitação no desempenho dos biodigestores na literatura são bastante contraditórias, trazendo a necessidade de extensivas pesquisas a esse respeito (KARIM *et al.*, 2005).

3.2.2.6 Substâncias tóxicas e inibição

Existe uma grande variedade de substâncias tóxicas que são responsáveis pela falha de sistemas anaeróbios. O acúmulo dos ácidos orgânicos produzidos no primeiro estágio do processo é um dos principais causadores de instabilidades no processo de digestão anaeróbia, assim como variações bruscas dos fatores ambientais também podem interferir no processo, tais como no pH, temperatura, nutrientes, carga orgânica e a presença de agentes inibitórios em reatores anaeróbios, que incluem elevadas concentrações de amônia, sulfatos e de metais pesados, principalmente (CHEN *et al.*, 2008).

De maneira geral, os compostos tóxicos podem ter diferentes efeitos sobre a biota de sistemas anaeróbios, podendo ter um efeito bactericida quando as bactérias não suportam a presença do contaminante, ou bacteriostático quando as bactérias conseguem se adaptar sob determinadas concentrações do contaminante tóxico e, portanto, resistindo e recuperando-se à atividade normal após um determinado tempo resiliência (AMANI *et al.*, 2010).

Sobretudo, a melhor forma de combater agentes tóxicos é com o uso de um agente antagônico, onde um produto tóxico é anulado na presença de outro. A exemplo, o Sódio (Na) e Potássio (K) em mistura se anulam, diminuindo o efeito tóxico

de ambos. Dentre os principais agentes inibitórios, têm-se os nitratos, cianetos, fenóis, sódio, potássio, cálcio, magnésio, nitrogênio amoniacal, oxigênio e metais pesados apenas quando solúveis. Contudo, a toxicidade destes componentes varia em função de sua concentração no meio (FORESTI, 1993).

3.2.2.7 Partida de reatores anaeróbios

A partida de reatores anaeróbios ou repartida após manutenções é, geralmente, a etapa mais crítica para o sucesso do processo, visto que é a etapa responsável pelo início de toda atividade microbiana. Essa etapa depende de vários fatores, como a fonte de microrganismos (inóculo) a serem utilizados e o modo de operação inicial, por exemplo (LOPES et al., 2004). É fundamental que o inóculo apresente uma comunidade de microrganismos facultativos e metanogênicos para garantir o desempenho inicial do processo de digestão anaeróbia (AMANI et al., 2010). Considera-se que a partida de sistemas anaeróbios é uma área que ainda necessita de pesquisa intensiva. Amani et al. (2010) propõe, entretanto, a avaliação em conjunto com outros critérios, como diferentes formas de pré-tratamento da biomassa a fim de se investigar tecnicamente o real desempenho da partida de reatores anaeróbios.

Silva (2014) investigou os efeitos do uso de lodo anaeróbio e dejetos bovinos para a partida de um reator para tratar resíduos alimentares, apontando o lodo anaeróbio proveniente de um reator UASB de estação de tratamento de esgoto com maior índice de aclimação de inóculo sobre o substrato, podendo verificar uma produção de metano crescente já nos primeiros dias. Ressalva ainda, que para melhores resultados, utilizar inóculo da mesma natureza do substrato, permite que a fase de aclimatização seja mais ágil, além de proporcionar melhores condições para o desenvolvimento microbiano. No entanto, ainda há muitas controvérsias sobre qual o melhor inóculo para aclimatar determinado substrato, bem como a proporção ótima entre eles.

3.2.2.8 Digestão anaeróbia de resíduos alimentares

A digestão anaeróbia de resíduos alimentares é um processo complexo que deve simultaneamente digerir carboidratos, proteínas e gorduras em um sistema de

simples estágio. O processo é influenciado estreitamente por diversos parâmetros chave, como temperatura, pH, concentração de AGV, de amônia, de nutrientes, entre outros. É extremamente importante manter os parâmetros chave em níveis apropriados por um longo tempo de operação (ZHANG et al., 2014).

3.3 BIOGÁS

O biogás apresenta características combustíveis, devido à presença do gás metano (CH_4) em sua composição, que possui um poder calorífico de aproximadamente 35.800 kJ/m^3 . No entanto, o metano é considerado um gás precursor do efeito estufa devido a reter calor na estratosfera 25 vezes a mais que o dióxido de carbono. Sendo assim, a recuperação energética do biogás caracteriza-se como ferramenta fundamental para o desenvolvimento sustentável, uma vez que permite oxidar o metano em dióxido de carbono, aproveitando seu poder calorífico e contribuindo para uma maior segurança energética (IPCC, 2014; MACHADO, 2011). Além do metano, o biogás também é composto por outros gases, como o dióxido de carbono (CO_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S), amônia (NH_3) e outros gases em concentrações traço. A Tabela 4 apresenta os principais constituintes do biogás e suas respectivas características.

Tabela 4. Propriedades dos elementos constituintes do biogás na combustão.

Componente	Teor	Observações
CH_4	50 – 75 %	Elevado poder calorífico; Baixo poder calorífico;
CO_2	25 – 50 %	Modifica as propriedades antidetonação quando usado em motores; Causa corrosão na presença de vapor d'água;
H_2S	0 – 0,5 %	Efeito corrosivo em estruturas metálicas; Emissão de SO_2 e H_2S em combustão incompleta;
NH_3	0 – 0,05 %	Emissão de NO_x na combustão; Aumenta as propriedades de antidetonação;
Vapor d'água	1 – 5 %	Causa corrosão em equipamentos;
N_2	0 – 5 %	Diminui o poder calorífico; Aumenta as propriedades antidetonação;
Siloxanos	0 – 50mg/m^3	Age como abrasivo e danifica motores;

Fonte: Deublein e Steinhäuser (2008).

O biogás pode ser usado em quaisquer atividades para geração de calor, força motriz e eletricidade (VERNA, 2002; PECORA, 2006). No entanto, para muitas aplicações do biogás é recomendado um refinamento, com a remoção de CO₂, água e H₂S, principalmente. Há de se mencionar que em alguns casos o biogás pode ser utilizado na forma *in natura*, como para a queima direta em caldeiras de cogeração, onde a remoção de contaminantes é menos necessária. Por outro lado, para usos mais nobres, como em células à combustível, a qualidade do biogás deve atender a padrões de qualidade mais criteriosos (ZANETTE, 2009). Não obstante, é interessante a remoção do H₂S e água, uma vez que reduzem drasticamente a vida útil dos componentes de aproveitamento, como tubulações, bombas, motores, etc.

Souza & Schneider (2016) relatam que níveis de H₂S acima de 250 ppm no biogás inviabilizam seu uso em motores de conversão, devido à intensa abrasão sobre as peças metálicas e deterioração de óleos lubrificantes. Além disso, após a combustão do biogás, são liberados os óxidos de enxofre (SO₂ e SO₃) que são ainda mais tóxicos que o H₂S (WEILAND, 2010). Da mesma forma, a importância em reduzir o teor de umidade do biogás se dá pela consequente condensação sob alta pressão que promove o desgaste das peças, bem como pela sua reação com os óxidos de enxofre resultando em ácido sulfuroso (H₂SO₃), que detém altíssimo poder corrosivo e é precursor da chuva ácida. Já quanto à necessidade da retirada do CO₂ é basicamente para elevar o valor energético do biogás, visto que a sua presença causa um efeito de diluição no poder calorífico do biogás (IEA - BIOENERGY, 2001).

No Brasil, o biogás é considerado um gás bruto, conforme a Resolução ANP nº 8/2015, portanto, necessita de refinamento para atender determinados requisitos do combustível comercial, denominado biometano (BRASIL, 2015). Ryckesbosch *et al.* (2011) relatam que o tratamento do biogás tem por intuito elevar seu valor comercial e, principalmente, energético.

A Tabela 5 apresenta as especificações do biometano frente às exigências da ANP.

Tabela 5. Especificações do biometano pela Resolução nº 8/2015 da ANP.

Características	Unidade	Limites	
		Região Norte	Demais Regiões
Metano	% v/v	90,0 a 94,0 mín	96,5 mín
Oxigênio	% v/v	0,8	0,5
CO ₂	% v/v	3,0	3,0
Gás Sulfídrico	mg/m ³	10	10
Ponto de orvalho	°C	-45	-45

Fonte: Adaptado de BRASIL (2015).

Conforme a Tabela 5 apresenta, verifica-se a necessidade de refino no biogás para que atenda as especificidades do combustível biometano. Para tanto, existem diversas tecnologias capazes de realizar o refino do biogás, retirando suas impurezas e elevando o poder calorífico.

3.3.1 Etapas do processo de purificação do biogás

Atualmente, existem diversas tecnologias disponíveis para o refino do biogás, removendo os componentes não combustíveis e, conseqüentemente, aumentando seu poder calorífico e valor comercial. Segundo Ryckesbosch et al. (2011), o processo de purificação consiste essencialmente em duas etapas principais:

- i) Remoção dos gases não combustíveis;
- ii) Enriquecimento de metano.

Basicamente, as etapas do processo se resumem em dessulfurização (remoção do ácido sulfúrico), secagem (drenagem da água) e retirada do CO₂. Segundo Souza & Schneider (2016), as características de cada etapa são:

- A dessulfurização é considerada a etapa fundamental para o aproveitamento do biogás e pode ser realizada por diferentes mecanismos, como a biodessulfurização, a lavagem química externa do biogás, a dessulfurização química interna e a dessulfurização com carvão ativado, sendo essa última a mais comercialmente utilizada. O objetivo dessa etapa é proteger todos os equipamentos envolvidos no processo da ação corrosiva do ácido sulfúrico presente no biogás.

- A secagem do biogás se faz necessária para evitar a ocorrência de condensação da água durante o processo, garantindo assim maior segurança e eficiência ao aproveitamento energético. As técnicas de secagem podem ser realizadas por condensação, adsorção ou absorção, sendo que todas apresentam vantagens e desvantagens de acordo às necessidades de refino.
- A retirada do CO₂ é para que o biogás atinja um maior grau de pureza (teor de metano acima de 96,5%, denominado biometano), permitindo à injeção nas redes de gás natural ou uso veicular. O CO₂ apresenta poder calorífico nulo e, portanto, a presença deste no biogás é prejudicial ao desempenho energético. A remoção do CO₂ compreende tecnologias mais avançadas e exige maior investimento frente às demais etapas, assim a escolha de determinada tecnologia deve levar em conta alguns fatores, tais como as perdas de metano, gasto energético, disponibilidade e preço de insumos.

Dessa forma, o processo de purificação do biogás abre novas possibilidades para sua aplicação, uma vez que ao atender as especificações do biometano, poderá ser injetado às redes de gás natural (GN), técnica essa que já vem sendo amplamente utilizada em diversos países. Portanto, mesmo que a purificação agregue custos à produção de biogás, ainda assim é viável, visto que o uso do biogás proporciona a redução na importação GN, além de inúmeras outras vantagens ambientais, econômicas e sociais. Do ponto de vista estratégico, fornece energia de maneira descentralizada e próxima aos pontos de geração, consiste em um combustível renovável e de baixo custo, além de reduzir drasticamente às emissões de gases poluentes (SCHUCH, 2012).

3.3.2 Aplicações do biogás

A tecnologia do biogás já vem sendo amplamente utilizada em diversos países. Na Europa, a capacidade instalada em plantas de aproveitamento de biogás ultrapassa 2000 MW, concentrada principalmente na Alemanha, Suécia e Reino Unido, sendo os países mais avançados com relação ao aproveitamento do biogás (REF). No Brasil, o aproveitamento do biogás ainda é incipiente, detendo uma capacidade de pouco mais que 86 MW provenientes principalmente do biogás de RSU (ANEEL, 2016).

Na Região Oeste do estado do Paraná, desenvolveram um moderno e diversificado sistema de exploração do biogás, que integra os biodigestores de produtores rurais em linhas de gasoduto de baixa pressão, direcionando o biogás gerado para uma Minicentral Termelétrica (MCT). Nesta central, ocorre o processo de purificação do biogás que é convertido a eletricidade e calor para secagem de grãos. O projeto recebe o biogás de 33 produtores rurais, totalizando aproximadamente 821,8 m³/dia. Além disso, o gás metano não emitido a atmosfera, pode ser convertido, anualmente, em toneladas equivalentes de CO₂ e ser comercializado através de projetos de mecanismos de desenvolvimento limpos (MDL), elevando assim a viabilidade econômica do sistema (SCHUCH, 2012).

A Itaipu Binacional (IB) em conjunto com o Centro Internacional de Energias Renováveis (CIBiogás - ER) vem investindo no desenvolvimento e na expansão da tecnologia do biogás no Brasil. Recentemente, desenvolveram uma parceria que consiste na instalação da Unidade de Demonstração de Biometano com o intuito de tratamento da biomassa residual proveniente das podas de grama, resíduos de restaurante e parte do efluente sanitário gerados pelas instalações da IB. Além de tratar os resíduos, estarão produzindo biogás que será convertido à biometano para atender a frota de automóveis e gerar energia térmica.

3.3.3 Estimativas de produção de biogás

De maneira geral, a produção diária de biogás depende da quantidade de sólidos voláteis na carga de alimentação do biodigestor, já que os SV representam parte dos sólidos totais suscetíveis a serem biodegradados e convertidos em biogás. Portanto, o método mais utilizado para estimativas de geração de biogás é com base no teor de sólidos voláteis, permitindo assim verificar a viabilidade de produção de biogás a partir de determinado substrato.

A Tabela 6 apresenta o potencial metanogênicos para diferentes substratos.

Tabela 6. Potencial metanogênico de diferentes substratos.

Material	Potencial	Fonte
	Metanogênico (m ³ CH ₄ .kgSV ⁻¹ b.s)	
Palha de trigo	0,522	Hashimoto, 1986
Frutas	0,180 a 0,732	Gunaselaan, 2004
Vegetais	0,190 a 0,400	
Fração orgânica de RSU	0,489	Mata-alvarez 2002
Resíduos alimentares	0,525	Lissens <i>et al.</i> , 2004
Leguminosas	0,211	Raposo <i>et al.</i> , 2006
Resíduos alimentares	0,363	Neves <i>et al.</i> , 2006
Resíduos alimentares	0,479	Zhang <i>et al.</i> , 2011
Resíduos alimentares	0,410	Zhang <i>et al.</i> , 2013
Resíduos de peixe	0,441 a 0,482	Kafle <i>et al.</i> , 2013
Resíduos de cervejaria	0,316	
Resíduos de pão	0,306	
Esterco suíno bruto	0,568	Amaral <i>et al.</i> , 2016
Esterco de bovino leiteiro	0,204	Kafle e Chen, 2016
Esterco de cavalo	0,155	
Esterco de bode	0,159	
Esterco de frango	0,259	
Esterco suíno	0,323	

Verifica-se na Tabela 6 que os resíduos alimentares possuem um bom potencial para a produção de biogás, apresentando valores de produção específica de metano acima da maioria dos substratos. Essa estimativa pode ser feita mediante estudos experimentais, realizada em reatores de bancada (escala de laboratório), como o ensaio *Biochemical Methane Potential* (BMP), que visa biodegradar o substrato e paralelamente mensurar a produção específica de metano por unidade de carga orgânica (DQO ou Sólidos Voláteis, principalmente).

As estimativas também podem ser baseadas na composição do substrato. O IEA - Bioenergy (2009) relatam que, em média, 72,5% das proteínas e 70,5% das

gorduras são transformados em CH₄. Os carboidratos, por sua vez, são convertidos em um significativo volume de biogás com 52,5% de teor de metano. Ainda assim, vale ressaltar que a composição e quantidade de biogás depende fundamentalmente da natureza do substrato, do modelo do biodigestor e das condições de operação.

3.3.4 Ensaio BMP

O Ensaio BMP (Biochemical Methane Potential) apesar de ainda não ser internacionalmente normatizado, é um método analítico de referência quando o intuito é obter maiores detalhes sobre a transformação de materiais orgânicos em metano (MACIEL, 2009). O processo de digestão anaeróbia é realizado sob condições ótimas de degradação, podendo ser considerado um processo de digestão anaeróbia acelerado (HENRIQUES, 2004).

