

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS ENERGÉTICAS E  
NUCLEARES

MONALIZA MIRELLA DE MORAIS ANDRADE

PARÂMETROS OPERACIONAIS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE  
ALIMENTOS PARA FINS ENERGÉTICOS

Recife

2018

MONALIZA MIRELLA DE MORAIS ANDRADE

PARÂMETROS OPERACIONAIS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE  
ALIMENTOS PARA FINS ENERGÉTICOS

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares do Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Tecnologias energéticas e nucleares.

Área de Concentração: Fontes renováveis de energia.

Linha de pesquisa: Aproveitamento Químico e Energético de Fontes de Biomassa.

Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes

Recife

2018

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

A553p Andrade, Monaliza Mirella de Moraes.

Parâmetros operacionais da digestão anaeróbia de resíduos dealimentos para fins energéticos/ Monaliza Mirella de Moraes Andrade. -2018.

93 folhas, il.,gráfs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2018.

Inclui Referências.

1. Energia nuclear. 2. Biogás. 3. Metano. 4. Codigestão. 5. Inóculo. I.

MONALIZA MIRELLA DE MORAIS ANDRADE

**Parâmetros Operacionais da Digestão Anaeróbia de Resíduos de Alimentos para Fins Energéticos.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares do Departamento de Energia Nuclear, Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Tecnologias energéticas e nucleares.

Aprovada em: 18/05/2018.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes (Orientador)

DEN/UFPE

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Ana Dolores Santiago de Freitas (Examinador Interno)

DEPA/UFRPE

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Maria de Los Angeles Perez Fernandez Palha (Examinadora externa)

DEQ/UFPE

---

Prof<sup>o</sup>. Dr. Alexandre Ricardo Pereira Schuler (Examinador Externo)

DEQ/UFPE

---

Dr. Dário Costa Primo (Examinador Externo)

DEN/UFPE

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida e pela permissão dessa realização.

Aos meus pais, que mesmo sem compreender a importância dessa titulação, torceram e torcem para que eu realize satisfatoriamente cada etapa;

Ao meu companheiro de vida, meu esposo, Yokaanan Cordeiro, que sempre me incentivou a continuar essa caminhada, mesmo quando as decepções chegavam e o desânimo me abatia;

Ao meu irmão, Emanuel Andrade por me apoiar em tudo e estar junto;

Às amigadas construídas ao longo desses quatro anos no Departamento de Energia Nuclear, pelo apoio oportuno, conversas, auxílio em atividades durante as fases de experimentos, happy hour e todos os momentos em que estivemos juntos;

À turma da Quinta Sem Lei (#QSL) pelos momentos ímpares de diversão, parceria e, por vezes, até de consolação;

Ao meu parceiro de reta final, Uemeson J. Santos, fundamental em não me deixar desanimar em sucessivas tempestades;

Ao CNPq pela concessão da bolsa;

Ao meu orientador, Rômulo Menezes, pelos ensinamentos e credibilidade;

Ao professor Everardo Sampaio, por todo apoio no planejamento da pesquisa e análise dos dados. E, acima de tudo, por ser uma inspiração como pesquisador;

Aos técnicos Gilberto, Claudenice Maria e Pedro, por toda ajuda na execução dos experimentos e pela amizade a mim prestada;

Ao PROTEN, pelo acolhimento e oportunidade de aprendizado;

Ao grupo de resíduos sólidos, na pessoa do prof. Drº Fernando Jucá e ao CRCN pelo empréstimo dos biodigestores de bancada utilizados nessa pesquisa;

À Alessandra Lee, por todo conhecimento transmitido, apoio na elaboração das metodologias e cálculos;

Ao professor Sérgio Perez e Adalberto Freire pelas análises de caracterização do biogás;

A todos que fizeram parte do meu dia-a-dia no Proten: porteiros, zeladores, secretárias, bibliotecário, professores e demais funcionários,

MUITO OBRIGADA!

## RESUMO

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos tem sido considerada como valioso substrato a ser tratado por digestão anaeróbia. O objetivo do trabalho foi avaliar parâmetros operacionais para implantação de sistema de aproveitamento energético de restos da preparação e consumo de alimentos via digestão anaeróbia. Resíduos de preparo e consumo de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, Pernambuco, Brasil, foram amostrados por doze meses e determinadas suas características químicas. Dois experimentos, utilizando a técnica BMP (potencial bioquímico de metano), foram realizados com reatores de capacidade para 200mL, no sistema de batelada, sob condições mesófilas, com tempo de retenção hidráulica de 65 dias. Foram avaliados o efeito da não inoculação na codigestão de resíduo de alimento e esterco bovino com três relações, 2:1, 1:3 e 1:0, na estabilidade e desempenho do sistema. E, a digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), lodo de ETE adicionado de bicarbonato de sódio ( $\text{NaHCO}_3$ ) e lodo industrial em duas relações inóculo:resíduo, 1:1 e 1:2. Avaliou-se, também, a estabilidade e desempenho da digestão anaeróbia de resíduos de alimentos em biodigestor contínuo em escala piloto ( $8 \text{ m}^3$ ). O pH dos resíduos de alimentos do RU variou de 3,7 a 5,5 e umidade de 55 a 80%. A produção acumulada de biogás não diferiu significativamente entre as relações EB:RA 2:1 e 1:3 apresentando  $273,12$  e  $232,72 \text{ NmL gST}^{-1}$  e a metanogênese foi completamente inibida por acúmulo de ácidos graxos voláteis (superior a  $8000 \text{ mg L}^{-1}$ ). O tratamento com lodo industrial apresentou produção de biogás de  $514,14 \text{ NmL.g}_{\text{sv}}^{-1}$  em 10 dias. A adição de  $\text{NaHCO}_3$  não influenciou o desempenho do sistema. Biodigestor contínuo com carga orgânica volumétrica de  $2,74 \text{ Kg}_{\text{sv}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  apresentou-se estável, com rendimento médio de biogás de  $271 \text{ L kg}_{\text{sv}}^{-1}$ , com concentração de metano no biogás entre 60 e 64% e rendimento de  $220 \text{ L kg}_{\text{sv}}^{-1}$ . O biodigestor contínuo deve operar com esterco bovino estabilizado e com aumento gradual de carga orgânica volumétrica, partindo de um mínimo de  $2,74 \text{ Kg}_{\text{sv}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  e com adoção de diferentes fatores de diluição, devido à heterogeneidade na composição dos resíduos de alimentos.

Palavras-chave: Biogás. Metano. Codigestão. Inóculo.

## ABSTRACT

The organic fraction of urban solid waste has been considered as a valuable substrate to be treated by anaerobic digestion. The objective of this work was to evaluate operational parameters for the implantation of an energy recovery system of food preparation residues and consumption through anaerobic digestion. Wastes from the University of Pernambuco University's UFPE restaurant, Recife, Pernambuco, Brazil, were sampled for 12 months and their chemical characteristics determined. Two experiments, using the BMP technique (biochemical potential of methane), were performed with 200mL capacity reactors in the batch system, under mesophilic conditions, with hydraulic retention time of 65 days. The effect of non-inoculation on the codigestion of beef and cattle manure with three ratios, 2: 1, 1: 3 and 1: 0, on the stability and performance of the system were evaluated. E, anaerobic digestion of food residue inoculated with sewage sludge (ETE) sludge, ETE sludge added with sodium bicarbonate ( $\text{NaHCO}_3$ ) and industrial sludge in two inoculum: residue ratios, 1: 1 and 1: 2 . It was also evaluated the stability and performance of anaerobic digestion of food residues in a continuous biodigester on a pilot scale ( $8 \text{ m}^3$ ). The pH of the food waste ranged from 3.7 to 5.5 and moisture from 55 to 80%. The accumulated biogas production did not differ significantly between EB: RA 2: 1 and 1: 3 ratios presenting 273.12 and 232.72  $\text{NmL g}_{\text{ST}}^{-1}$  and methanogenesis was completely inhibited by accumulation of volatile fatty acids (greater than  $8000 \text{ mg L}^{-1}$ ). The treatment with industrial sludge presented biogas production of 514.14  $\text{NmL.g}_{\text{sv}}^{-1}$  in 10 days. The addition of  $\text{NaHCO}_3$  did not influence the performance of the system. Biodigester with organic volumetric load of  $2.74 \text{ Kgsv m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  was stable, with an average biogas yield of  $271 \text{ L kgsv}^{-1}$ , with methane concentration in the biogas between 60 and 64% and yield of  $220 \text{ L kgsv}^{-1}$ . The continuous biodigester should operate with stabilized bovine manure and with a gradual increase of volumetric organic load, starting from a minimum of  $2.74 \text{ Kgsv m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  and with different dilution factors, due to the heterogeneity in the composition of the residues of foods.

Keywords: Biogas. Methane. Co-digestion. Inoculum.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1-	Participação das regiões brasileiras no total de resíduos sólidos urbanos coletados em 2016.....	20
Figura 2-	Geração per capita de resíduos sólidos nas regiões brasileiras em kg habitante <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> .....	20
Figura 3-	Disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil por tipo de destinação.....	21
Figura 4-	Distribuição dos municípios brasileiros com iniciativa de coleta seletiva por região.....	23
Figura 5-	Esquema simplificado das etapas do processo de digestão anaeróbia.....	25
Figura 6-	Comportamento de demanda química de oxigênio (DQO), ácidos graxos voláteis (AGV), potencial hidrogeniônico (pH), ferro (Fe) e zinco (Zn) determinado no lixiviado de sistema de digestão anaeróbia.....	26
Figura 7-	Etapas da descrição da metodologia utilizada no presente estudo.....	40
Figura 8-	Técnica de quarteamento utilizada na amostragem dos resíduos de alimentos.....	42
Figura 9-	Resíduos de alimentos triturados acondicionados em estufa de secagem a 65°C.....	42
Figura 10-	Uniformização do tamanho das partículas de resíduos de alimentos secos em estufa.....	43
Figura 11-	Medição direta do pH em amostra líquida.....	43
Figura 12-	Coleta de lodo anaeróbio em reator UASB, Estação de Tratamento de Esgoto da Mangueira, Recife, Pernambuco.....	45
Figura 13-	Reator anaeróbio acoplado ao cilindro contendo N <sub>2</sub> .....	47
Figura 14-	Reatores acondicionados em estufa bacteriológica.....	47
Figura 15-	Queima do biogás para redução da pressão interna no reator.....	48
Figura 16-	Pesagem do resíduo de alimento seco, mistura com esterco bovino diluído e alimentação do reator.....	50
Figura 17-	Preparação para coleta de biogás nos reatores.....	51
Figura 18-	Biodigestor contínuo escala piloto (8m <sup>3</sup> ) instalado na Universidade Federal de	54



Pernambuco.....

Figura 19-	Mistura de resíduo de alimento e água para alimentação do biodigestor piloto.....	56
Figura 20-	Variação de médias mensais de pH dos resíduos de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, coletados no ano de 2016.....	60
Figura 21-	Médias mensais de percentual de umidade em amostras de resíduos de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, coletadas no ano de 2016.....	61
Figura 22-	Médias mensais de sólidos totais em amostras de resíduos de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, coletadas no ano de 2016.....	62
Figura 23-	Médias mensais de percentual de sólidos voláteis em relação a sólidos totais (SV/ST) em amostras de resíduos de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, coletadas no ano de 2016.....	62
Figura 24-	Médias mensais da relação carbono/nitrogênio (C/N) em amostras de resíduos de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, coletadas no ano de 2016.....	63
Figura 25-	pH inicial, final e redução de unidade de pH observados em sistema de codigestão anaeróbia de esterco bovino e resíduo de alimento em diferentes relações esterco:resíduo (EB:RA).....	65
Figura 26-	Produção acumulada de biogás no sistema de codigestão de esterco bovino (EB) e resíduo de alimento (RA) em diferentes relações EB:RA.....	68
Figura 27-	Taxa de produção diária de biogás em sistema de codigestão de esterco bovino e resíduo de alimentos em diferentes relações esterco bovino:resíduo de alimento.....	69
Figura 28-	Tempo necessário para atingir 80 % da produção de biogás (T80), em sistema de codigestão de esterco bovino e resíduo de alimentos em diferentes relações esterco bovino:resíduo de alimento (EB:RA).....	70
Figura 29-	pH inicial, final e redução de unidade de pH observados em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de ETE, lodo ETE + NaHCO <sub>3</sub> e lodo industrial com relações I/R iguais a 1/1 e 2/1.....	71
Figura 30-	Produção acumulada de biogás do lodo de ETE e lodo industrial no período de retenção de 65 dias.....	73

Figura 31-	Produção acumulada de biogás em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de ETE, lodo ETE + NaHCO <sub>3</sub> e lodo industrial com relações I/R iguais a 1/1 e 2/1.....	74
Figura 32-	Taxa de produção diária de biogás em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de ETE, sem e com adição de NaHCO <sub>3</sub> , e lodo industrial.....	75
Figura 33-	Variação semanal de pH e acúmulo de ácidos graxos voláteis em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento em biodigestor contínuo.....	81
Figura 34-	Produção diária de biogás em biodigestor escala piloto com esterco bovino pré-incubado e alimentação contínua de resíduo de alimento.....	82
Figura 35-	Rendimento de metano em digestão anaeróbia de resíduos de alimentos observado na fase de teste de operação de biodigestor contínuo escala piloto.....	82