O procedimento consiste basicamente no monitoramento da biodegradabilidade do substrato, da ativação do lodo, da produção diária de biogás e de possíveis inibições durante o processo de digestão anaeróbia (ANGELIDAKI et al., 2009). Os primeiros métodos baseiam-se na medição de metano por deslocamento de um líquido, ou por deslocamento de êmbolos de seringas de vidro, ou ainda por meio da medição da pressão por meio de manômetros acoplados nos reatores (ALVES, 2008). O processo geralmente é realizado em reatores de bancada alimentados com suplementos nutricionais, compostos de nitrogênio, de sódio e de fósforo, solução de macro e micronutrientes, inóculo e a solução biodegradável (substrato). O ambiente interno dos reatores é mantido em anaerobiose estrita, por meio da remoção do oxigênio atmosférico com a injeção de N₂ ou outro gás inerte no interior dos frascos reatores (OWEN *et al.*, 1979). Logo, os reatores permanecem incubados em temperatura constante por um tempo de retenção hidráulica (TRH) mínimo de 30 dias para substratos simples e de 120 dias para substratos lignocelulósicos ou recalcitrantes, embora a norma ASTM E2170-01 recomende um TRH de 51 dias ou até que a produção de gás assuma estabilidade (MELO, 2010). Nos ensaios BMP realizados por Gunaseelan (2004), foram utilizados resíduos de frutas e vegetais como substrato obtendo-se curvas de geração de metano que representam mais de 90% do total de metano gerado em um período de 30 a 40 dias. Ou seja, o TRH pode variar em função das características de cada experimento.

De forma geral, o ensaio por ser realizado em diferentes temperaturas: 10 a 20°C (psicrofílico), 20 a 37°C (mesofílico) e de 37 a 70°C (termofílico). A relação inóculo:substrato a ser utilizado depende dos objetivos da pesquisa, sendo calculada a partir do teor de sólidos voláteis das amostras, como 1:1 ou 1:3, por exemplo. Vale ressaltar que é fundamental realizar esse tipo de experimento em triplicata devido à grande variabilidade dos resultados quando se estuda sistemas com organismos vivos. No entanto, as variações nas configurações do experimento BMP muitas vezes geram resultados diferenciados, que impedem comparações mais consistentes (ANGELIDAKI et al., 2009).

Todavia, o objetivo principal do ensaio é obter a produção específica de metano, usualmente, mensurando-se o volume de metano que foi possível obter a partir de uma quantidade (em peso) de sólidos voláteis reduzidos (SVr) do substrato (HAMILTON, 2012).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

A abordagem metodológica deste projeto consistiu em intensiva pesquisa de teórica, exploratória e descritiva, de modo a contextualizar a atual situação do manejo dos resíduos alimentares no Brasil e no mundo, apresentando a tecnologia de digestão anaeróbia como alternativa de tratamento e para geração de energia. Foram realizadas participações em seminários, congressos e eventos relacionados ao tema, e o desenvolvimento da parte laboral foi desenvolvida nas extensões da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, *campus* Cascavel.

4.1 CARACTERIZAÇÕES DO SUBSTRATO E DO INÓCULO

Os resíduos alimentares foram fornecidos por um restaurante popular do município de Cascavel (PR), apresentado na Figura 2, localizado nas coordenadas 24°57'31.6"S 53°27'02.8"W, que serve em média 700 refeições por dia, constituídas principalmente de cereais, massas, frutos, verduras, embutidos e carnes.



Figura 2. Localização do município de Cascavel – Paraná.

Fonte: IBGE, 2016.

A rotina de coleta foi semanal, sendo realizada toda quarta-feira durante o tempo do experimento. Após coletados, os resíduos alimentares eram segregados (retirada de ossos e caroços), processados em um liquidificador operado em rotações

de 2000 e 22000 RPM para reduzir o tamanho das partículas, acondicionados em garrafas de PET de 2 litros e permaneceram em refrigerador a -18°C , de modo a preservar suas características para as alimentações nos dias que não eram efetuadas coletas do substrato. A alimentação ocorreu de segunda a sexta-feira, dias que o restaurante serve, portanto, gera resíduos. A frequência de alimentação foi adotada em função da geração dos resíduos pelo restaurante.

O inóculo utilizado foi fornecido uma cooperativa que possui biodigestor anaeróbio para o tratamento dos dejetos da suinocultura.

4.2 PARTIDA DO BIODIGESTOR E FREQUÊNCIA DE ALIMENTAÇÃO

A partida do processo anaeróbio no biodigestor protótipo foi realizada com o auxílio do efluente de um biodigestor anaeróbio em operação alimentado com dejetos da suinocultura de uma cooperativa da região. A inoculação se deu na proporção de 1:210:195 (v/v) em substrato (resíduos alimentares), inóculo e água, respectivamente. Portanto, o percentual de inóculo utilizado na mistura foi acima da recomendação contida na metodologia apresentada por Foster-Carneiro, Perez e Romero (2008). A partir disso, arbitrou-se uma baixa carga orgânica e monitorou-se o pH e a relação AV/AT, para orientação quanto ao nível da carga a ser aplicada. A partir dos resultados obtidos, foi-se variando a frequência e intensidade da carga orgânica a ser adicionada para o desenvolvimento e adaptação dos microrganismos presente nos compostos em fermentação. Se os resultados do pH e AV/AT apresentavam-se adequados procedia-se um aumento, gradativo, de carga. Caso contrário, reduzia-se a carga.

O biodigestor recebeu alimentações diárias (exceto aos sábados e domingos) de substrato com as mesmas características, variando-se apenas os volumes que foram gradativamente aumentados até atingir a estabilização do processo, quando foi possível obter os maiores teores de metano. Os indicadores para o aumento diário de carga orgânica e de estabilidade do processo foram o pH, relação acidez volátil e alcalinidade total (AV/AT) e produção de biogás. Após atingir a estabilização do processo de digestão anaeróbia no biodigestor, deu-se início a etapa de análises durante 51 dias.

Para o processo de alimentação, primeiramente efetuou-se o descongelamento dos resíduos alimentares nos respectivos dias de alimentação, nas quantidades

necessárias para alimentar o biodigestor e coletar amostras às análises físico-químicas de entrada. Após o biodigestor ser alimentado, no duto de saída (Figura 2) era expurgado uma quantidade próxima do substrato inserido, desta coletava-se uma amostra e armazenava-a para ser submetida às análises de caracterizações físico-químicas de saída ou a submetia aos ensaios pertinentes à estabilidade do biodigestor.

4.3 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS

Foram coletadas as amostras de entrada e saída três vezes por semana, às segundas, quartas e sextas-feiras, por um período de 51 dias após estabilização do biodigestor sob carga adequada, totalizando 21 coletas.

As amostras foram armazenadas em refrigerador a -18°C para preservar suas características até a realização dos ensaios. As análises das variáveis de monitoramento para o aumento da carga, de estabilidade e das frações sólidas foram desenvolvidas no Laboratório de Saneamento na UNIOESTE - *Campus* Cascavel e todas as análises foram realizados conforme as normas estabelecidas no APHA (2005), descritas na Tabela 7.

Tabela 7. Metodologia de análises dos parâmetros e composição do biogás.

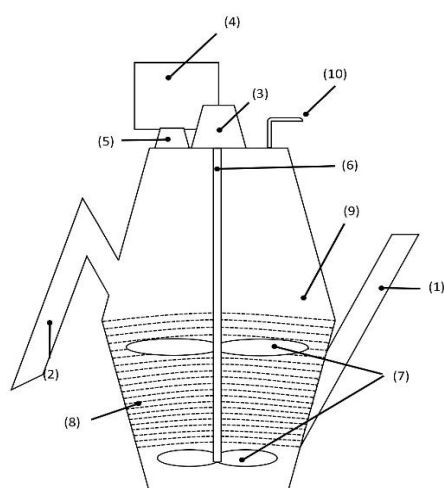
Variável	Unidade	Método
T	°C	Termômetro digital
pH	-	Potenciométrico ⁽¹⁾
DQO _{total}	mg O ₂ L ⁻¹	Colorimétrico Fluxo fechado ⁽¹⁾
SV	mg L ⁻¹	Gravimétrico ⁽¹⁾
AV	mg CH ₃ COOHL ⁻¹	Titulométrico ⁽¹⁾
COT	mg L ⁻¹	COT = SV/1,8 (base seca) ⁽³⁾
NTK	mg L ⁻¹	Destilação ⁽¹⁾
AT	mg CaCO ₃ L ⁻¹	Titulométrico ⁽¹⁾
Composição do biogás	CH ₄ e CO ₂ (%)	Cromatografia a gás ⁽²⁾

Fonte: ⁽¹⁾ APHA (2005); ⁽²⁾ Vaz *et al.* (2003); ⁽³⁾ Cornell Composting (1996).

4.4 PROTÓTIPO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO

O protótipo de biodigestor anaeróbio com volume de 408 L foi projetado e montado pela empresa BioKöhler® Biodigestores, situada no município de Marechal Cândido Rondon, PR. A fabricante disponibilizou o protótipo com câmara de digestão, serpentina interna de aquecimento, balão vinil de para o armazenamento biogás, agitador mecânico com temporizador e painel elétrico de acionamento.

Na UNIOESTE, o biodigestor foi complementado com boiler de aquecimento da água de recirculação pela serpentina interna do biodigestor para manutenção da temperatura, e também foi instalado um manômetro de tubo em U para monitorar a pressão interna do biodigestor. O aquecimento da água no boiler foi feito com três aquecedores elétricos com potência de 200W, visando manter a temperatura interna do biodigestor constante em $29 \pm 0,5$ °C e impedir que as oscilações de temperatura ambiente interferissem na produção de biogás.



- | |
|--------------------------------------|
| 1: Entrada |
| 2: Saída |
| 3: Motor elétrico |
| 4: Painel de Controle |
| 5: Sensor de temperatura |
| 6: Eixo de rotação |
| 7: Pás de agitação |
| 8: Serpentina Interna de Aquecimento |
| 9: Câmara de digestão |
| 10: Saída de biogás |

Figura 3. Foto e esquema do protótipo de biodigestor anaeróbio.

Fonte: Autor.

Conforme apresentado na Figura 3, o eixo vertical de rotação era dotado de quatro pás de agitação, duas no fundo e duas na altura intermediária do biodigestor. O eixo também é equipado com um redutor de velocidade conectado ao motor elétrico com potência de 24 V, que era acionado por um temporizador durante 15 minutos a cada hora, totalizando vinte acionamentos do agitador por dia, de modo a promover a homogeneidade da biomassa.

As serpentinas internas serviam para conduzir a água aquecida do boiler para dentro do reator promovendo a troca de calor da água com a biomassa e manter a

temperatura interna constante à $29 \pm 0,5$ °C. A eletrobomba era responsável pela recirculação da água e era acionadas pelo painel de controle, integrado ao sensor de temperatura, que acionava a recirculação quando o sensor de temperatura média temperaturas abaixo de 28,5 °C e desativada quando o sensor media 29,5 °C.

4.5 ANÁLISES DO BIOGÁS

A medição da vazão do biogás foi realizada por meio de um medidor de gás natural fabricado pela LAO Indústria® modelo G1, com vazão horária máxima e mínima variando entre 2,300 e 0,020 m³, respectivamente. O biogás produzido diariamente era armazenado em um balão de plástico (vinil) com capacidade de 1 m³ para acumular o volume suficiente para sensibilizar o medidor de gás, visto que a vazão de biogás do biodigestor é menor que a vazão mínima de leitura do medidor ($< 20 \text{ L.h}^{-1}$). Quando o balão se apresentava totalmente inflado, o que ocorria a cada 4 dias, era realizada a expurga do biogás e mensurada sua vazão no medidor, procedimento que levava em torno de 90 minutos. Logo, obteve-se a produção de biogás, e a produção específica de biogás em litros por grama de sólidos voláteis reduzidos (L.gSVr^{-1}) e por DQO reduzida (L.DQO^{-1}).

As análises qualitativas do biogás foram realizadas com o uso do analisador portátil LANDTEC GEM™ 5000, com frequência de três vezes por semana, sendo verificados os teores de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e sulfeto de hidrogênio (H₂S). Para maior credibilidade dos resultados obtidos pelo analisador automático, foram realizadas análises do biogás no CG (descrito no item 4.6.2 da metodologia), que apresentaram valores bastante próximos aos obtidos pelo analisador automático, validando assim os dados obtidos.

4.6 ENSAIO DO POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO (BMP)

O ensaio BMP (*Biochemical Methane Potential*) consistiu na avaliação na produção específica de metano a partir dos resíduos alimentares. Esse ensaio é usualmente utilizado para avaliar a capacidade que diferentes substratos têm para produzir metano sob condições ótimas (OWEN et al., 1979; ANGELIDAKI et al., 2009; HAMILTON, 2012).

Para o experimento, utilizaram-se frascos reatores de bancada próprios à verificação do potencial de geração de biogás. Cada reator consistiu de um frasco de borossilicato com volume de 250 mL, com tampas de polipropileno adaptadas com dois registros, um para mensurar o produção de biogás e o outro para a expurga e para coleta do biogás gerado durante o processo de digestão anaeróbia, conforme metodologia proposta por Alves (2008) Em um dos registros foi acoplado um manômetro para medição da pressão interna, com leitura máxima de pressão igual a 2,5 kgf.cm⁻² e escala de 0,10 kgf.cm⁻², conforme apresentado na Figura 4.6.1.

Foram realizados 2 tratamentos: o tratamento A (controle) constituiu-se apenas do inóculo; já o tratamento B constituiu-se de uma mistura de inóculo e substrato, ambos trabalhados em triplicata, conforme sugerido por Angelidaki et al. (2009), para que possuam significância estatística. O esquema de alimentação dos reatores está apresentado na Tabela 8.

Tabela 8. Esquema de alimentação dos reatores batelada

Reatores	Volume Substrato	Volume Inóculo	Inóculo:substrato	Sólidos Voláteis
	mL		gSVinóculo/gSVsubstrato	g/L
A	0	100	1:0	11,62
B	0,9	100	1:1	14,05
Inóculo	-	-	-	11,62
Substrato	-	-	-	127,19

Após cada frasco reator receber a respectiva amostra de substrato e inóculo, as tampas foram hermeticamente fixadas nos vidros e uma corrente de gás nitrogênio (N₂) foi recirculada no *headspace* de cada frasco reator por cerca de quatro minutos, conforme a Figura 4, de modo a garantir a anaerobiose do meio.

Os resíduos alimentares (substrato) utilizados no ensaio BMP foram os mesmos do reator protótipo contínuo; e o inóculo foi coletado diretamente do reator protótipo, que operava a digestão anaeróbia mesofílica dos resíduos alimentares. Optou-se por utilizar o inóculo do reator protótipo uma vez que este é da mesma natureza do substrato, permitindo assim que a fase de aclimação seja mais ágil, além de proporcionar melhores condições para o desenvolvimento microbiano. No entanto, ainda há muitas controvérsias sobre o melhor inóculo para determinado

substrato, bem como a proporção ótima entre eles (ARAMAL et al., 2008; SILVA, 2014).

Para o tratamento B, foi estipulada a proporção de 1:1 de resíduo:inóculo para realizar a interação dos resíduos alimentares com os microrganismos, de modo a estudar a taxa de degradação. De forma geral, a proporção adequada de resíduo:inóculo deve ser uma quantidade de inóculo ligeiramente maior que a de substrato (SILVA, 2014).

Todos os reatores foram diariamente agitados manualmente por cerca de 3 minutos de modo a garantir um maior contato dos microrganismos com o substrato (ANGELIDAKI et al., 2009).

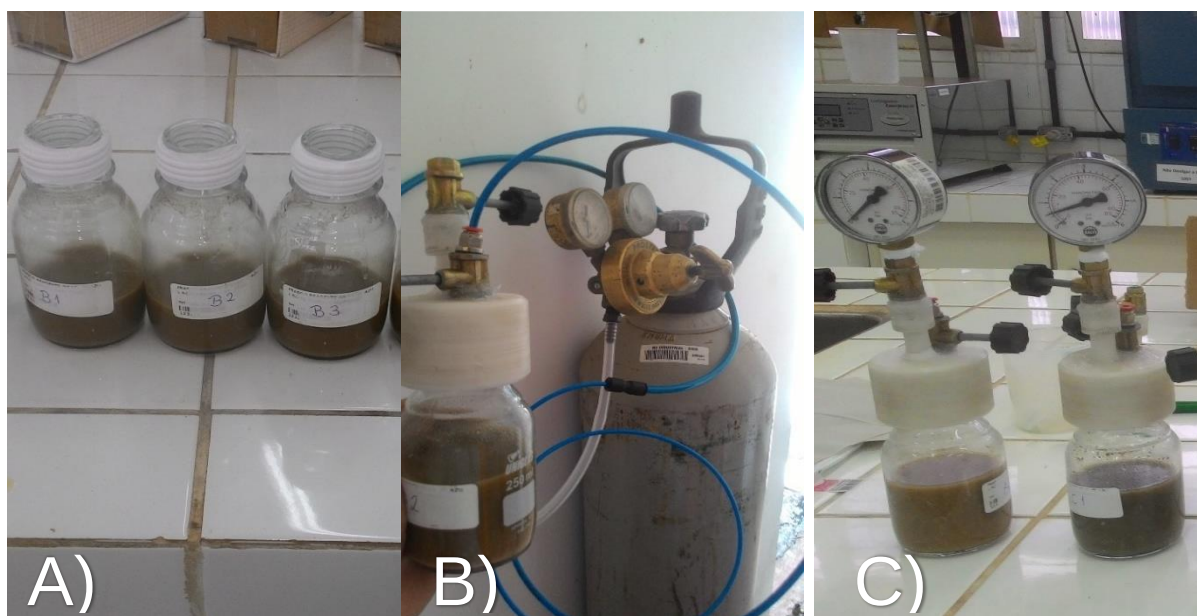


Figura 4. A) alimentação dos frascos reatores com suas respectivas amostras; B) recirculação de N₂ no interior dos frascos reatores; C) acoplamento do manômetro nos reatores para medição das pressões internas dos frascos.

Fonte: Autor.

A partir disso, os reatores foram incubados em estufa microbiológica sob temperatura constante de 32 ± 2 °C, por um período de 30 dias.

4.6.1 Coleta e tratamento dos dados de geração de biogás do Ensaio BMP

Para os cálculos de volume de biogás gerado, foram monitoradas e anotadas diariamente as seguintes variáveis:

- a) Pressão interna dos reatores BMP, em kgf.cm^{-2} ;
- b) Temperatura do sistema na estufa, que foi constante e igual a $32 \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$;
- c) Dados de pressão atmosférica local, obtida através do *site* do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET, de uma estação meteorológica localizada nas proximidades do *campus* da UNIOESTE - Cascavel.

Com esses dados, a pressão interna dos frascos foi convertida em termos de volume de biogás gerado, por meio das equações (6) e (7). Os valores de volume foram corrigidos às Condições Normais de Temperatura e Pressão - CNTP (MACIEL e JUCÁ, 2011):

$$\text{Gerado entre T e (T + 1)} = \left[\frac{\text{PF} \times \text{VUF} \times 22,41}{83,14 \times \text{TF}} \right] \times 1000 \quad (6)$$

Onde:

T = Tempo (dias)

PF = Pressão do frasco em milibar (mbar)

VUF = Volume Útil do Frasco em litros (L)

TF = Temperatura do Frasco em Kelvin (K)

$$\text{Volume acumulado VA} = \text{Gerado entre T e (T + 1)} + \text{VGA} \quad (7)$$

Onde:

VA = Volume Acumulado (mL)

VGA = Volume de biogás acumulado do dia anterior (mL)

Dessa forma, obteve-se o volume de biogás gerado durante os 30 dias de digestão anaeróbia, em CNTP.

4.6.2 Cromatografia de fase gasosa para o biogás do Ensaio BMP

Para as análises dos teores de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) do biogás gerado nos reatores de bancada, foi realizada a coleta do biogás no décimo

dia do experimento e armazenados em ampolas gasométricas de 37 mL, desenvolvidas pela empresa Construmaq São Carlos (Figura 5). O procedimento de coleta consistiu na captura do biogás do interior dos reatores por meio de um kit de transferência, constituído de um sacador de pistão, tubo de transferência e uma sonda, que permitiram transferir o biogás do interior dos reatores diretamente para dentro da ampola sem que houvesse contato com o ar atmosférico. Esse sistema é bastante recomendado para trabalhos com escassez de amostra, como é o caso desse estudo que utilizou baixas quantidades de matéria orgânica nos reatores, consequentemente, resultando em pequenos volumes de biogás (CONSTRUMAQ, 2017).

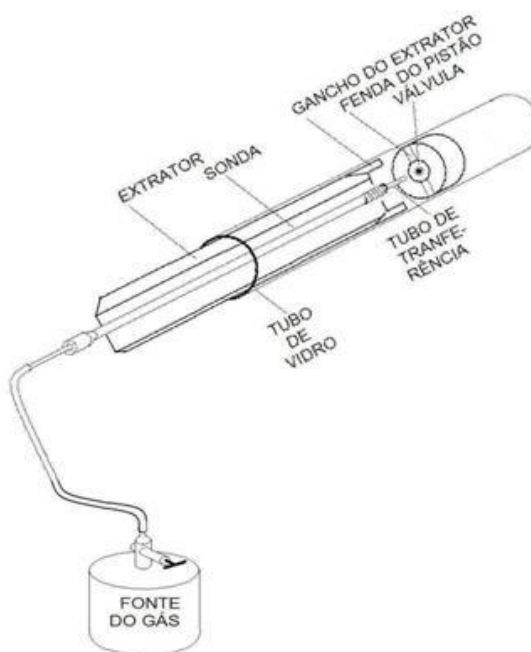


Figura 5. Ampola gasométrica e kit de transferência de biogás.

Fonte: CONSTRUMAQ, 2016.

Após a captura, as alíquotas do gás que foram coletadas em seringa com dispositivo de trava (Sigma®) diretamente na sonda das ampolas gasométricas. Os constituintes do biogás (dióxido de carbono e metano) foram determinados por cromatografia gasosa em sistema Shimadzu® 2010 equipado com coluna capilar Carboxen® 1010 plot (30 m x 0,53 mm x 0,30 µm). Como gás de arraste foi utilizado argônio com vazão de ar de make-up de 8 mL.min⁻¹. Foram injetados 500 µL de

amostra e a temperatura do injetor foi ajustada para 200 °C. A detecção foi realizada em detector de condutividade térmica (TCD) à temperatura de 230 °C. O forno foi programado para operar à temperatura inicial de 130 °C, sendo aquecido a 135 °C à uma taxa de 46 °C.min⁻¹ durante 6 minutos.

4.6.3 Análise estatística e construção de gráficos.

A análise estatística foi efetuada através do programa R que constou de análise de variância simples e de comparação de médias, pelo método de Tukey, a 5% de significância. Os gráficos foram elaborados com os programas R (versão 2.13.0) e Microsoft Excel 2016.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÕES DO SUBSTRATO E DE INÓCULO

As características do resíduo alimentar utilizado no experimento estão apresentadas na Tabela 9, juntamente com os dados obtidos por diferentes autores que também utilizaram resíduo alimentar como substrato para a produção de biogás. Todos os dados foram validados estatisticamente, apresentando coeficiente de variação abaixo de 0,5%.

Tabela 9. Caracterização comparativa do resíduo alimentar.

Componente	Zhang et al., 2007	Zhang et al., 2011	Zhang et al., 2013	Presente Estudo
pH	NC	6,5	4,2	5,98
ST	30,9 %	18,1 %	23,1 %	15,28 %
SV	26,35 %	17,1 %	21,0 %	13,02 %
SV/ST	85,30 %	94 %	100 %	85,21 %
C/N	14,8	13,2	24,5	18,81
C total	46,78 %	46,67 %	NC	44,4 %
N total	3,16 %	3,54 %	NC	2,36%

NC: Nada consta.

Segundo Zhang et al. (2007), não existem variações significativas entre o efluente e afluente do processo de digestão anaeróbia quanto à concentração de nutrientes. De fato, os microrganismos consomem nutrientes em seus respectivos metabolismos, ainda assim, os micro e macro nutrientes permaneceram em níveis bastante semelhantes. Neste estudo, obteve-se um pH de 5,98 para os resíduos alimentares, valores dentro dos limites encontrados na literatura, assim como Zhang et al. (2013) encontraram o valor de 4,2 para os resíduos alimentares, valores significativamente ácidos que podem inibir a atividade dos microrganismos.

Quanto a fração orgânica dos resíduos alimentares, evidenciada pela concentração de sólidos voláteis, obteve-se o percentual de 85,21 %, valor próximo

aos encontrados por Zhang et al. (2007) e Zhang et al. (2011), que encontraram 85,30 e 94 %, respectivamente. Isso evidencia, portanto, a presença de materiais passíveis de serem convertidos em metano.

Quanto a relação C/N, foi encontrado o valor de 18,81 que é ligeiramente próximo ao limite inferior desejado à digestão anaeróbia, dado que a relação C/N é referente à capacidade de digestão, onde uma relação adequada para o desenvolvimento dos microrganismos estaria contida na faixa de 20 a 30 (VERNA, 2002). Ainda assim, nota-se que o valor obtido neste estudo está próximo aos encontrados na literatura para resíduos alimentares. Isso se deve às concentrações de carbono e nitrogênio, que foram bastante similares às encontradas por Zhang et al. (2007) e Zhang et al. (2011).

A Tabela 10 apresenta as características do inóculo utilizado na partida do biodigestor protótipo.

Tabela 10. Caracterização do inóculo (dejeito suíno).

Componentes	Valores
	(base em peso seco)
pH	7,83
ST	25,5%
STF	18,4 %
SV/ST	72,15 %

Conforme os dados apresentados na Tabela 10, o dejeito suíno que foi utilizado como inóculo para a partida do biodigestor protótipo apresentou um pH na faixa de 7,83, valor próximo ao desejado para o processo de digestão anaeróbia, que conforme Silva (2014) deve ser próximos a 7, fundamental para garantir a aclimação do inóculo na partida de reatores anaeróbios. Inclusive, considerando o pH do inóculo contribuiu para neutralizar o pH do resíduo alimentar, que apresentou o valor de 5,68.

Vale ressaltar que o teor de voláteis do inóculo, em relação aos sólidos totais, apresentou o valor de 72,15% denotando a presença de material orgânica passível de ser digerido, pois conforme Decottignies et al. (2005), um resíduo pode ser considerado mineralizado apenas quando apresentar teores de sólidos voláteis na faixa de 10 a 17,4%.

Os resíduos alimentares são considerados substratos orgânicos promissores para a digestão anaeróbia, devido ao alto potencial na produção de metano (NEVES, OLIVEIRA e ALVES, 2009). No entanto, inibições podem ocorrer ao se biodigerir unicamente resíduos alimentares por longo tempo de operação. As razões para a inibição são o desbalanceamento de nutrientes na fermentação, isto é, os elementos traço (Zn, Fe, Mo, etc.) são insuficientes, os macronutrientes (Na, K, etc.) são excessivos (ZHANG et al., 2011; ZHANG, SU e TAN, 2013; EL-MASHAD e ZHANG, 2010) e a relação C/N dos restos de alimentos, ao valor de 18,81, está dentro dos limites desejados (SOSNOWSKI et al., 2003). Vários pesquisadores mencionam vantagens da co-digestão quando comparadas as digestões anaeróbias conduzidas com substrato único (XU; LI, 2012; LUSTE et al., 2012; XIA et al., 2012; GIRAULT et al., 2012; RUGHOONUNDUN et al., 2012).

Zhang et al. (2013a) encontraram que a co-digestão de resíduos alimentares com dejetos bovinos não somente aumenta a capacidade de carga orgânica, mas também promove o rendimento de metano em digestão semi-contínua. A alta capacidade tampão da co-digestão foi observada devido ao aumento da concentração de amônia nos dejetos. Além da amônia, a alcalinidade de bicarbonatos é fundamental na digestão anaeróbia, pois é um parametro que possibilita a neutralização dos ácidos formados durante o processo e o tamponamento do pH, em eventuais acúmulos de ácidos voláteis no biodigestor (CHERNICHARO, 2007).

A composição das substâncias orgânicas, tais como proteínas e carboidratos, constituem-se normalmente da parte mais facilmente disponível aos microrganismos, por outro lado, compostos lignocelulósicos caracterizam-se por serem de difícil degradação. Conforme a literatura, resíduos alimentares são ricos em lipídios, com cerca de 5,0 g L⁻¹ (ZHANG et al, 2013a). No entanto, os lipídeos são de difícil biodegradação, sendo considerados fator limitante nestes processos. Alguns pesquisadores atribuem a falência da digestão anaeróbia à alta concentração de lipídeos (NEVES, OLIVEIRA E ALVES, 2006; OHA e MARTIN, 2010).

5.2 ENSAIO *BIOCHEMICAL METHANE POTENTIAL* - BMP

A determinação do potencial bioquímico de produção de metano dos resíduos alimentares, que se refere ao rendimento na produção de metano, foi avaliada a partir

da construção de gráficos de taxa de geração e de volume acumulado. Todos os volumes de metano provenientes dos reatores batelada foram corrigidos às CNTP. A Figura 6 apresenta os gráficos a e b, que se refere à produção de biogás dos tratamentos realizados no ensaio BMP.

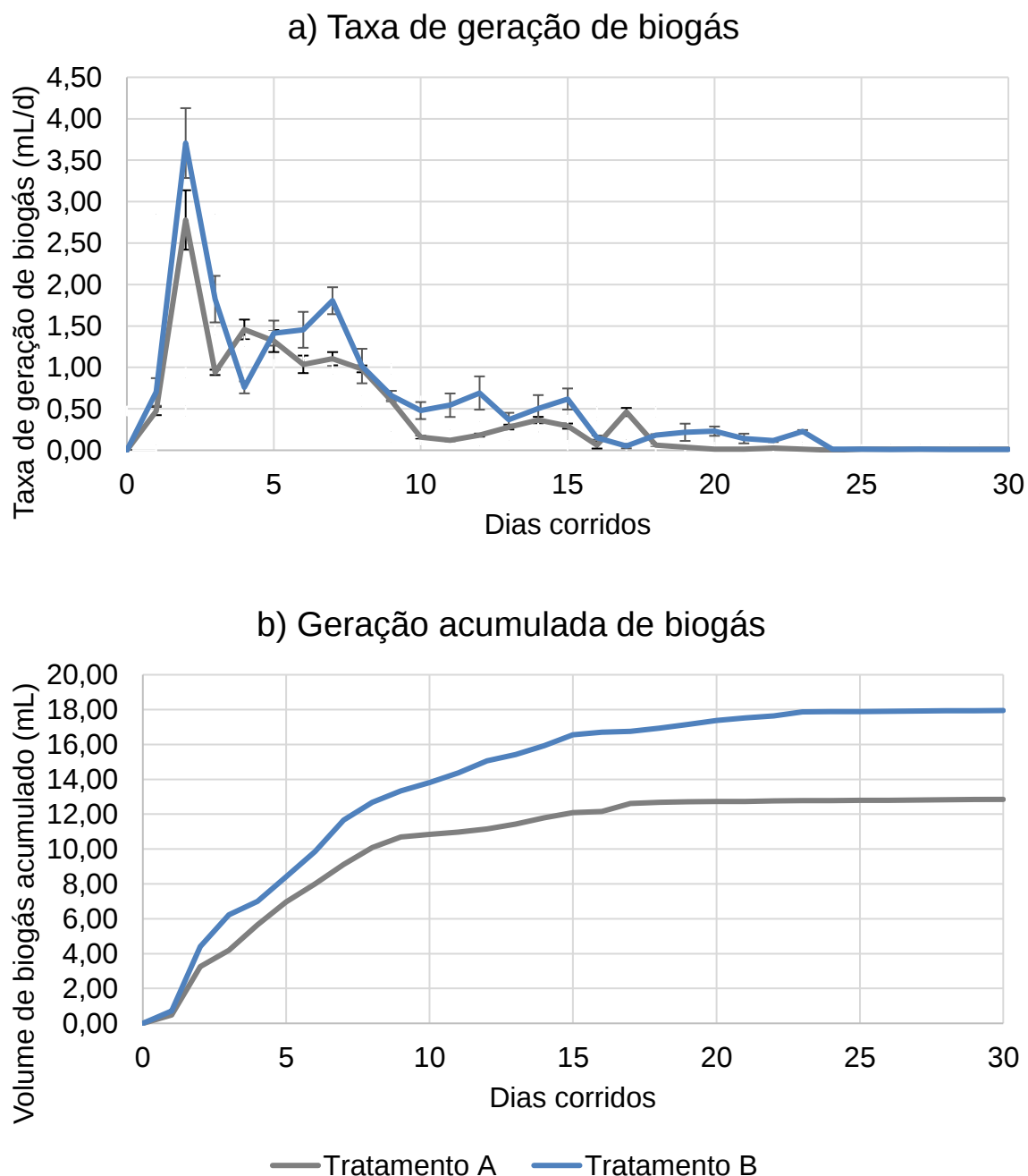


Figura 6. Geração de biogás dos resíduos alimentares: a) taxa de geração; e b) geração acumulada.