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Produção de metano a partir da digestão anaeróbia de resíduos de alimentos referenciada na literatura.....	29
Tabela 2-	Comparação entre os processos de digestão anaeróbia com baixa e alta concentração de sólidos.....	32
Tabela 3-	Síntese de parâmetros considerados ideais para digestão anaeróbia de resíduos de alimentos.....	38
Tabela 4-	Caracterização de resíduos de alimentos (RA), esterco bovino (EB), lodo de ETE (L ETE) e lodo industrial (L I) utilizados nos ensaios de digestão anaeróbia.....	46
Tabela 5-	Esquema experimental do ensaio de codigestão anaeróbia com diferentes relações de resíduo de alimento (RA) e de esterco bovino (EB), sem adição de inóculo.....	50
Tabela 6-	Esquema experimental do ensaio de digestão de resíduo de alimento (RA) com diferentes proporções de três distintos inóculos (I).....	51
Tabela 7-	Massa e volume de esterco utilizados para alimentação inicial do biodigestor.....	55
Tabela 8-	Massa e volume de resíduo de alimento utilizados para alimentação diária do biodigestor.....	56
Tabela 9-	Caracterização física de amostras do esterco bovino e resíduo de alimentos utilizados como substratos no biodigestor anaeróbio escala piloto.....	56
Tabela 10-	Parâmetros operacionais do biodigestor contínuo escala piloto para tratamento de resíduos provenientes do preparo e consumo de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco.....	58
Tabela 11-	Taxa de redução de sólidos voláteis (SV) e acúmulo de ácidos graxos voláteis determinados a partir do digerido de sistema de codigestão anaeróbia de esterco bovino e resíduo de alimento em diferentes relações esterco:resíduo (EB:RA).....	66
Tabela 12-	Redução de sólidos voláteis em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de ETE, lodo ETE + NaHCO <sub>3</sub> e lodo industrial com relações I/R iguais a 1/1 e 2/1.....	72
Tabela 13-	Acúmulo de ácidos graxos voláteis em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de ETE, lodo ETE + NaHCO <sub>3</sub> e lodo industrial com relações I/R iguais a 1/1 e 2/1.....	72
Tabela 14-	Comparação de médias de produção acumulada de biogás entre os tratamentos estudados no ensaio de digestão anaeróbia de resíduo de alimentos com diferentes inóculos (lodo ETE, lodo ETE + NaHCO <sub>3</sub> e lodo industrial) em diferentes relações inóculo/resíduo (I/R), 1/0, 1/1 e 2/1.....	74
Tabela 15-	Período de tempo, em dias, necessário para produzir 80% da produção total de biogás (t <sub>80</sub> ), comparação entre diferentes inóculos	

	e relações inóculo resíduo.....	77
Tabela 16-	Concentrações de metano no biogás gerado a partir da digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com Lodo de ETE, lodo de ETE + NaHCO <sub>3</sub> e lodo industrial nas relações I/R = 1/1 e 2/1, determinadas no 10°, 25°, 40° e 55° dia de retenção hidráulica.....	78
Tabela 17-	Rendimento de metano a partir da digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com Lodo de ETE, lodo de ETE + NaHCO <sub>3</sub> e lodo industrial nas relações I/R = 1/1 e 2/1, determinadas no 10°, 25°, 40° e 55° dia de retenção hidráulica.....	79

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação brasileira das empresas de limpeza pública e resíduos
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
BERSO	Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos
BMP	Biochemical Methane Potential
COOPERE	Coordenação de Prevenção e Gerenciamento de Resíduos e Efluentes
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
C/N	razão entre carbono e nitrogênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EB	Esterco bovino
EB:RA	Relação esterco bovino e resíduo de alimento
EMBRAPA	Empresa brasileira de pesquisa agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FORSU	Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos
GEE	Gases de Efeito Estufa
IPA	Instituto Agrônomo de Pernambuco
I/R	relação entre inóculo e resíduo
LI	Lodo Industrial
NaHCO <sub>3</sub>	bicarbonato de sódio
NBR	Norma brasileira
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RA	Resíduo de alimento
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos

RU	Restaurante universitário
ST	sólidos totais
SV	sólidos voláteis
T80	Tempo necessário para atingir 80% da produção total de biogás
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	15
2	<b>OBJETIVO GERAL.....</b>	17
2.1	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
3	<b>REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	18
3.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	18
3.2	GERAÇÃO E DESTINAÇÃO FINAL DE RSU NO BRASIL.....	19
3.3	EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA – GEE.....	22
3.4	ATENUAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL CAUSADA PORRSU.....	22
3.5	DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	24
3.6	PRODUTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA E SUAS APLICAÇÕES.....	27
3.7	DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS.....	28
3.8	FATORES QUE INTERFEREM NA DIGESTÃO ANAERÓBIA.....	29
3.8.1	<b>Temperatura.....</b>	29
3.8.2	<b>Umidade e Concentração de sólidos.....</b>	31
3.8.3	<b>pH.....</b>	32
3.8.4	<b>Ácidos graxos voláteis e amônia.....</b>	33
3.8.5	<b>Inóculos.....</b>	34
3.9	CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO DE ALIMENTO.....	36
3.10	PARÂMETROS OPERACIONAIS IDEAIS PARA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS.....	38
4	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	40
4.1	FONTE DOS RESÍDUOS DE ALIMENTOS.....	40
4.2	COLETA E CARACTERIZAÇÃO MENSAL DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS.....	41
4.3	EXPERIMENTOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA COM REATORES DE BANCADA.....	44
4.3.1	<b>Coleta e caracterização do esterco bovino e lodos anaeróbios.....</b>	44
4.3.2	<b>Experimento 1 – Codigestão de resíduo de alimento e esterco bovino.....</b>	49
4.3.3	<b>Experimento 2 – Digestão anaeróbia de resíduo de alimento com diferentes inóculos e relações inóculo:resíduo.....</b>	50
4.4	DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO DE ALIMENTO EM BIODIGESTOR EM ESCALA PILOTO COM SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA.....	53
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	60
5.1	VARIABILIDADE DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS RESÍDUOS DE ALIMENTOS DO RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO DA UFPE.....	59
5.2	EXPERIMENTO 1 – CODIGESTÃO DE ESTERCO BOVINO E RESÍDUO DE ALIMENTOS.....	64
5.2.1	<b>Estabilidade do Sistema.....</b>	64
5.2.2	<b>Desempenho do sistema.....</b>	67