Fonte: Autor.

Os resultados dispostos na Figura 6, representam as médias e desvios dos tratamentos A e B, que apresentaram coeficientes de variação (CV) de 0,28 e 1,79, respectivamente.

É possível verificar na Figura 6 a velocidade de degradação dos resíduos alimentares, bem como a estabilidade da produção de biogás próximo ao 25º dia, que conforme Melo (2010) pode ser utilizado como indicador para a finalização do ensaio de BMP. A queda na produção de biogás no 25º dia de operação dos reatores BMP também foi observada por Silva (2015), que avaliou a biodegradabilidade de resíduos lácteos, e obteve a maior geração de biogás no 15º dia de operação dos reatores, evidenciando que o ensaio BMP conseguiu gerar resultados consistentes em até 30 dias.

Nota-se na Figura 6 um pico na produção de biogás já nos primeiros dias do ensaio, isso se deve às condições anaeróbias no início do experimento, realizada por meio da recirculação de N₂ no interior dos frascos reatores que tornou o ambiente favorável ao desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios e propício à atividade das metanogênicas (FIRMO, 2013). Pode-se justificar tais picos também devido à presença de substâncias solúveis facilmente biodegradáveis e ao elevado volume de inóculo, que permitiram uma hidrólise mais rápida, conseqüentemente, tornando o substrato rapidamente disponível às metanogênicas, que por sua vez, os converteram em metano (PARAWIRA et al., 2004; FERREIRA, 2013; SILVA, 2014).

Angelidaki et al. (2009) apontam ainda que o tamanho das partículas é um parâmetro importante na taxa de produção de biogás, em virtude da redução da granulometria da amostra contribuir para uma maior reatividade da amostra e acelerar o tempo de degradação, fundamentais para estudos em escala laboratorial, como foi o caso desse experimento. Visando a homogeneidade da amostra de resíduos, os resíduos foram triturados, possibilitando assim aumentar a área superficial das partículas e promover maiores produções de biogás.

O tratamento B (resíduo alimentar + inóculo) continha aproximadamente 20% a mais em concentração de sólidos voláteis do que o tratamento A (inóculo puro), conforme apresentado na Tabela 8, ainda assim, o pico de geração inicial de ambos os tratamentos foi bastante similar, denotando que não ocorreram inibições ou adversidades com o desenvolvimento dos microrganismos no sistema. Ou seja, pode-

se considerar como um indicativo de que o inóculo conseguiu aclimatizar-se nos reatores e, sobretudo, consumir o substrato disponível (SILVA, 2014).

Quanto a produção de metano, o tratamento B apresentou uma média 19,6% maior que a produção do tratamento A, que ocorreu devido à maior disponibilidade de material orgânico e às interações do inóculo com o substrato, pois onde há maior concentração de matéria orgânica remanescente no meio, mais rápida se processa a taxa de estabilização (ou biodegradação) e, portanto, havendo uma maior produção de biogás (VON SPERLING, 1996).

Os reatores, em geral, apresentaram resultados bastante semelhantes aos encontrados na literatura, com picos de geração logo no início do experimento e, ao longo do ensaio, as curvas começam a apresentar tendência à estabilidade da produção de metano. Assim como nos ensaios realizados por Alves (2008) operando reatores BMP com RSU de diferentes idades, que obteve a maior produção de biogás até o 5º dia em todos os ensaios. Firmo (2013) também apresentou resultados bastante semelhantes ao biodegradar resíduos alimentares em reatores BMP, identificando as maiores taxas de geração de biogás até o 10º dia de ensaio. Von Sperling (1996) explica que, conforme se reduz a quantidade de matéria orgânica no reator, as taxas de degradação do resíduo e de geração de metano se tornam menores.

Em média, os tratamentos A e B apresentaram uma concentração de metano no biogás de 68,74% e 57,48%, respectivamente. Os valores estão contidos na faixa desejável, visto que, conforme os dados encontrados na literatura, os teores de metano provenientes da digestão anaeróbia de resíduos alimentares variam entre 50 a 80%, e em casos particulares a partir de 30% (JUCÁ et al., 2005; ALVES, 2008). Pode-se justificar o maior teor de metano para o tratamento A devido constituir-se de inóculo puro, proveniente de reator já em atividade que continha uma comunidade de metanogências já estabelecida; já quanto ao teor de metano do tratamento B (57,48%) justifica-se que ocorreu uma maior geração de dióxido de carbono na fase fermentativa da digestão anaeróbia, o qual aumentou consideravelmente o volume de biogás contendo dióxido de carbono na mistura, conseqüentemente, diluindo a concentração de metano (AMANI et al., 2010; ZHANG et al., 2014).

Silva (2014) ainda relata que ao biodigerir resíduos alimentares unicamente, sem o auxílio de um inóculo, muitas vezes ocorre a produção de biogás mas com teores de metano muito baixos e, algumas vezes, até nulo.

A Tabela 11 apresenta os principais parâmetros de resposta do ensaio BMP.

Tabela 11. Caracterizações dos principais parâmetros do ensaio BMP.

Parametro	Unidade	Tratamento A		Tratamento B	
		Entrada	Saída	Entrada	Saída
pH		7,84	8,2	7,73	8,26
Sólidos Totais	g.L ⁻¹	18,57	17,92	24,04	17,696
Sólido Voláteis	g.L ⁻¹	11,62	10,968	14,05	10,736
SV/ST	%	62,57		58,44	
DQO	g O ₂ .L ⁻¹	99,465	18,911	101,015	18,550
BMP _{biogás}	Nm ³ .kg DQOr ⁻¹	0,1596		0,2176	
	Nm ³ .kgSVr ⁻¹	0,419		0,541	
BMP _{metano}	Nm ³ .kg DQOr ⁻¹	0,1029		0,1251	
	Nm ³ .kgSVr ⁻¹	0,241		0,311	
Metano/Biogás	%	68,74 ± 1,36		57,48 ± 0,62	
Reduções	% DQO	80,98		81,63	
	% SV	5,61		23,58	

Os dados apresentados na Tabela 11 foram validados estatisticamente, e ambos apresentaram um coeficiente de variação de desvio da média abaixo de 0,3%.

O pH para ambos os tratamentos apresentou valores dentro da faixa desejável no afluente, como apresentado por Bidone e Pivonelli (1999), que apontam que os microrganismos apresentam melhor crescimento em pH próximo da neutralidade, por outro lado, valores fora dos limites de 6,3 e 7,8 podem inibir o crescimento de alguns microrganismos. O inóculo (tratamento A) apresentou o pH de 7,84, pouco acima do limite superior desejável à digestão anaeróbia, ainda assim, não foram constatadas inibições na atividade microbiana, evidenciado pela produção de metano em todas as réplicas dos reatores controle. No entanto, após os 30 dias de biodigestão, os efluentes dos tratamentos A e B, apresentaram valores significativamente acima do limite desejável, 8,2 e 8,26, respectivamente.

Crovador (2014) explica que muitas vezes, o aumento do pH ao final do processo anaeróbio pode ser devido a armazenagem do biogás no *headspace* do

reator, que promove reações do solúvel dióxido de carbono com a solução aquosa do reator. De acordo com a Lei de Henry, que governa a solubilidade dos gases, juntamente com a Lei de Dalton, o CO₂ permanece em equilíbrio variando entre as formas gasosa e aquosa. Com a produção de CO₂ na biodegradação e a dinâmica da lei de Henry, esse gás do *headspace* solubiliza-se na fase líquida do biodigestor (SCHIRMER et al., 2014), onde reage com água formando bicarbonatos, o qual implica no aumento da alcalinidade e do pH (VON SPERLING, 2005).

Quanto ao teor de matéria orgânica, evidenciado pelos sólidos voláteis, verifica-se que o tratamento A apresenta uma concentração moderada (11,62 g.L⁻¹), pois sua matéria orgânica já havia sido, em grande parte, mineralizada no reator que a originou. Fator este que também resultou na baixa concentração de voláteis do tratamento B (14,05 g.L⁻¹), pois mesmo com a adição do substrato, na proporção de 1:1, a concentração de voláteis elevou-se muito pouco. Deve-se levar em conta que o volume de substrato adicionado foi extremamente baixo, devido a relação de 1:1 em $\text{gSTV}_{\text{substrato}}:\text{gSTV}_{\text{inóculo}}$ resultar em um volume de 0,009 L de substrato adicionado no tratamento B. No entanto, a proporção de voláteis obtida de 62,57% e 58,44 %, para os tratamentos A e B, respectivamente, estão dentro da faixa considerada ótima para ensaios de biodegradação, devido aos benefícios promovidos à ação microbiana (ALVES, 2008)

Já no que diz respeito à DQO, nota-se que os valores encontrados são coerentes com a literatura, onde os tratamentos A e B apresentaram uma concentração de 99,45 a 101,01 g O₂.L⁻¹, respectivamente. Santos (2015) ao biodigerir resíduos alimentares em um reator piloto, apontou uma DQO de 74,5 g O₂.L⁻¹ para afluente da amostra contendo resíduos alimentares e inóculo (dejetos bovinos). Tais valores são ligeiramente superiores aos encontrados por Ratanatamskul et al. (2014), que obteve na caracterização dos resíduos alimentares o valor de 232,795 mg O₂.L⁻¹. Crovador (2014) ao realizar ensaios BMP com a fração orgânica de RSU, obteve uma DQO para o afluente das amostras de 34,46 g O₂.L⁻¹.

Foi possível reduzir em 5,61% a concentração de sólidos voláteis do tratamento A e 23,58% do tratamento B. Essa redução baixa se deve ao pequeno tempo de retenção hidráulica, de 30 dias, que não foi suficiente para mineralizar os materiais orgânicos de mais difícil degradação, tais como os lignocelulósicos presentes nos resíduos alimentares (CROVADOR, 2014). Nota-se ainda que nos efluentes de ambos

os tratamentos, a concentração de sólidos voláteis é bastante semelhante (por volta de 10 a 11%), sinalizando que de fato existem materiais recalcitrantes de difícil degradação. No entanto, Decottignies et al., (2005) aponta que um resíduo pode ser considerado estabilizado quando apresentar faixas de sólidos voláteis entre 10 e 17,4%; Kelly (2002) relata que os resíduos podem ser considerados estabilizados quando as concentrações de sólidos voláteis forem menores que 20%.

Pode-se dizer que houve a digestão do substrato, indicada pela redução da DQO, onde foi possível reduzir em 80,98 % no tratamento A e 81,63 % no tratamento B. Considera-se uma remoção bastante significativa devido ao curto tempo de retenção hidráulica (TRH) de 30 dias, mesmo assim o processo converteu uma parte da matéria orgânica sólida para biogás. Santos (2015) operando a digestão anaeróbia em regime psicrofílico de resíduos alimentares em um reator em escala piloto conseguiu obter uma remoção de 84% na DQO e 94 % para SV.

No que diz respeito ao teor de metano na produção de biogás da fermentação dos resíduos alimentares, utilizou-se a relação de biogás e metano produzido por unidade de sólido volátil reduzido ou consumido. O tratamento A apresentou 0,419 $\text{Nm}^3.\text{kgSVr}^{-1}$ e 0,241 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4.\text{kgSVr}^{-1}$, e para o tratamento B foi obtido o valor de 0,541 $\text{Nm}^3.\text{kgSVr}^{-1}$ e 0,311 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4.\text{kgSVr}^{-1}$, valores próximos aos encontrados na literatura. Zhang et al. (2013) obtiveram em sua pesquisa o rendimento na produção de biogás dos resíduos alimentares em 0,621 $\text{Nm}^3.\text{kgSVr}^{-1}$ e 0,410 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4.\text{kgSVr}^{-1}$. Haider et al. (2015) realizaram a codigestão dos resíduos alimentares com casca de arroz e alcançaram uma produção específica de biogás de 0,557 $\text{Nm}^3.\text{kgSVr}^{-1}$. Cho, Park e Chang (1995) alcançaram com ensaios BMP utilizando resíduos alimentares o valor de 0,472 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4.\text{kgSVr}^{-1}$. Faixa bastante semelhante ao obtido por Hansen et al. (2004), que atingiu o valor de 0,495 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4.\text{kgSV}^{-1}$. Portanto, por mais que os resíduos alimentares apresentem características quanto a sua composição bastante distintas de região para região, ainda assim, constituem-se de uma fonte renovável interessante para produção de metano, uma vez que apresenta um excelente rendimento se comparado aos demais substratos que são comumente utilizados, apresentados na Tabela 6.

Já se comparado ao rendimento obtido pelo biodigestor protótipo, que foi igual a 0,444 $\text{Nm}^3 \text{CH}_4.\text{kgSVr}^{-1}$, nota-se uma produção ligeiramente inferior, fato que evidencia a eficiência do biodigestor protótipo frente às condições de operação

estipuladas, bem como, aponta que o ensaio BMP poderia ter sido realizado com uma maior concentração em voláteis de substrato.

5.3 PROTÓTIPO DE BIODIGESTOR ANAERÓBIO

Foi desenvolvida a digestão anaeróbia dos resíduos alimentares em um protótipo de biodigestor anaeróbio, projetado e construído especificamente para operar a digestão anaeróbia de resíduos alimentares, conforme descrito no item 4.4 deste trabalho. Portanto, devido a este protótipo de biodigestor anaeróbio ser um modelo novo, qual não havia sido testado anteriormente, houve a necessidade de identificar qual carga orgânica seria a mais adequada para o sistema. Assim, desde a partida do biodigestor foram necessárias 5 etapas para estabilizá-lo, devido a instabilidades encontradas no sistema por sub ou superutilização relacionada à carga orgânica adicionada.

Cabe salientar que o parâmetro carga orgânica volumétrica é um fator fundamental a ser estudado em biodigestores anaeróbios, dado que a eficiência do sistema está atrelada à máxima capacidade de carga orgânica que o biodigestor pode suportar. Por outro lado, a aplicação de cargas demasiadamente elevadas nos biodigestores anaeróbios leva ao acúmulo de ácidos graxos voláteis no meio. Por consequência, instabilidades no processo e eventuais falhas no sistema podem ocorrer (FERREIRA, 2015). Sob esta perspectiva, buscou-se encontrar a melhor carga orgânica volumétrica que o protótipo de biodigestor pudesse suportar, sendo incrementadas progressivamente, de modo a obter a real eficiência e estabilidade do sistema.

5.3.1 Etapa de estabilização 1

A partida da fermentação no biodigestor protótipo deu-se em 15/09/2014. Simultaneamente com a adição de água e inóculo, foi iniciada a alimentação do biodigestor com a carga orgânica de 0,30 g SVL⁻¹rd⁻¹. Essa carga, aumentada gradativamente por 56 dias, atingiu 1,18 g SVL⁻¹rd⁻¹, porém, o pH caiu de 7,25 para 5,90. Segundo Li et al. (2010), a queda pode ser atribuída a alta taxa de hidrólise e o acúmulo de ácidos graxos voláteis que cessa a produção de biogás com o pH abaixo

de 6,5. Em 05/11/2014, com um pH de 5,8, o teor de metano era de 50% e o de gás carbônico 47%, resultado típico de fermentações sob stress de ácidos graxos voláteis. Para corrigir o pH em intervalo adequado à fermentação anaeróbia, de 6,5 a 7,2, (APPELS et al., 2011), foi adicionado 627 g de cal hidratada (1,54 g de cal por litro de substrato em fermentação) diluída em água. Um dia após a adição da cal (18/11/2014), o pH elevou-se para 7,5 retomando as condições favoráveis ao desenvolvimento microbiano.

5.3.2 Etapa de estabilização 2

Após a correção do pH, gradativamente retomou-se o aumento de carga objetivando, pela segunda vez, atingir o limite de estabilidade, referenciada na relação acidez/alcalinidade e atingir o período de coleta de dados. O aumento de carga ocorreu no período de 18/11/2014 a 18/02/2015, dia em que se começou a repetir a carga para sair do efeito de seu aumento, quando é necessário operar o biodigestor, no mínimo, por um tempo igual ao tempo de retenção hidráulico (TRH), que nesta fase estava em 103 dias. Ao final deste período, em 12/06/2015, com a relação AV/AT igual a 0,04, constatou-se que o biodigestor estava subutilizado, ou seja, a carga orgânica aplicada estava aquém de sua capacidade de digestão, uma vez a relação adequada de AV/AT para o processo de digestão anaeróbia está contida na faixa de 0,1 a 0,5, e valores muito abaixo desse limite representam baixa produção de ácidos orgânicos no processo, quais são substrato das metanogênicas, implicando em menores produções de metano.

5.3.3 Etapa de estabilização 3

Portanto, em 15/06/2015 iniciou-se novo período de aumento de carga, com o objetivo de utilizar a capacidade plena do biodigestor, que se estendeu até 31/08/2015 quando apresentou uma relação AV/AT de 0,25. Este valor é considerado adequado em relação à estabilidade na produção e consumo de ácidos na fermentação anaeróbia (SÁNCHEZ et al., 2005). Conforme os autores, o valor da relação deve situar-se entre 0,1 e 0,5 (AMANI et al., 2010; CABBAL et al., 2013).

De 31/08/2015 até 03/11/2015, aguardando sair da influência do aumento de carga, manteve-se a alimentação com carga orgânica estimada em $1,27 \text{ gSVL}^{-1}.\text{rd}^{-1}$. Em 03/11/2015 iniciou-se o período de coleta de amostras para avaliar o desempenho do biodigestor. Entretanto, em 09/12/2015, com um pH de 6,84, a relação AV/AT apresentou o valor de 0,9, sinalizando um eminente colapso da fermentação (SILVA,1977 e SÁNCHEZ et al., 2005). Imediatamente, suspendeu-se a alimentação para evitar a queda do pH e falência do processo. Concluiu-se que o biodigestor não apresentava condições de digerir a referida carga e que nova tentativa deveria ser feita para adequá-lo a uma carga factível de digestão.

5.3.4 Etapa de estabilização 4

Após 09/12/2015, para manter a atividade microbiana, o biodigestor foi alimentado com menor volume de substrato e somente nos dias 11 e 26/12/2016 e 05 e 18/01/2016. Além da redução da frequência, também houve redução na carga orgânica, traduzida em menor volume de alimentação diária. Para acompanhar a resposta da fermentação nestas condições, obtiveram-se alguns valores da relação AV/AT neste período, mostrada na Figura 7. Foram feitas 8 observações, realizadas arbitrariamente ao longo da semana, durante o período de recuperação.

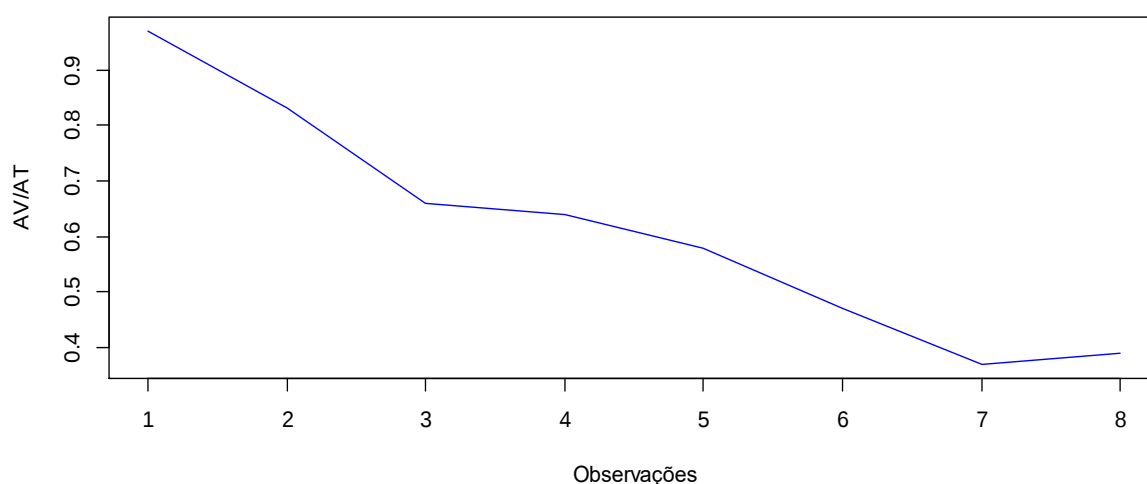


Figura 7. Relação AV/AT durante o período de estabilização do protótipo de biodigestor anaeróbio.

Fonte: Autor.

A frequência de alimentação foi reduzida em 86%, restrita a quatro operações. A estratégia adotada promoveu uma redução de 31% na carga orgânica adicionada, promovendo a elevação na alcalinidade no biodigestor, conforme apresentada na Figura 7. Nos 35 dias corridos do período de recuperação, a relação AV/AT reduziu-se de 0,97 para 0,39, retomando as condições de equilíbrio seguro, sinalizada pela variável. A rotina de alimentação do biodigestor foi de 2.^a a 6.^a feira.

5.3.5 Etapa final de estabilização

Em 21/01/2016, com uma relação AV/AT de 0,36, iniciou-se um novo período de alimentação regular, aumentando-se gradativamente o volume de alimentação, considerando a razão entre os ácidos e a capacidade tampão da biomassa em fermentação. O objetivo foi atingir a estabilização sustentável e explorar a capacidade máxima do biodigestor em digerir os resíduos alimentares. A estabilidade do biodigestor foi atingida em 20/04/2016 com uma carga orgânica em DQO de $0,82 \text{ gL}^{-1}\text{rd}^{-1}$ e em sólidos voláteis de $0,80 \text{ gL}^{-1}\text{rd}^{-1}$. Desta data até 30/09/2016 foi o tempo necessário para o biodigestor sair do efeito de elevação da carga orgânica e iniciar o período de coleta de dados. Neste período a fermentação manteve uma relação AV/AT média de 0,37. O longo período aguardado para o início da coleta de dados, que se deu em 03/10/2016, deveu-se ao elevado teor de sólidos totais do substrato adicionado, que fez com que a alimentação diária fosse de apenas 2,5 L, para um biodigestor de 408 L, resultando em TRH de 163 dias.

5.3.6 Fase de coleta de dados

A partir do momento em que se alcançou a estabilidade do biodigestor e constatou-se que o mesmo estava sendo alimentado com uma carga orgânica volumétrica adequada, deu-se início à fase de coleta de dados e análises. Foram verificados os principais parâmetros de controle: pH, temperatura, alcalinidade, relação AV/AT, carga orgânica, sólidos voláteis, DQO, produção específica de biogás e de metano, e componentes do biogás, sendo eles: CH_4 , CO_2 , H_2S e NH_3 .

Conforme descrito na metodologia deste estudo, foram realizadas 21 observações ao longo de 51 dias, sendo que as observações sinalizadas no eixo das

abcissas dos gráficos fazem referências às segundas, quartas e sextas-feiras das semanas do período de coleta de dados, totalizando 7 semanas de amostragem.

Na Tabela 12 estão apresentados os resultados obtidos dos parâmetros estudados que foram discutidos nos itens a seguir.

Tabela 12. Caracterizações dos principais parâmetros do biodigestor protótipo.

Características	Unidade	Valor
Frequência alimentação	dias semana ⁻¹	5
Volume biodigestor	L	408
Massa restos ingestão em b.u*	kg	1,125
Volume Alimentação	Ld ⁻¹	2,5
ST entrada	%	15,285
ST saída	%	1,950
Redução ST	%	87
pH saída	-	8,02
AV/AT	-	0,491
Temperatura média	°C	29,433
DQO entrada	g O ₂ L ⁻¹	129,760
DQO saída	g O ₂ OL ⁻¹	21,778
SV entrada	g.L ⁻¹	130,293
SV saída	g.L ⁻¹	12,704
Redução DQO	%	82,34
Redução SV	%	90,22
DQO por litro	gL ⁻¹	107,381
SV por litro	gL ⁻¹	117,589
DQO por dia	gd ⁻¹	268,453
SV por dia	gd ⁻¹	293,973
C. Orgânica (DQO)	gDQO d ⁻¹	324,400
C. Orgânica (SV)	gSV d ⁻¹	325,733
C. Orgânica volumétrica (DQO)	gDQOL ⁻¹ rd ⁻¹	0,795
C. Orgânica volumétrica (SV)	gSVL ⁻¹ rd ⁻¹	0,798
Biogás por dia	Ld ⁻¹	220,470
Biogás por vol. biodigestor	LL ⁻¹ rd ⁻¹	0,540
CH ₄ por dia	Ld ⁻¹	130,000
CH ₄ por volume biodigestor	LL ⁻¹ rd ⁻¹	0,319
CH ₄ por DQO consumida	Lg ⁻¹ DQO _c	0,506
CH ₄ por SV consumidos	Lg ⁻¹ SV _c	0,444

*b.u: base úmida

Fonte: Autor.

5.3.6.1. Parâmetros de controle de estabilidade do biodigestor

Para compreender o real funcionamento do biodigestor operando com resíduos alimentares como substrato, foram realizadas as análises dos principais parâmetros de controle, já descritos no item 2 deste trabalho. Foram realizadas 21 observações ao longo de 51 dias, a partir do 1º dia de operação plena do biodigestor com TRH de 163 dias sendo alimentado com 2,5 L de substrato.d⁻¹.

A Figura 8 apresenta as análises de pH do biodigestor durante o período de coleta de dados.

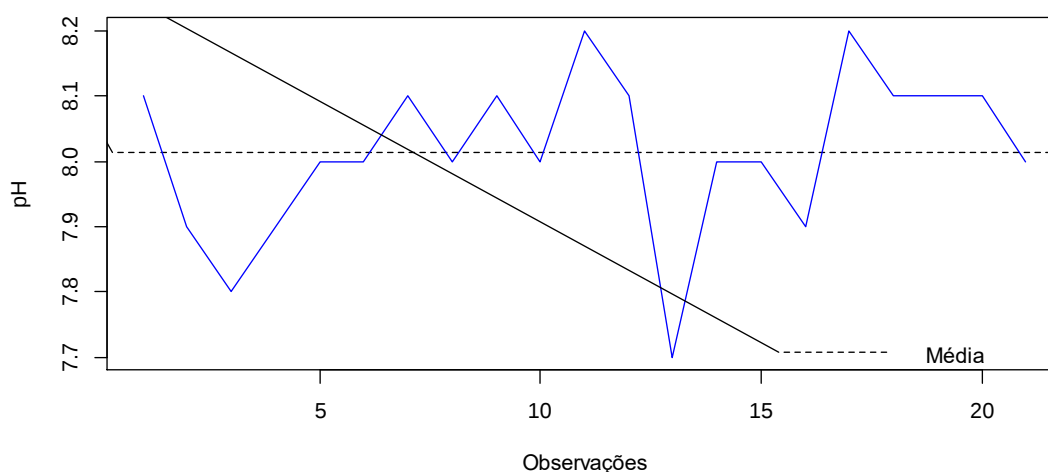


Figura 8. Variação do pH do efluente durante a fase de coleta de dados.

Fonte: Autor.

O pH do biodigestor, em média 8,0, manteve-se dentro do esperado, ligeiramente alcalino mas ainda próximo da neutralidade. Em algumas observações notou-se valores acima de 8,0, conforme apresentado na Figura 8, tais valores podem causar inibições e estresses no sistema, principalmente no que diz respeito à produção de metano (BIDONE E POVINELLI, 1999). Por outro lado, não foram verificadas perturbações quanto à produção de biogás e metano, indicando que os microrganismos suportaram as variações de pH.

Justifica-se como ocorrido no ensaio BMP desta pesquisa, onde o pH dos efluentes apresentaram-se na faixa de 8,0 a 8,2, devido às interações do dióxido de carbono que entra em equilíbrio com o meio aquoso proporcionando a formação de

bicarbonatos. Pode-se considerar que isso também ocorreu com este biodigestor, cuja a armazenagem do biogás foi feita no balão de armazenagem e somente era expurgado quando o balão apresentava-se inflado. Portanto, havia o acúmulo de biogás dentro do biodigestor, permitindo que tais reações ocorressem (VON SPERLING, 2005; CROVADOR, 2014; SCHIRMER et al., 2014).

Esse comportamento do pH também foi visto no estudo de Ratanatamskul et al. (2014), operando a digestão anaeróbia mesófila de resíduos alimentares em um biodigestor protótipo de estágio simples, semelhante ao desse estudo, alimentado com substrato de pH próximo a 4,5 e após o processo o pH apresentava-se ligeiramente alcalino, por volta de 7,9 a 8,0.

Em biodigestores anaeróbios, o monitoramento do pH, dos ácidos graxos voláteis e da alcalinidade é fundamental para assegurar a eficiência do processo e sua estabilidade por longos períodos de retenção hidráulica (RATANATAMSKUL et al., 2014). Por isso, a relação dos ácidos voláteis com a alcalinidade (AV/AT) é considerada um dos principais parâmetros para controle de processos anaeróbios (SÁNCHEZ et al., 2005; AMANI et al., 2010). Caso haja uma demasiada produção de ácidos voláteis durante a digestão anaeróbia, devido à intensa taxa de hidrólise e acidogênese, pode ocorrer o decaimento do pH se a alcalinidade do sistema for insuficiente. Isso pode levar à inibição parcial ou total dos microrganismos metanogênicos.

A estabilidade do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares no protótipo de biodigestor anaeróbio deste estudo, referenciada na relação AV/AT, está apresentada na Figura 9. A relação AV/AT é considerado um dos principais parâmetros de monitoramento de biodigestores anaeróbios, traz informações sobre a estabilidade do processo, representando indiretamente se está havendo acúmulo de ácidos no sistema e se os produtos intermediários do processo estão sendo assimilados pelas *arqueas* metanogênicas e, de fato, sendo convertidos em metano.

A relação AV/AT do biodigestor protótipo está apresentada na Figura 9.