5.3	EXPERIMENTO 2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO DE ALIMENTO COM DIFERENTES INÓCULOS EM DIFERENTES RELAÇÕES INÓCULO : RESÍDUO.....	70
5.3.1	<b>Estabilidade do Sistema.....</b>	70
5.3.2	<b>Desempenho do sistema.....</b>	73
5.4	DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO DE ALIMENTO EM ESCALA PILOTO (8m <sup>3</sup> ).....	80
5.4.1	<b>Estabilidade do sistema.....</b>	80
5.4.2	<b>Desempenho do sistema.....</b>	80
6	CONCLUSÕES.....	84
7	PERSPECTIVAS.....	85
	REFERÊNCIAS.....	86



## 1 INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial e da urbanização, o desenvolvimento tecnológico e o maior consumo per capita têm tido como consequência o aumento na geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) ao longo das últimas décadas. Esse aumento tem provocado sérios problemas, tanto devido ao impacto ambiental desses resíduos quanto ao custo para sua deposição final ambientalmente adequada.

No Brasil, foram gerados, no ano de 2016, aproximadamente 78,3 milhões de toneladas de RSU, e cerca de metade foram resíduos orgânicos. Dos resíduos coletados no Brasil, 58,4% foram destinados a aterros sanitários e 41,6% foram destinados a lixões e aterros controlados (ABRELPE, 2016). Com esses últimos números ainda tão elevados, a destinação dos RSU ganha espaço nas discussões acerca da preservação do meio ambiente e do controle da emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera. A preocupação pela busca de alternativas sustentáveis abrange desde a redução da geração até a destinação correta dos resíduos gerados por uma determinada população (AMARAL, 2004). A gestão adequada desses resíduos é caracterizada como um problema complexo e de alto custo, particularmente nos países em desenvolvimento, que ainda carecem de avanços nas dimensões socioeconômicas e culturais fundamentais para viabilizar o manejo dos resíduos, desde a geração e segregação até a destinação final.

A digestão anaeróbia tem sido indicada para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), considerada um dos pilares da gestão sustentável de resíduos e produção de energia renovável (BATSTONE *et al.* 2015; NGHIEM *et al.* 2017). Apesar de ser uma solução potencial para reduzir os impactos negativos da geração de RSU, a digestão anaeróbia, como um processo orgânico complexo, não é uma técnica simples de ser implementada. A dinâmica das populações de micro-organismos que realizam o processo de biodigestão pode ser afetada por diversos fatores, como as condições ambientais do local onde ocorre e também pela qualidade do substrato orgânico a ser digerido. A composição química dos resíduos orgânicos, que influencia o desenvolvimento dos micro-organismos decompositores e consequente desempenho do sistema de digestão anaeróbia, pode variar significativamente em função de diversos fatores bióticos e abióticos.

Uma alternativa para atenuar os efeitos negativos de fatores como pH, disponibilidade de nutrientes e risco de toxicidade é codigerir o resíduo de alimentos com outros resíduos orgânicos, promovendo um melhor suprimento nutricional, a diluição de compostos tóxicos, o

aumento da carga de matéria orgânica biodegradável, o efeito sinérgico de micro-organismos e o melhor rendimento de biogás (KHAIRUDDIN *et al.*, 2015; KHALID *et al.*, 2011). Alguns substratos, como o esterco bovino ou o lodo de indústrias ou de estação de tratamento de esgoto, podem ser úteis como inóculo para otimizar o processo de digestão de resíduos de alimentos.

A relevância de pesquisas com enfoque em gestão de resíduos depende de constante atualização das demandas dos consumidores, gestores e líderes responsáveis pela gestão dos resíduos, desde a etapa de prevenção da geração até a destinação final ambientalmente adequada. Os gestores da UFPE decidiram criar no *Campus* Recife da UFPE uma iniciativa que estimule as pesquisas e o desenvolvimento de tecnologias e inovações para a gestão sustentável de resíduos e efluentes. Junto à Coordenação de Prevenção e Gerenciamento de Resíduos e Efluentes (COOPERE), implementaram um sistema de gerenciamento de resíduos no *campus*, de forma a criar uma “Cidade Modelo” no tema. Dentre as iniciativas, foi idealizado o aproveitamento dos restos da preparação e consumo de alimentos gerados no restaurante universitário (RU). O RU tem capacidade para 550 pessoas, servindo diariamente, em média, 500 desjejuns, 3000 almoços e 1500 jantares. A geração de resíduos de alimentos, somando sobras de preparo e consumo, está na faixa de 700 a 1000 Kg por dia, que até o ano de publicação do presente trabalho, são destinados a aterros sanitários.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar parâmetros operacionais para implantação de sistema de aproveitamento energético via digestão anaeróbia dos restos da preparação e consumo de alimentos do RU da UFPE.

## 2 OBJETIVO GERAL

Avaliar parâmetros operacionais para implantação de sistema de aproveitamento energético via digestão anaeróbia de restos da preparação e consumo de alimentos do RU da UFPE.

### 2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Avaliar a variação das características físico-químicas dos resíduos de alimentos oriundos do restaurante universitário da UFPE, ao longo de um ano;
- Avaliar a estabilidade e desempenho de sistema de codigestão anaeróbia de resíduo de alimento e esterco bovino.
- Avaliar estabilidade e desempenho do sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimentos com diferentes inóculos e relações inóculo/resíduo.
- Avaliar a estabilidade e o desempenho biodigestor contínuo em escala piloto (8 m<sup>3</sup>) alimentado com esterco bovino e resíduo de alimento durante trinta dias.

## 3 REVISÃO DE LITERATURA

### 3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Conforme a lei 12.305(BRASIL, 2010), a definição de resíduos sólidos é:

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

Segundo a norma brasileira – NBR 10.004(ABNT, 2004), os resíduos podem ser classificados pela natureza, sendo: Resíduos Classe I – Perigosos, possuem características inflamáveis, corrosivas, reativas, tóxicas e patogênicas, apresentam risco a saúde pública e a qualidade ambiental; e Resíduos Classe II – Não Perigosos, caracterizados como não perigosos, dividem-se em duas classes, sendo a Classe II A não inertes, podendo apresentar propriedades de combustibilidade, biodegradabilidade e solubilidade em água, e Classe II B, inertes, não possuem constituintes de solubilidade em água, exceto ao aspecto de cor e sabor.

Portanto, os resíduos sólidos urbanos são constituídos de todos os resíduos domiciliares e de limpeza urbana. Embora não sejam classificados como perigosos, sua deposição inadequada causa impactos ambientais e representa riscos à saúde pública, devido à degradabilidade da matéria orgânica e à atração de vetores de doenças infecciosas e parasitárias.

A decomposição da matéria orgânica presente no RSU resulta na formação de um líquido de cor escura, o chorume, que pode contaminar o solo e o lençol freático. Pode ocorrer também à formação de gases tóxicos, asfixiantes e explosivos que se acumulam no subsolo ou são lançados na atmosfera.

Entre outros impactos negativos que podem ser originados a partir dos RSU, estão os efeitos decorrentes da prática de deposição inadequada de resíduos que podem provocar contaminação de corpos d'água, assoreamento, enchentes, proliferação de vetores transmissores de doenças e outros efeitos deletérios. Somam-se a eles a poluição visual e o mau cheiro (MUCELIN; BELLINI, 2008).

Os RSU, uma vez acondicionados em aterros controlados ou lixões, podem comprometer a qualidade do solo, da água e do ar, por serem fontes de compostos orgânicos voláteis, pesticidas, solventes e metais pesados, entre outros (GIUSTI, 2009).

### 3.2 GERAÇÃO E DESTINAÇÃO FINAL DE RSU NO BRASIL

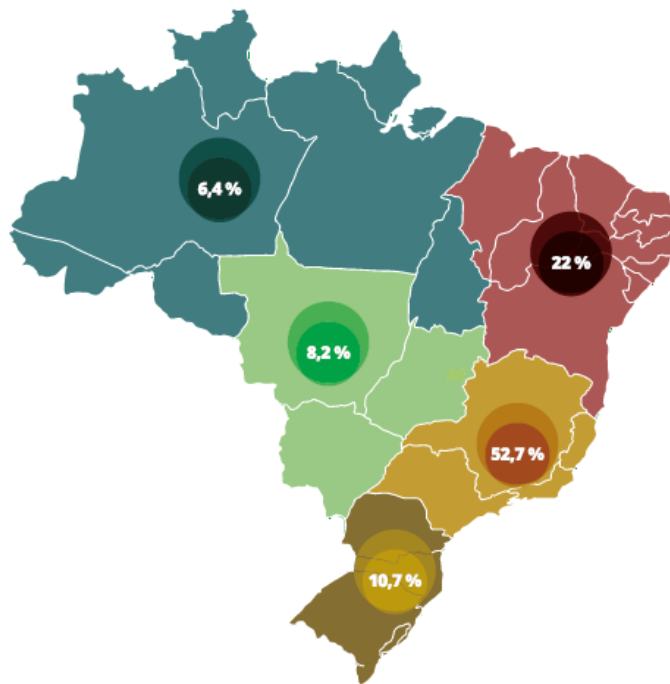
A geração total de resíduos no Brasil, em 2016, foi contabilizada em aproximadamente 78,3 milhões de toneladas, com geração diária de 214,4 toneladas, com redução de aproximadamente 2% em relação ao montante gerado no ano anterior (ABRELPE, 2017). O mesmo relatório divulgado pela ABRELPE (2017) revela que o montante de resíduo coletado em 2016, no Brasil, foi de 71,3 milhões de toneladas, representando 91% de cobertura de coleta de resíduos.

A composição e a taxa de geração dos resíduos sólidos urbanos são função de uma série de variáveis, desde a condição socioeconômica da população até o grau de industrialização da região, sua localização geográfica, fontes de energia e clima. No entanto, quanto maior o poder econômico e maior a porcentagem urbana da população, maior a quantidade de resíduos sólidos produzidos e quanto menor a renda da população, maior o percentual de matéria orgânica na composição dos resíduos (HOORNWEG; BHADA-TATA; KENNEDY, 2013).

A região Sudeste do Brasil, com aproximadamente 85 milhões de habitantes, aproximadamente 44% da população brasileira, é a região mais desenvolvida do país, responsável por 55,2% do produto interno bruto (PIB) brasileiro, e apresenta a maior participação no total de RSU coletados no país, 52,7% (Figura 1). A menor participação (6,4%) foi atribuída à região Norte, com aproximadamente 17 milhões de habitantes (ABRELPE, 2017).

A geração diária de resíduo no Brasil, em 2016, foi de aproximadamente 214.405 ton dia<sup>-1</sup>, sendo a média per capita de 1,04 kg habitante<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>, a região sudeste apresentando maior participação, 1,21 kg habitante<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> (ABRELPE, 2017) (Figura 2).

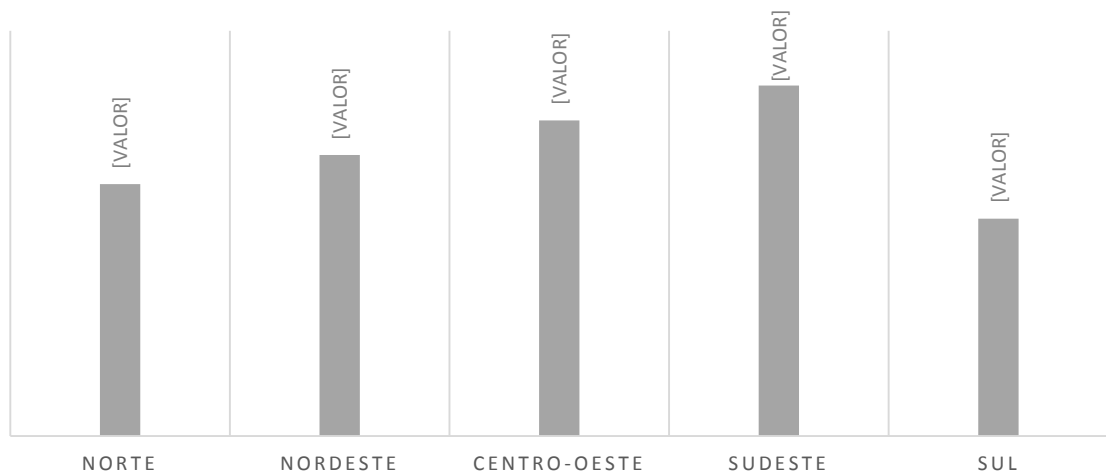
**Figura 1-Participação das regiões brasileiras no total de resíduos sólidos urbanos coletados em**



**2016.**

Fonte: ABRELPE (2017)

**Figura 2-Geração per capita de resíduos sólidos nas regiões brasileiras em kg habitante<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>.**



Fonte: Adaptado de ABRELPE (2017)