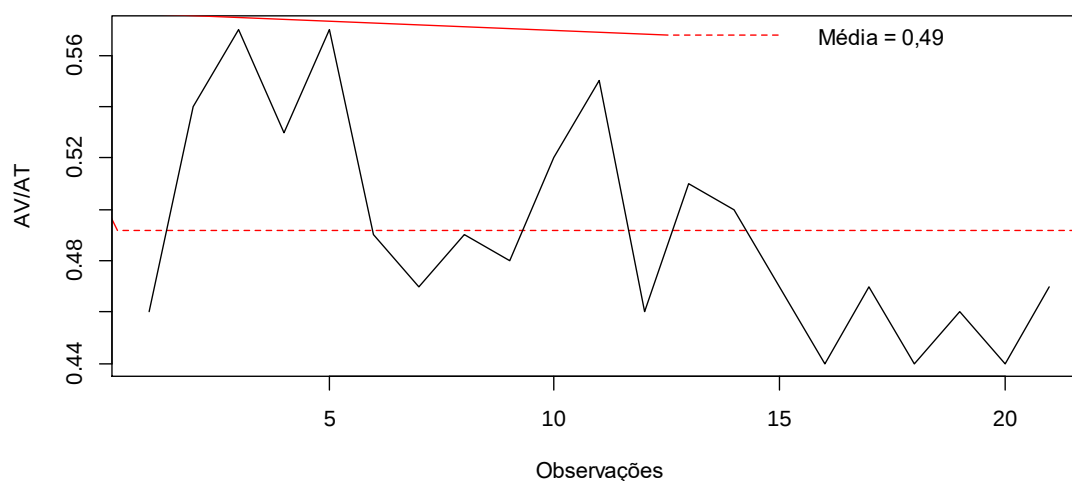


Figura 9. Variações da relação AV/AT durante o fase de coleta de dados.

Fonte: Autor.

As oscilações nos valores da relação AV/AT eram esperadas, devido às variações nas características do substrato de alimentação do biodigestor conforme o cardápio do restaurante popular, constituindo diferentes concentrações de elementos na sua composição. Ainda assim, grande parte das observações permaneceram dentro dos limites desejáveis. Conforme Sánchez et al. (2005), em processos anaeróbios o valor ideal da relação AV/AT deve estar contido na faixa de 0,1 a 0,5. Neste caso, o processo apresentou em média o valor de 0,49, próximo ao limite superior recomendado pelos autores. Por outro lado, mesmo apresentando uma concentração significativa de ácidos voláteis (AV) na mistura, o pH do biodigestor manteve-se próximo à neutralidade, denotando a forte capacidade de tamponamento proveniente da alcalinidade da mistura. Ratanatamskul et al. (2014) variando o tempo de retenção hidráulica e, conseqüentemente, a carga orgânica volumétrica, obtiveram os valores de 0,53, 0,61 e 0,79 nas relações AV/AT para os respectivos TRHs de 27, 22 e 19 dias. Já Ratanatamskul et al. (2015) ao biodigerir resíduos alimentares em um protótipo de biodigestor anaeróbio de duas fases, encontrou o valor para relação AV/AT de $0,59 \pm 0,03$. No entanto, quando realizou a codigestão de resíduos alimentares com lodo de esgoto, conseguiu obter as relações de $0,32 \pm 0,06$, $0,33 \pm 0,03$, $0,35 \pm 0,04$ e $0,45 \pm 0,03$ com as misturas de resíduos alimentar e lodo de esgoto nas proporções de 1:1, 3:1, 5:1, 7:1, respectivamente.

Portanto, considerando as médias encontradas na literatura, pode-se afirmar que a relação AV/AT deste experimento está no limite esperado para a monodigestão

de resíduos alimentares, a qual muitas vezes apresenta uma carência de nutrientes, ocasionando um retardo no metabolismo das metanogênicas e, conseqüentemente, maior acúmulo de produtos intermediários no sistema (ZHANG et al., 2011; EL-MASHAD & ZHANG, 2010).

5.3.6.2 Parâmetros de controle de eficiência do biodigestor

Para obter informações sobre a eficiência de remoção de carga orgânica do biodigestor, foram verificadas as reduções dos sólidos (ST e SV) e da DQO. Estes parâmetros indicam indiretamente a quantidade de material orgânico passível de ser biodegradados pelos microrganismos. Os sólidos voláteis baseiam-se na matéria orgânica em base seca (GONÇALVES, 2012); já a DQO mede a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da fração orgânica de uma amostra, que compreende todo material que pode ser oxidado, sendo mineral ou orgânico, proporcionando, portanto, uma referência indireta sobre a carga orgânica de uma amostra (VON SPERLING, 1996; SILVA, 2004).

A concentração da DQO ao longo do período de coleta de dados deste estudo está apresentada na Figura 10.

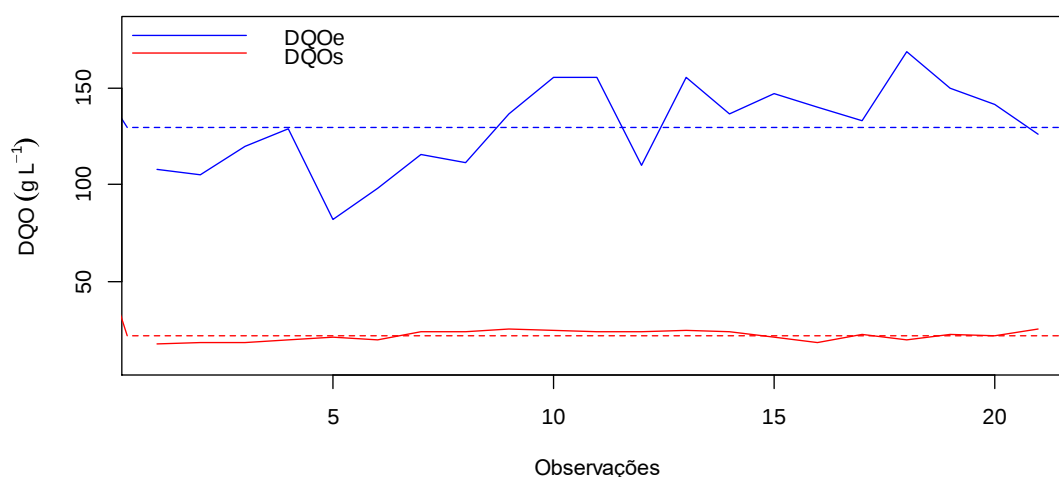


Figura 10. Variações da DQO de entrada e saída do biodigestor protótipo.

Fonte: Autor.

A concentração média da DQO_e (afluente) obtida nesta pesquisa, representada pela linha tracejada na Figura 10, para os resíduos alimentares foi de 129,76 g O₂.L⁻¹, valor significativamente elevado se comparado aos valores obtidos por Ratanatamskul et al. (2014), que obtiveram na caracterização dos resíduos alimentares o valor de 23,27 g O₂.L⁻¹ e por Ratanatamskul et al. (2015), que apresentaram uma DQO de 23,57 g O₂.L⁻¹ para resíduos alimentares, sendo que em ambos os casos os resíduos alimentares foram provenientes do restaurante universitário de uma universidade tailandesa.

No entanto, deve-se levar em conta que as características dos resíduos alimentares variam muito e estão condicionadas a hábitos alimentares, técnicas de preparo, classe social, faixa etária dos consumidores, etc. No Brasil, por exemplo, a composição dos resíduos alimentares apresenta uma grande diversidade de materiais orgânicos complexos (hidrocarbonetos, lipídeos e gorduras), consequentemente, apresentando uma carga orgânica maior (SILVA, 2015). Santos (2015) encontrou na caracterização de resíduos sólidos de refeição de restaurante o valor de 74,5 g O₂.L⁻¹. Melo (2010) ao caracterizar a matéria orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos do aterro da Muribeca (PE), encontrou a DQO no valor de 49,56 g O₂.L⁻¹ e para os resíduos sanitários a DQO teve o valor na faixa de 29,87 g.O₂.L⁻¹.

Conforme apresentado na Figura 10, nota-se que houve a digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos alimentares, evidenciado pela redução significativa dos valores na DQOs (efluente). Os percentuais de redução podem ser vistos na Figura 11, que também incluem o percentual de redução dos SV.

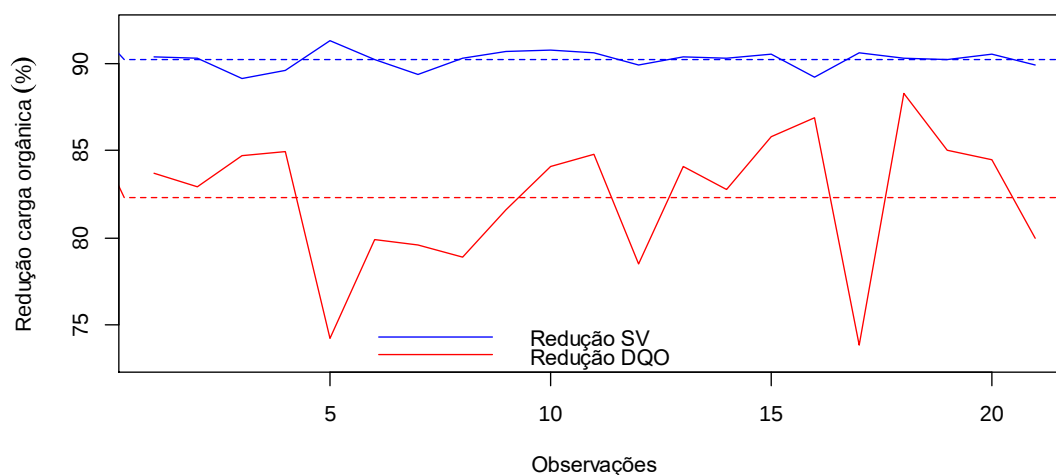


Figura 11. Percentuais das reduções da DQO e SV.

Fonte: Autor.

Verifica-se na Figura 11 que as reduções de DQO foram satisfatórias, evidenciando que ocorreu a degradação da matéria orgânica. Em média, as reduções na DQO foram na faixa de 82,34 % e dos sólidos voláteis em 90,22 %.

Ratanatamskul et al. (2014) obteve em sua maior redução o valor de 73,71 % na redução da DQO e de 68,93 % na redução de SV operando a digestão anaeróbia de resíduos alimentares em regime mesofílico por um TRH de 27 dias em protótipo de digestor anaeróbio. O autor atribuiu as baixas reduções devido ao pequeno TRH utilizado no estudo, pois quando realizou o experimento sob as mesmas condições variando apenas o TRH, de 19 dias, obteve reduções de apenas 51,53 % e 44,28 % para DQO e SV, respectivamente. Santos (2015) operando a digestão anaeróbia de resíduos alimentares obteve a redução média na DQO de 86% e nos SV de 94%.

No presente estudo, ocorreu uma eficiente redução dos SV, além da constância dos valores, sempre próximos à media; já na DQO, houveram significativas amplitudes, obtendo a maior redução ao valor de 88,3% e a menor igual a 73,8%. Gonçalves (2012) e Neto (2015) relatam que a redução dos sólidos voláteis faz referência apenas a matéria orgânica em base seca e não representa de fato a conversão da matéria orgânica em biogás e metano. Ou seja, os percentuais de redução não são proporcionais, em sua totalidade, a quantidade de biogás produzido. No entanto, Ratanatamskul et al. (2014) relatam que com a conversão da matéria

orgânica em biogás, as concentrações de sólidos também seriam reduzidas, podendo ser utilizada como um indicativo de produção de biogás.

5.3.6.3 Produção de biogás e de metano no biodigestor protótipo

A eficiência do processo de digestão anaeróbia também foi avaliada em função da produção de biogás, em termos quantitativos e qualitativos. As produções de biogás e metano obtidas neste experimento foram apresentadas em referência a redução de SV e DQO, dado que o experimento não permitiu uma análise de geração diária de biogás devido a necessidade de vazões de biogás acima de $0,02 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ para sensibilizar o medidor. Portanto, conforme explicado no item 4.4 deste trabalho, primeiramente era realizado o acúmulo do biogás no balão e quando este apresentava-se repleto, o biogás era expurgado e assim mensurava-se a produção. Dessa forma, obteve-se o valor média diária de produção de biogás, que foi igual a $220 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$.

Portanto, a partir da produção diária de biogás, obtiveram-se as produções de metano, apresentadas nas Figura 12 e 13, representadas pelas variações qualitativas nos teores de metano em função dos consumos de SV e DQO, que foram avaliadas nos respectivos dias das observações realizadas no período de coleta de dados. As Figuras 12 e 13 apresentam as produções específicas de metano em relação a redução dos SV e da DQO.

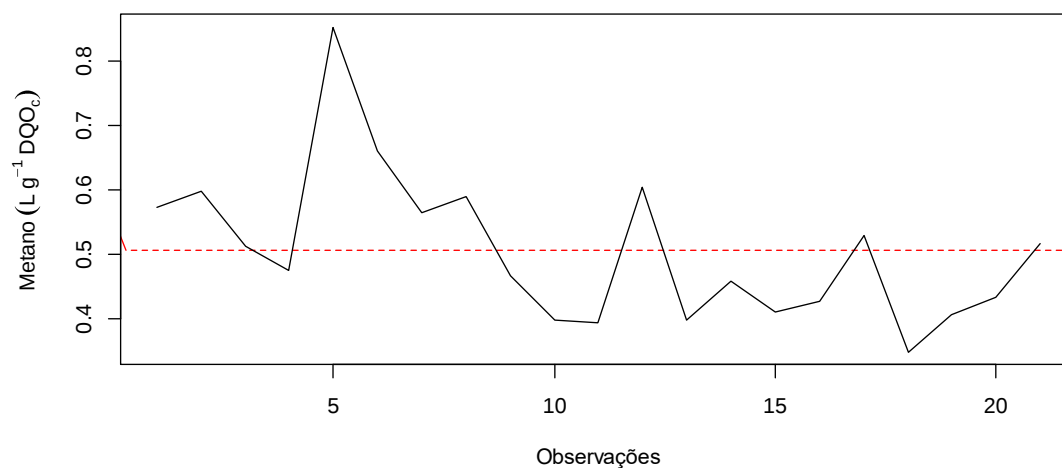


Figura 12. Variação da produção de metano em função da redução da DQO.

Fonte: Autor.

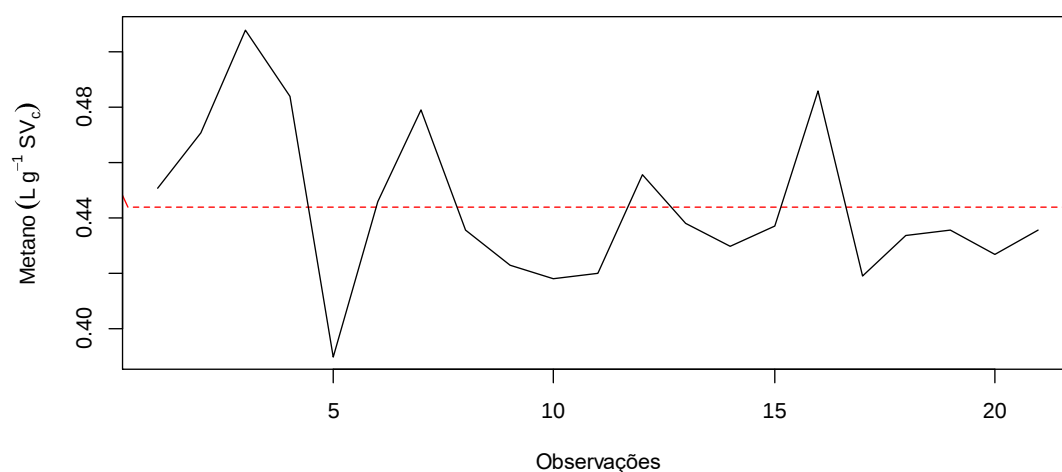


Figura 13. Variação da produção de metano em função da redução de SV.

Fonte: Autor

Conforme apresentado nas Figuras 12 e 13, em média, a produção volumétrica de metano a partir da DQO reduzida foi de $0,506 \pm 0,11 \text{ L CH}_4.\text{gDQOr}^{-1}$ e a partir dos SV reduzidos ficou em $0,444 \pm 0,02 \text{ L CH}_4.\text{gSVr}^{-1}$, valores superiores aos encontrados no ensaio BMP desta pesquisa, denotando, mesmo que indiretamente, que o biodigestor protótipo foi eficiente na conversão dos resíduos alimentares em metano.

Os valores também estão superior aos dados encontrados na literatura, por exemplo, Ratanatamskul et al. (2014) encontraram os índices de 0,077, 0,099 e 0,118

L CH₄.gDQOr⁻¹ e de 0,237, 0,379 e 0,457 L CH₄.gSVr⁻¹ para os TRHs de 27, 22 e 19 dias, respectivamente.

Com a digestão anaeróbia de resíduos de batata, Parawira et al. (2004) obtiveram uma produção máxima de metano igual a 0,32 L CH₄.gSVr⁻¹. Kuczman (2007) ao biodigerir resíduos de mandioca em um filtro de fluxo horizontal dotado de bambu como meio de suporte, obteve no máximo 0,817 Lbiogas.kgDQOr⁻¹.

El-Mashad e Zhang (2010) encontraram os índices de 0,256 e 0,353 L CH₄.gSVr⁻¹, para os TRHs de 20 e 30 dias, respectivamente, operando a digestão anaeróbia de resíduos alimentares em reatores batelada. Yong et al. (2015) ao codigerir resíduo alimentar com palha, obtiveram em sua maior produção o valor de 0,380 L CH₄.gSVr⁻¹, atribuindo que o rendimento de metano tendia a crescer de acordo com o aumento da proporção de resíduo alimentar na mistura. Ainda assim, relatam que se comparado a digestão unicamente do resíduos alimentar, a codigestão com palha permitiu elevar em 39 % a produção de metano.

Mata-Alvarez et al. (1992) realizaram ensaios em biodigestor contínuo de mistura completa, alimentando-o com restos de frutas e vegetais, sob TRH de 20 dias, e encontraram o rendimento de metano igual a 0,47 L CH₄.gSVr⁻¹; VERRIER et al. (1987) utilizando um tipo semelhante de biodigestor, com TRH igual a 23 dias, obtiveram o rendimento na produção de metano igual a 0,37 L CH₄.gSVr⁻¹.

Santos (2015) ao biodigerir resíduos sólidos de refeição de restaurante, obteve o máximo potencial de 0,590 L CH₄.gSVr⁻¹. Produção ligeiramente superior à encontrada nesta pesquisa. O autor observa que após o período de aclimatização do inóculo, os teores de metano tendem a subir. Assim como explica Koch, Helmreich e Drewes (2015), que encontraram valores na faixa de 0,400 L CH₄.gSVr⁻¹ após o biodigestor apresentar-se aclimatizado com o inóculo.

Ferreira (2015) encontrou o rendimento médio na produção de metano igual a 0,317 L CH₄.gSV-1 na Fase 1 de operação da digestão anaeróbia de resíduos alimentares em um biodigestor de mistura completa, e relatou este índice como de valor elevado, justificando-o devido a alta atividade das metanogênicas, muitas vezes atribuída aos microorganismos já estabelecidos no inóculo utilizado.

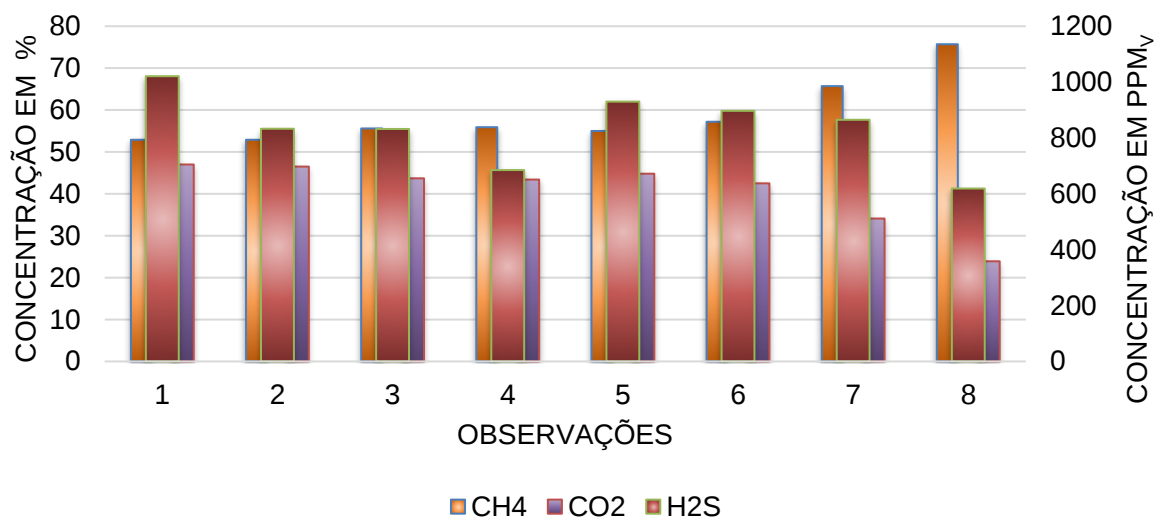
No entanto, fica evidente que as comparações entre as produções de metano dos estudos encontrados na literatura são bastante difíceis, devido às variações

das condições experimentais, quais muitas vezes influenciam diretamente no rendimento de metano (PARAWIRA et al., 2004).

5.3.6.4 Caracterização do biogás: determinação de CH_4 , CO_2 e H_2S .

O biogás proveniente do biodigestor protótipo apresentou concentrações de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S), em média, aos valores de 58,86 %, 40,73 % e 835,25 ppm, respectivamente. Não houveram variações significativas entre as observações, conforme apresentado na Figura 14, que apresenta 8 análises realizadas arbitrariamente durante a etapa de coleta de dados. Os valores de metano e dióxido de carbono estão apresentados em percentual e o teor de sulfeto de hidrogênio está apresentado em ppm_v.

Figura 14. Concentração dos gases constituintes do biogás do biodigestor protótipo.



Fonte: Autor.

A determinação das concentrações de metano e demais constituintes do biogás destaca-se como uma eficiente ferramenta para prever possíveis estresses no sistema, devido muitas vezes às limitações termodinâmicas e acúmulos de hidrogênio e acetatos que podem causar a redução e ou a completa inibição da atividade dos microrganismos envolvidos no processo, especialmente das *arqueas* metanogênicas, ocasionando a queda da concentração de metano e redução na eficiência de conversão da matéria orgânica (CHERNICHARO, 2007).

Yong et al. (2015) encontraram faixas estáveis de concentração de metano variando entre 50 a 70% durante o período de operação da digestão anaeróbia de resíduos alimentares com palha, em conformidade com os teores de metano encontrados nesta pesquisa, que variaram na faixa de 52,9 a 75,7%. Assim como Ratanatamskul et al. (2015) encontraram na digestão anaeróbia de resíduos alimentares em biodigestor protótipo de duas fases, os teores de metano na faixa de 50,2 a 60,4 %. El-Mashad e Zhang (2010) encontraram teores de metano na faixa de 56,5 e 69,2 %, operando a codigestão anaeróbia de resíduos alimentares com esterco bovino. Portanto, pode-se afirmar que biodigestor protótipo operou eficientemente durante a etapa de coleta de dados, devido aos valores encontrados nesta pesquisa estarem em concordância com os dados obtidos da literatura.

Em contrapartida, Firmo (2013) obteve uma concentração máxima de CH_4 para digestão anaeróbia de resíduos alimentares na faixa de 46,50 %. Neto (2015) operando a digestão anaeróbia de resíduos alimentares em um biodigestor protótipo alcançou teores na faixa de 28% de CH_4 , 71% de CO_2 , 300 ppm de H_2S , valores significativamente abaixo ao obtido nesta pesquisa, o que confirma a eficiência do biodigestor protótipo em converter a matéria orgânica para metano.

O sulfeto de hidrogênio (H_2S), gás tóxico, responsável pelo mau odor do biogás, detectável em concentrações de 0,005 ppm (GOSTELOW, PARSONS e STUETZ, 2001), também possuidor de um elevado potencial corrosivo, apresentou valores médios no biogás proveniente do biodigestor protótipo de 835,25 ppm, com observações variando entre os valores de 619 ppm e 1021 ppm, valores típicos de biogás gerado em estações de tratamento de esgoto doméstico. Santos (2015) ao biodigerir resíduos alimentares em um biodigestor protótipo, sob condições psicrófilas, encontrou teores médios de H_2S na faixa de 832 ± 238 ppm e 776 ± 307 , relatando que tais valores se apresentaram próximos aos limites mínimos para digestão anaeróbia de resíduos alimentares.

Julga-se necessária a dessulfurização do biogás, visando seu uso para cogeração de energia, em que as concentrações de H_2S devem ser menores que 200 ppm, para prolongar a vida útil dos componentes dos sistemas de cogeração (RYCKESBOSCH et al., 2011).

6. CONCLUSÕES

Os resíduos alimentares se mostraram substratos bastante promissores à produção de biogás, devido a sua grande disponibilidade no país bem como por suas características biodegradáveis que foram verificadas nos processos de digestão anaeróbia.

As caracterizações físico-químicas dos resíduos alimentares apresentaram valores ideais para o processo de digestão anaeróbia, uma vez que foi possível realizar os ensaios de biodegradabilidade com o material in natura, sem a necessidade de inserção de soluções nutritivas. Os resíduos alimentares apresentaram, em média, teor de sólidos voláteis na faixa de 85,21 % e a relação C/N de 18,4, quais conforme a literatura, são favoráveis ao processo de digestão anaeróbia. No entanto, constataram-se complicações ao biodigerir os resíduos alimentares isoladamente, representado pelas oscilações no parâmetro AV/AT, que indicou instabilidades durante o processo de digestão anaeróbia no biodigestor protótipo.

O ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (BMP) se mostrou como uma ferramenta eficiente para a verificação da biodegradabilidade dos resíduos alimentares, gerando resultados satisfatórios em curto espaço de tempo (30 dias), sendo possível obter um rendimento de metano na faixa de $0,311 \text{ m}^3 \text{ CH}_4.\text{kgSVr}^{-1}$ e alcançar reduções de matéria orgânica na ordem de 23,58 % para os SV e de 81,63 % para a DQO nos ensaios em batelada.

O protótipo de biodigestor anaeróbio foi bastante eficiente na remoção de matéria orgânica dos resíduos alimentares, na ordem de 82,34 % na DQO e de 90,22 em SV. No entanto, foram necessárias algumas etapas até encontrar a carga orgânica adequada de alimentação do biodigestor protótipo, representada pela estabilidade baseada na relação AV/AT, a qual apresentou o valor médio de 0,49.

Os teores de metano e sulfeto de hidrogênio obtidos no biogás do protótipo de biodigestor anaeróbio foram, em média, 58,86 % e 835,25 ppm_v, respectivamente. O rendimento de metano obtido no biodigestor protótipo foi igual à $0,506 \text{ m}^3 \text{ CH}_4.\text{kgDQOr}^{-1}$ e $0,444 \text{ m}^3 \text{ CH}_4.\text{kgSVr}^{-1}$.

Conclui-se que os resíduos alimentares podem ser utilizados no processo de digestão anaeróbia, sendo aconselhável a utilização de cosubstratos alternativos.

7. REFERÊNCIAS

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpezas Públicas e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2013.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpezas Públicas e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo, 2014.

ALVAREZ, J. M; MACE, S; LABRES, L. Anaerobic digestion of solid wastes: An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**. v. 74, p. 3-16, 2000.

ALVES, I.R. de F.S. **Análise Experimental do Potencial de Geração de Biogás em Resíduos Sólidos Urbanos**. 2008. 134f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco - UFP, Recife - PE, 2008.

AMARAL, A.C. do; KUNZ, A.; STEINMETZ, R.L.R.; SCUSSIATO, L.A.; TÁPPARO, D.C.; GASPARETO, T.C. Influence of solid-liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management**, v. 168, p. 229-235, 2016.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 38-45, 2008.

AMANI, T.; NOSRATI, M.; SREEKRISHNAN, T.R. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - a review. **Environmental Reviews**, n. 18, p. 255-278, 2010.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 21.ed. Washington. 2005.

ANEEL. **Atlas da energia elétrica 2012**. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br>>. Acesso em 10 dez. 2015.

ANEEL. **Matriz de energia elétrica**. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/operacaocapacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: 24 mai. 2016.

ANEEL. **Resolução Normativa nº 482 de 17 de abril de 2012**. Estabelece as condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica, o sistema de compensação de energia elétrica, e dá outras providências.

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

APPELS, L.; ASSCHEB, A. V.; WILLEMSB, K.; DEGRÈVEA, J.; IMPEA, J. V.; DEWIL, R. Peracetic acid oxidation as an alternative pre-treatment for the anaerobic digestion of waste activated sludge. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 5, p. 4124–4130, 2011.

ARAGON, G. **Proposta de Programa Nacional do Biogás e do Biometano** - PNBB. In: ARAGON, G (coord.). Associação Brasileira de Biogás e Biometano - ABIOGÁS. São Paulo, 2015. 69p.

BAZARA, X.; GALIMANY, F.; TORRES, R. Digestión anaerobia en el tratamiento de efluentes y lodos residuales. **Tecnología del Agua**., n. 233, p. 34-46, 2003.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Paulo: EESC/Universidade de São Paulo. 120p. 1999.

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

BRASIL, Agência Nacional do Petróleo, Biocombustíveis e Gás Natural. Resolução nº 8 de 30 de janeiro de 2015. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2015. Dispõe sobre o Biometano oriundo de produtos e resíduos orgânicos agrossilvopastoris e comerciais destinado ao uso veicular (GNV) e às instalações residenciais e comerciais.

BRASIL. Decreto nº 5.025, de 30 de março de 2004. Regulamenta o inciso I e os §§ 1º, 2º, 3º, 4º e 5º do art. 3º da Lei nº 10.438, de 26 de abril de 2002. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2004. Dispõem sobre o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica - PROINFA, primeira etapa, e dá outras providências.

BRASIL. Lei n. 10.438, de 26 de abril de 2002. Dispõe sobre a expansão da oferta de energia elétrica emergencial, recomposição tarifária extraordinária, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, abr., 2002.

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

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

CABBAI, V.; BALLICO, M.; ANEGGI, E.; GOI, D. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. **Waste management**, v. 33, n. 7, p. 1626–1632, 2013.

CASSINI, S. T.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDREOLI, C. V.; FRANÇA, M.; BORGES, E. S. M.; GONÇALVES, R. F. Hidrólise e atividade anaeróbia em lodos. In.: CASSINI, S. T. (Coord.). **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB, 2003. 210p.

CHANDRAN, P. K. P.; GANDHIRAJ, V. Co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with distillery effluent for enhanced methane generation. Proceedings Sardinia, 2009. Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy: 5 – 9, October, 2009.

CHEN, G.; LIU, G.; YAN, B.; SHAN, R.; WANG, J.; LI, T.; WU, W. Experimental study of co-digestion of food waste and tall fescue for biogas production. **Renewable Energy**, v. 88, p. 273-279, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v. 5, n. 2, 380 p., 2007.

CROVADOR, M.I.C. **Potencial de geração de biogás a partir da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 119f. Dissertação (Mestrado em Bioenergia). Universidade Estadual do Centro Oeste – UNICENTRO, Irati, PR. 2014.

COELHO, S. T.; VELÁZQUEZ, S. M. S. G.; SILVA, O. C. da; ABREU, F. C. de. Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto utilizando um grupo gerador de 18 kW. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANEJAMENTO ENERGÉTICO, 5., 2006. Brasília. **Anais...** São Paulo: Informação Verbal, 2006. p. 1-12.

CORNELL COMPOSTING. **Estimating carbon content**. 1996. Disponível em: <<http://compost.css.cornell.edu/calc/carbon.html>>.

DECOTTIGNIES, V.; GALTIER, L.; LEFEBVRE, X.; VILLERIO, T. **Comparison of analytical methods to determine the stability of municipal solid waste and**

related wastes. In: Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, 2005.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources: An introduction.** Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2008.

EL-MASHAD, H. M.; ZHANG, R. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4021-4028, 2010.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2024.** Ministério de Minas e Energia, Brasília: MME/EPE. 2015.

FACTOR T. L.; ARAÚJO, J. A. C.; JÚNIOR, L. V. E. V. Produção de pimentão em substratos e fertirrigação com efluente de biodigestor. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.2, p.143-149, 2008.

FERREIRA, B.O. **Avaliação de um sistema de metanização de resíduos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás.** 2015. 124f. Dissertação (Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Belo Horizonte, MG. 2015.