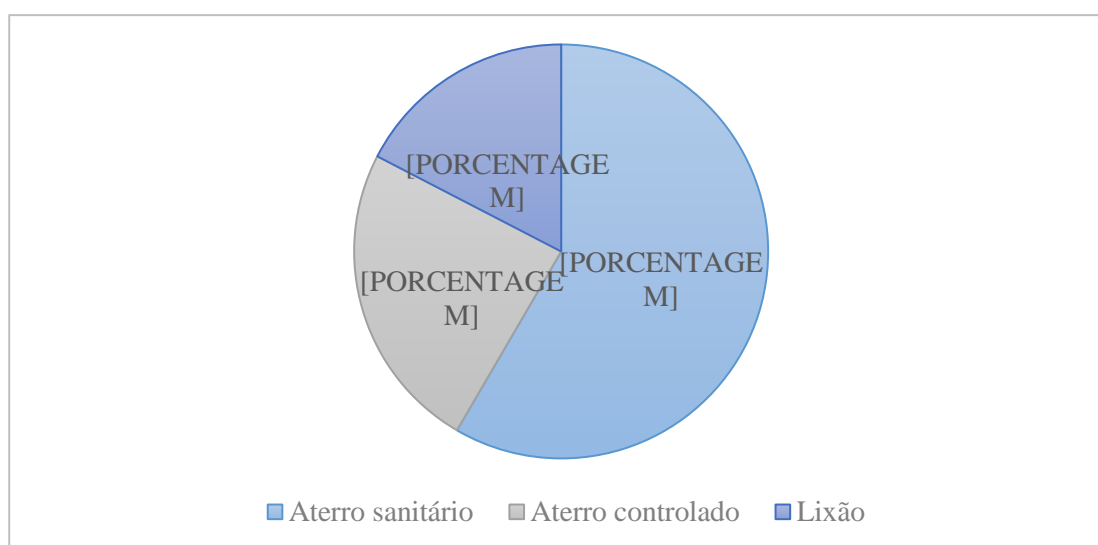
Estima-se que dos resíduos sólidos gerados no Brasil, 51,4% correspondam à fração orgânica (IPEA, 2012).

Restaurantes, refeitórios, cantinas e afins geram grande parte desse contingente de orgânicos descartados, contando com os resíduos de preparo e de consumo. Vê-se, então, o

reflexo da sociedade moderna que, com a separação entre as atividades de produção e consumo, os potenciais nutrientes dos restos de alimentos, na maioria das vezes, convertem-se em fontes importantes de contaminação do solo e da água.

A disposição final dos RSU coletados no Brasil, em 2016, embora tenha sido realizada em sua grande parte (58,4%) em aterros sanitários, ainda tem parcelas menores dispostas de forma inadequada (Figura 3), representando um montante de aproximadamente 31 milhões de toneladas de resíduos por ano (ABRELPE, 2017).

**Figura 3- Disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil por tipo de destinação.**



Fonte: Adaptado de ABRELPE (2017).

Para Bahr *et al* (2006), em países emergentes e em desenvolvimento, a disposição aberta de resíduos em aterros (sem contenção de gases e chorume) é uma prática comum. Com isso, as emissões descontroladas de gás provenientes de aterros contribuem significativamente para o efeito estufa, em vista dos seus grandes teores de metano.

Visando a redução da poluição ambiental causada pelos diversos tipos de resíduos, foi instituída no Brasil, a política nacional de resíduo sólidos (PNRS) através da lei 12.305 (BRASIL, 2010), marcando o início de uma forte articulação institucional envolvendo a União, os Estados e Municípios, o setor produtivo e a sociedade civil, na busca de soluções para os graves problemas ambientais causados pelos resíduos.

A PNRS estabelece princípios, objetivos, diretrizes, metas, ações, e importantes instrumentos, como o plano nacional de resíduos sólidos, que apresenta conceitos e propostas que refletem a interface entre diversos setores da economia, compatibilizando crescimento econômico e preservação ambiental com desenvolvimento sustentável.

A lei 12.305/2010 estabelece que na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. No entanto, define rejeitos como “Resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada”.

### 3.3 EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA – GEE

Emissões de CH<sub>4</sub> resultam de diversas atividades, incluindo aterros sanitários, tratamento de efluentes, sistemas de produção e processamento de petróleo e gás natural, atividades agrícolas, mineração de carvão, queima de combustíveis fósseis e de biomassa, conversão de florestas para outros usos da terra e alguns processos industriais (BRASIL, 2016).

A composição dos gases gerados nos aterros é dada em função das características dos resíduos e de suas fases de decomposição. De maneira geral, os constituintes principais são o CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, que juntos representam quase a totalidade (99%) dos gases encontrados nos aterros (HUMER; LECHNER, 1999).

No Brasil, em 2010, as emissões do setor de tratamento de resíduos representaram 14,8% do total das emissões de CH<sub>4</sub>, sendo a disposição de resíduos sólidos responsável por 53,9% desse setor. No período 2005 a 2010, as emissões de CH<sub>4</sub> do setor de tratamento de resíduos aumentaram 19,4% (BRASIL, 2016).

Silva; De Freitas; Candiani (2013) apresentaram os resultados das emissões de biogás pela superfície de dois aterros sanitários de grande porte em São Paulo (Aterro Bandeirantes e Aterro Caieiras). O trabalho consistiu na análise da fuga de biogás na superfície do aterro, por meio de uma placa de fluxo e análise laboratorial. As emissões médias foram 1,26 e 1,22 dm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> e concluíram que havia perdas significativas de biogás pela superfície dos dois aterros, comprometendo assim a eficiência do sistema de captação para aproveitamento do biogás.