FERREIRA, L. M. S. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros com e sem separação da fração sólida.** 2013. 67f. Dissertação (Mestre em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Universidade do Estado de São Paulo - UNESP, Jaboticabal, SP, 2013.

FIRMO, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos.** 2013. 286 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, UFPE, Recife, PE, 2013.

FONSECA, J. C. L.; SILVA, M. R. A.; BAUTITZ, I. R.; NOGUEIRA, R.F. P.; MARCHI, M. R. R. Avaliação da confiabilidade analítica das determinações de carbono orgânico total (COT). **Eclética química**, v. 31, n. 3, p. 47, 52, 2006.

FORESTI, E. **Notas da aula de Processos e Operações em Tratamento de Resíduos SHS-705**. Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos. 1993.

FOSTER-CARNEIRO, T; PÉREZ, M; ROMERO, L.I. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactor treating food waste. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 6994-7002, 2008.

GIRAULT, R.; BRIDOUX, G.; NAULEAU, F.; POULLAIN, C.; BUFFET, J.; PEU, P.; SADOWSKI, A.G.; BÉLINE, F. Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and greasy sludge from flotation process: Batch versus CSTR experiments to investigate optimal design. **Bioresource Technology**, v. 105, p. 1–8, 2012.

GONÇALVES, C. D. C. **Modelação do processo de digestão anaeróbia da FORSU à escala industrial**. 2012. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Instituição de Engenharia, Arquitectura, Ciência e Tecnologia Técnico Lisboa. Lisboa, Portugal, 2012.

GOSTELOW, P.; PARSONS, S.A.; STUETZ, R.M. Odour measurements for sewage treatment works. **Water Research**, V. 35, n. 3, p. 579-597, 2001.

GRIGATTI, M.; CIAVATTA, C.; GESSA, C. Evolution of organic matter from sewage sludge and garden trimming during composting. **Bioresource Technology**. v. 91 n. 2, p. 163–169, 2004.

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

HAMILTON, D. W. **Anaerobic digestion of animal manures: methane production potential of wastes materials.** Oklahoma State University: Division of Agricultural Sciences and Natural Resources: BAE-1762. 2012, USA. 2012.

HASHIMOTO, A. G. Pretreatment of wheat straw for fermentation to methane. **Biotechnology and Bioengineering.** v. 28, p. 1857–66. 1986.

HAIDER, M. R.; ZESHAN; YOUSAF, S.; MALIK, R. N.; VISVANATHAN, C. Effect of mixing ratio of food waste and rice husk co-digestion and substrate to inoculum ration on biogas production. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 451-457, 2015.

IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/defaulttabpdf_man_res_sol.shtm> Acesso em: 23 de agosto de 2016.

IEA - Bioenergy. **Biogas upgrading technologies** - developments and innovations. Report of Task 37: Energy from biogas and landfill gas. International Energy Agency Technology Environment, Culham, Oxfordshire - UK. 2009. 20p.

IEA - Bioenergy. **Biogás upgrading and utilization.** Report of Task 24: Energy from biological conversion of organic waste. International Energy Agency Technology Environment, Culham, Oxfordshire - UK. 2001. 20p.

Intergovernmental Panel on Climate Change - **IPCC.** Bruckner T., I.A. Bashmakov, Y. Mulugetta, H. Chum, A. de la Vega Navarro, J. Edmonds, A. Faaij, B. Functammasan, A. Garg, E. Hertwich, D. Honnery, D. Infield, M. Kainuma, S. Khennas, S. Kim, H.B. Nimir, K. Riahi, N. Strachan, R. Wiser, and X. Zhang, 2014: Energy Systems. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer,

C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

JUCÁ, J.F.T.; MACIEL, F.J.; MARIANO, M.O.H.; BRITO, A.R. **Relatório Técnico do Estudo de Aproveitamento Energético do Biogás no Aterro da Muribeca**. Universidade Federal de Pernambuco - Grupo de Resíduos Sólidos, Recife – PE, 2005.

KAFLE, G. K.; CHEN, L. Comparison on batch anaerobic digestion of five different livestock manure and prediction of potential methane production (BMP) using different statistical models. **Waste Management**, v. 48, p. 492-502, 2016.

KAFLE, G. K.; KIM, S. H.; SUNG, K. I.; Ensiling of fish industry waste for biogas production: A lab scale evaluation of biochemical methane potential (BMP) and kinetics. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 326-336, 2013.

KARIM, K.; HOFFMANN, R.; KLASSON, T.; AL-DAHMAN, M.H. Anaerobic digestion of animal waste: Waste strength versus impact of mixing. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 96, p.1771-1781, 2005.

KELLY, R. J. **Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability**. Master Thesis (Master of Science in Environmental Science and Engineering) - Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg-Virginia, 2002. 66p.

KEYMER, U.; REINHOLD, G. Grundsätze bei der projekt planung. In: ROHSTOFFE, F.N. **Handreichung biogasge winnung und-nutzung**. Gülzow: Institut Für Energetik Und Umwelt, p.182-209, 2006.

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.

KOCH, K.; HELMREICH, B.; DREWES, J. E. Co-digestion of food waste in municipal wastewater treatment plants: Effect of different mixtures on methane yield and hydrolysis rate constant. **Applied energy**, v. 137, p. 250 - 255. 2015.

LEMA, J. M.; MÉNDEZ, R. J.; *Tratamientos biológicos anaerobios*. Chapter: Contaminación e ingeniería ambiental. Vol. III, Contaminación de las aguas, Bueno, Julio, L. Sastre, H., Lavín, A. eds, F.I.C.Y.T, Oviedo, España. 1997.

LI, R. P.; WANG, K. S.; Li, X. J.; PANG, Y. Z. Characteristic and anaerobic digestion performances of kitchen wastes. **Renewable Energy**, v. 28, p. 76-80, 2010.

LIM, S. J.; FOX, P. A kinetic evaluation of anaerobic treatment of swine wastewater at two temperatures in a temperate climate zone. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 102, n.4, p.3724-3729, 2011.

LISSENS, G.; THOMSEN, A. B.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W.; AHRING, B. K. Thermal wet oxidation improves anaerobic biodegradability of raw and digested biowaste. **Environmental Science and Technology**, v. 38, n. 12, p. 3418–3424, 2004.

LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 94, n. 3, p. 261–266, 2004.

LUSTE, S.; HEINONEN-TANSKIA, H.; LUOSTARINEN. S. Co-digestion of dairy cattle slurry and industrial meat-processing by-products – Effect of ultrasound and hygienization pre-treatments. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 195–201, 2012.

MACHADO, L. L. N. **Aspectos técnicos relacionados à geração de energia elétrica a partir do lodo de esgoto**. 2011. 109f. Dissertação (Mestre em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, Rio de Janeiro - RJ, 2011.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental cell in Brazil. **Waste Management**, v.31, n.05, p.966–977, 2011.

MATA-ALVAREZ, J. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. **IWA Publishing Company**, 2002.

MATA-ALVAREZ, J.; CECCHI, F.; LLABRÉS, P.; PAVAN, P. Anaerobic digestion of the Barcelona central food market organic wastes: experimental study. **Bioresour Technol**, v. 39, p. 39-48, 1992.

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.

MARTINS, F. M.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Análise econômica da geração de energia elétrica a partir do biogás na suinocultura. *Eng. Agrícola*, v.31, n.3, p.477-486, 2011.

MELO, E.S.R.L. de. **Análise de biodegradabilidade dos materiais que compoem os resíduos sólidos urbanos através de ensaios BMP (Biochemical Methane Potential)**. 2010. 148f. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco - UFP, Recife, PE, 2010.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA - MME. **Programa de incentivo as fontes alternativas de energia elétrica**. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/programas/proinfa/menu/programa/tecnologias_contempladas.html>. Acesso em: 01 set. 2016.

NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. **Methods of Soil analysis**. Part 3. Chemical Methods. Madison, WI. In: Bigham, J.M. Soil Science Society of America and American Society of America and American Society of Agronomy. Book Series Nº 5. p. 961-1010, 1996.

NETO, F. G. **Tratamento de frações orgânicas de resíduos sólidos de restaurantes em reator anaeróbio no município de Blumenau-SC.** 105f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Fundação Universidade Regional de Blumenau - FURB. Blumenau, SC. 2015.

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

NEVES, L.; OLIVEIRA, R., ALVES, M.M. Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge. **Waste Management** v. 26, n. 2, p. 176–181, 2006.

OLIVEIRA, M. M. **Estudo da inclusão de compartimentos em reatores modelo canadense.** 2012. 119p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos, Universidade Federal de Santa Maria - RS, 2012.

OHA, S.T.; MARTIN, A.D. Long chain fatty acids degradation in anaerobic digester: Thermodynamic equilibrium consideration. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 3, p. 335–345, 2010.

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

PARK, S.; LI, Y. Evaluation of methane production and macronutrient degradation in the anaerobic co-digestion of algae biomass residue and lipid waste. **Bioresourcetechnology**, v. 111, p. 42-48, 2012.

PARAWIRA, W.; MURTO, M.; ZVAUYA, R.; MATTIASSON, B. Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves. **Renewable Energy**, v.29, n.11, p.1811-1823, 2004.

PECORA, V. **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP – Estudo**

de Caso. 2006. 152 f. Dissertação (Mestrado) – Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

PEROVANO, T. G; FORMIGONI, L. P. A. **Geração de energia a partir de subprodutos do tratamento de esgotos sanitários**. 2011. 101f. TCC (Bacharel em Engenharia Ambiental). Universidade do Espírito Santo, Vitória - ES. 2011.

PITK, P.; KAPARAJU, P.; PALATSI, J; AFFES, R.; VILU, R. Co-digestion of sewage sludge and sterilized solid slaughterhouse waste: Methane production efficiency and process limitations. **Bioresource Technology**. v. 134, p. 227-232, 2013.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria. ISBN 3-900051-07-0, Disponível em: <<http://www.R-project.org/>> Versão 2.13.0. Acesso em: 13 dez. 2016.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, n. 1, p. 861-877, 2012.

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

RATANATAMSKUL, C.; WATTANAYOMMANAPORN, O.; YAMAMOTO, K. An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digester of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 102, p. 143-148, 2015.

RUGHOONUNDUNA, H.; MOHEEA, R.; HOLTZAPPLE, M.T. Influence of carbon-to-nitrogen ratio on the mixed-acid fermentation of wastewater sludge and pretreated bagasse. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 91–97, 2012.

RYCKEBOSCH, E; DROUILLON, M; VERVAEREN, H. Techniques for transformation of biogas to biomethane. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, p. 1633-1645, 2011.

SALINO, P.J. **Energia eólica no Brasil: uma comparação do proinfa e dos novos leilões**. 84 f. TCC (Engenharia Ambiental). Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Rio de Janeiro, 2011.

SÁNCHEZ, E.; BORJA, R.; TRAVIESO, L.; MARTÍN, A.; COLMENAREJO, M.F. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary up flow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 96, n. 3, p. 335-344, 2005.

SANTOS, A. T. L.; HENRIQUE, N. S.; SHHILINDWEIN, J. A.; FERREIRA, E.; STACHIW, R. Aproveitamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para produção de composto orgânico. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, v. 3, n. 1, p. 15-28, 2014.

SCHIRMER, W. N.; JUCÁ, J. F. T.; SCHULER, A. R. P.; HOLANDA, S.; JESUS, L. L. Methane production in anaerobic digestion of organic waste from Recife (Brazil) Landfill: 102 evaluation in refuse of different ages. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 02, p. 373-384, 2014.

SCHUCH, S.L. **Condomínio de agroenergia: potencial de disseminação na atividade agropecuária**. 2012. 41 f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Engenharia de Energia na Agricultura, Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, Cascavel, 2012.

SILVA, G.A. **Estimativa da geração de biogás no aterro sanitário metropolitano de João Pessoa através do teste BMP**. 2012. 128f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba - UFP. 2012.

SILVA, G. H. **Sistema de alta eficiência para tratamento de esgoto residencial – estudo de caso na lagoa da conceição**. Monografia. Programa de graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

SILVA, G.B. **Avaliação da produção de biogás e geração de metano a partir do resíduo do leite**. 2015. 18f. TCC (Técnico em Química). Centro Universitário Univates, Lajeado, RS. 2015.

SILVA, M.C.P. **Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potencial inóculo para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares**. 2014. 115f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte, 2014.

SILVA, M.O.S.A. Análises físico-químicas para controle das estações de tratamento de esgotos. São Paulo: **CETESB**, 1977. 226p.

SGORLON, J. G.; RIZK, M. C.; BERGAMASCO, R.; TAVARES, C. R. G. Avaliação da DQO e da relação C/N obtidas no tratamento anaeróbio de resíduos fruti-hortícolas. **Acta Scientiarum Technology**, v. 33, n. 4, p. 421-421, 2011.

SOUZA, de M; SCHNEIDER, A. H. Oportunidade da cadeia produtiva de biogás para o estado do Paraná. In: SCHNEIDER, A. H. (coord.) **Observatórios Sistema Fiep - SENAI**. Curitiba/PR, 2016. 73p.

TOLMASQUIM, M. T. **Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica**. In: TOLMASQUIM, M. T. (coord.). Empresa de Pesquisa Energética - EPE. Rio de Janeiro, 2016. 452p.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues. New York: Mcgraw-Hill, 1993. 978p.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente. São Paulo, SP: **Mc. Graw Hill**, 1994. 199p.

VAZ, D. A.; FURIJO JR, A.; SOUZA, S. M. A. U.; SOARES, H. M. Cinética da degradação anaeróbia de ácidos voláteis de cadeia curta na presença do pentaclorofenol. In: **XIV SIMPÓSIO NACIONAL DE FERMENTAÇÕES**, 2003, Florianópolis. Trabalhos Completos, 2003, v. 1, p. 1-7.

VERNA, S. **Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes**. 2002. 50p. Dissertação (M.Sc em Earth Resources Engineering). New York: Columbia University, 2002.

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

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 1.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 211 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 2).

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. 452 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1).

WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. **Appl. Microbiol Biotechnol**, v. 85, p. 849-860, 2010.

WOON, K. S.; LO, I. M. C. A proposed framework of food waste collection and recycling for renewable biogas fuel production in Honk Kong. **Waste Management**, v. 47, p. 3-10, 2016.

XIA, Y.; MASSÉA, D.I.; MCALLISTERB, T.A.; KONGC, Y.; SEVIOURD, R.; BEAULIEU C. Identity and diversity of archaeal communities during anaerobic co-digestion of chicken feathers and other animal wastes. **Bioresource Technology**, v. 110, p. 111–119, 2012

.

XU, F.; LI, Y. Solid-state co-digestion of expired dog food and corn stover for methane production. **Bioresource Technology**, v.118, p. 219–226, 2012.

XU, C.; SHI, W.; HONG, J.; ZHANG, F.; CHEN, W. Life cycle assessment of food waste-based biogas generation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 49, p. 169-177, 2015.

YONG, Z.; DONG, Y.; ZHANG, X.; TAN, T. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. **Renewable Energy**, v. 78, p. 527-530, 2015.

ZANETTE, A. L. Potencial do aproveitamento energético do biogás no Brasil. 2009. 105 f. Dissertação (Mestre em Planejamento Energético). Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, 2009.

ZANDONADI, H. S.; MAURÍCIO, A. A. Avaliação do índice de resto-ingesta, de refeições consumidas por trabalhadores da construção civil no município de Cuiabá, MT. **Revista Higiene Alimentar**. São Paulo, v.26, n. 206/207, p. 64-70, 2012.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383-392, 2014.

ZHANG, C.; SU, H.; TAN, T. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid-liquid system. **Bioresource Technology**, v. 145, p. 10-13, 2013a.

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, 2013b.

ZHANG, L.; LEEB, Y-W.; JAHNGA, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 8, p. 5048–5059, 2011.

ZHANG, R.; EL-MASHAD, H. M.; HARTMAN, K.; WANG, F.; LIU, G.; CHOATE, C.; GAMBLE, P. Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 929-935, 2007.