### 3.4 ATENUAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL CAUSADA POR RSU

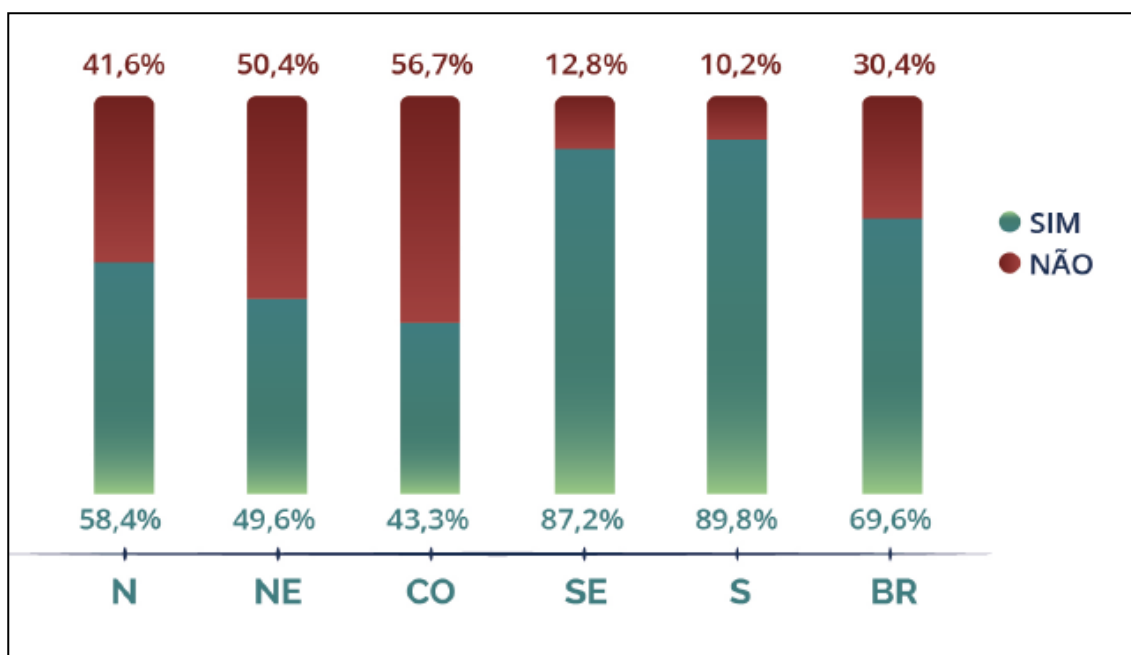
A prática da coleta seletiva é etapa fundamental para atenuar a contaminação ambiental causada por RSU. No Brasil (ABRELPE 2017), 69,6% dos municípios apresentam



alguma iniciativa de coleta seletiva (Figura 4), mas muitas destas iniciativas não abrangem a totalidade de sua área. A distribuição dos municípios brasileiros, por região, com iniciativa de coleta seletiva foi apresentada pela ABRELPE (2017).

**Figura 4-Distribuição dos municípios brasileiros com iniciativa de coleta seletiva por região.**

N- Norte; NE- Nordeste; CO- Centro-Oeste; SE-Sudeste; S- Sul, BR-Brasil.



Fonte: ABRELPE (2017)

A coleta seletiva é uma medida fundamental a ser implantada em todos os municípios do país, pois a valorização do resíduo só é possível a partir desse primeiro passo. Quando não há segregação eficiente na coleta, fica impossibilitada a execução de medidas de valorização (IPEA, 2012).

Os resíduos sólidos precisam ser gerenciados de forma sustentável para evitar o esgotamento dos recursos naturais, minimizar os riscos para a saúde humana, reduzir os encargos ambientais e manter um balanço global no ecossistema (KHALID *et al.*, 2011). Portanto, são necessárias tomadas de decisão para a redução de impactos ambientais causados pelo descarte de resíduos, o que pode ser alcançado através de práticas de reuso, reciclagem ou tratamento para aproveitamento químico ou energético.

A redução na fonte consiste em um grande desafio para a sociedade. Embora medidas simples possam ser adotadas para solucionar o problema, já que este decorre de erros no planejamento como excesso de produção, compras realizadas sem critérios, desrespeito à sazonalidade ao se adquirir gêneros alimentícios, falta de qualificação dos funcionários

responsáveis pela manipulação e seleção de matérias primas e também despreparo para elaboração de cardápios (SPINELLI; CALE, 2009).

O tratamento de resíduos é definido como uma série de procedimentos destinados a reduzir a quantidade ou o potencial poluidor dos resíduos sólidos, seja impedindo descarte de lixo em ambiente ou local inadequado, seja transformando-o em material inerte ou biologicamente estável (MONTEIRO, 2001).

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) tem sido considerada como valioso recurso que pode ser convertido em produtos úteis por transformações mediadas por micro-organismos, por ser composta por resíduos orgânicos facilmente biodegradáveis, apresentar umidade elevada e elevado potencial de rendimento de metano, resultando em balanço energético favorável e uma alternativa para reduzir o impacto ambiental causado pela disposição inadequada desses resíduos ( CASSINI, 2003b; ZHANG *et al.*, 2005; KHALID *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2014).

Digestão anaeróbia para geração de biogás, a partir da FORSU, é um dos pilares da gestão sustentável de resíduos e produção de energia renovável (BATSTONE *et al.*, 2015). Apresentando como vantagem, além dos produtos gerados, a não poluição por maus odores, redução de impactos ambientais, e utilização de espaços físicos relativamente pequenos quando comparados a aterros sanitários. E como desvantagem, a complexidade do sistema que exige condições específicas de pH e temperatura, por exemplo, e o tempo relativamente longo para a bioestabilização do substrato (FELIZOLA; LEITE; PRASAD, 2006).

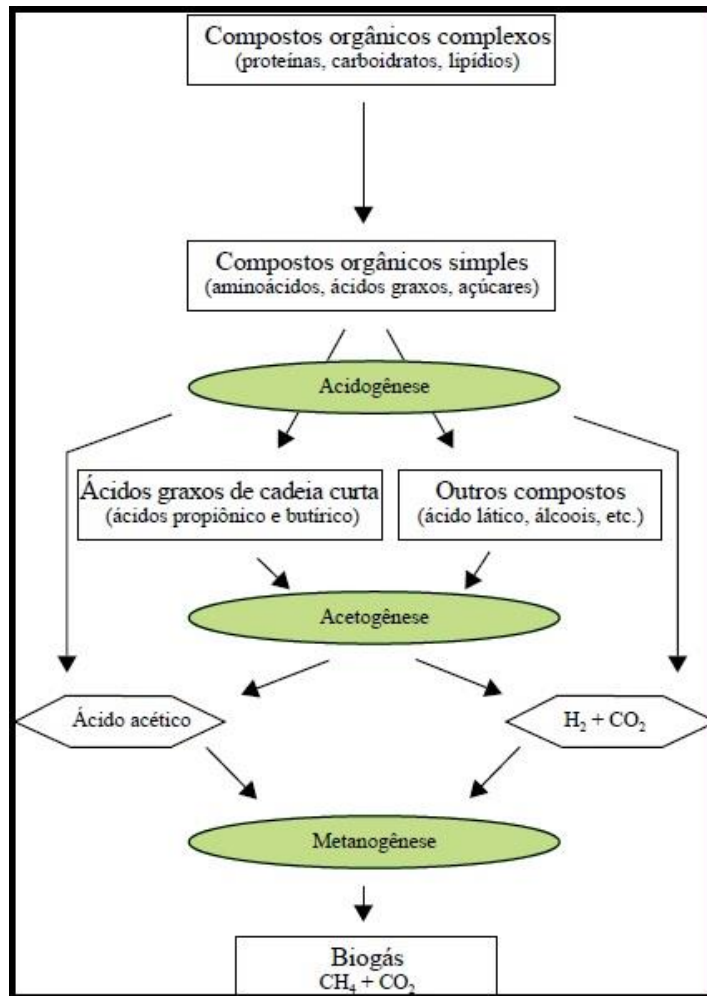
### 3.5 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia consiste em um processo fermentativo com finalidade de remoção da matéria orgânica, formação de biogás e produção de biofertilizante rico em nutrientes (CASSINI *et al.*, 2003). É um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio molecular livre no qual diversas espécies de micro-organismos interagem para converter compostos orgânicos em metano, compostos inorgânicos como CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (LEITE *et al.*, 2009).

O processo de digestão anaeróbia pode ser catalisado por uma variedade de micro-organismos que convertem macromoléculas complexas em compostos de baixo peso molecular (KHALID *et al.*, 2011). Ocorre basicamente em quatro etapas (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese), descritas aqui de forma sucinta (Figura 5). Essas etapas não ocorrem separadamente, já que a atuação dos micro-organismos é constante se o

fornecimento de matéria orgânica é contínuo, quando uns metabolizam uma parte da matéria orgânica, geram compostos metabolizáveis por outro grupo de micro-organismos.

**Figura 5-Esquema simplificado das etapas do processo de digestão anaeróbia**



Fonte: FNR (2010)

Na fase de hidrólise, ocorre a conversão de materiais de alto teor molecular e os substratos orgânicos granulares (por exemplo, lipídios e carboidratos, proteínas), em materiais moleculares pequenos e substratos orgânicos solúveis (por exemplo, ácidos graxos, glicose e aminoácidos). Essa conversão é realizada por exoenzimas (celulases, hemicelulases, etc) excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas (ALVES, 2008; BARCELOS, 2009; ZHANG *et al.*, 2014). Geralmente, a hidrólise é considerada como o passo limitante da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos sólidos, porque a enzima hidrolítica deve ser principalmente adsorvida na superfície de substratos sólidos (VEEKEN; HAMELERS, 1999; ZHANG *et al.*, 2014).

Na acidogênese, os compostos dissolvidos são metabolizados no interior das células bacterianas, convertidos em ácidos orgânicos, principalmente ácidos graxos voláteis (por

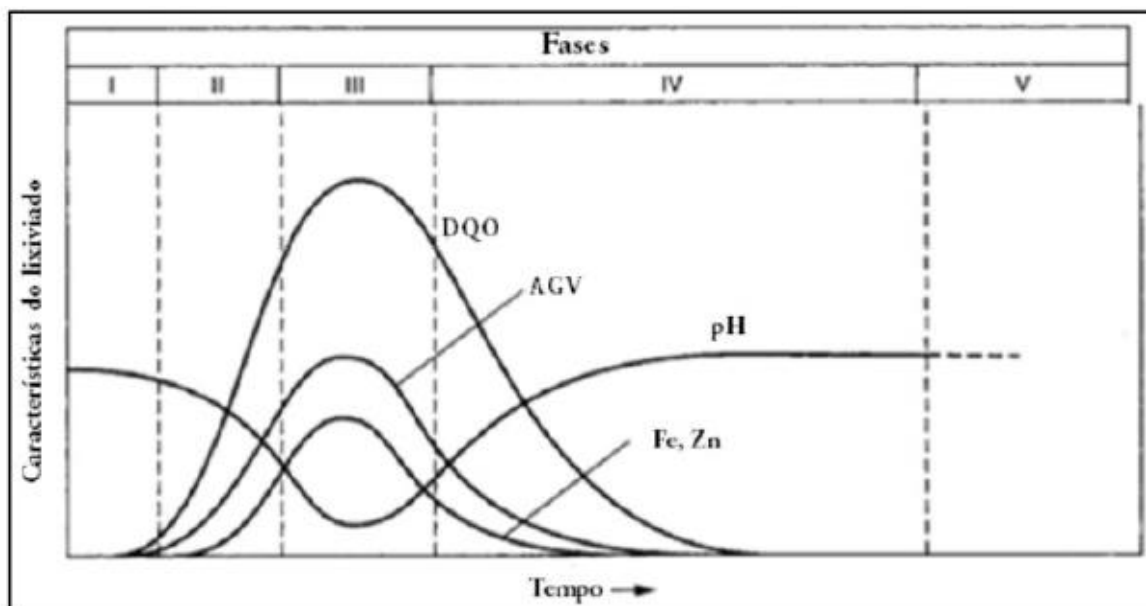
exemplo, acetato, propionato e butirato) juntamente com a geração de subprodutos,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$  (ZHANG *et al.*, 2014).

A fase metanogênica é realizada por arqueas metanogênicas que são divididas em dois grupos: acetoclásticas, que utilizam ácido acético ou metanol e as hidrogenotróficas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono, ambas para produzir  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  (ALVES, 2008).

Autores como Mari (2014) acrescentam a fase de formação do sulfetos, a sulfetogênese, na qual os compostos de enxofre presentes na biomassa são utilizados para oxidação dos compostos orgânicos, reduzindo-os à sulfetos. Segundo Cassini *et al.* (2003), os micro-organismos envolvidos na digestão anaeróbia são muito especializados e cada grupo atua em reações específicas. Esses autores defendem a fase metanogênica como crítica, pois os micro-organismos envolvidos são mais sensíveis que os hidrolíticos ou acidogênicos às condições desfavoráveis do meio, pois são anaeróbios estritos, com uma bioquímica complexa para síntese de metano.

Cada fase da digestão anaeróbia tem suas características quanto aos fatores ideais para a ação microbiana. O comportamento de variáveis reguladoras do sistema de digestão anaeróbia varia de acordo com cada fase de degradação (Figura 6).

**Figura 6- Comportamento de demanda química de oxigênio (DQO), ácidos graxos voláteis (AGV), potencial hidrogeniônico (pH), ferro (Fe) e zinco (Zn) determinado no lixiviado**



**de sistema de digestão anaeróbia.**

FONTE: Tchobanoglous; Theisen; Vigil (1993).

### 3.6 PRODUTOS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA E SUAS APLICAÇÕES

O processo de digestão anaeróbia resulta na produção de biofertilizante e biogás. O biogás é composto, em média, de 45% a 60% de metano ( $\text{CH}_4$ ), 35% a 50% de  $\text{CO}_2$  e, em pequena proporção, de outros gases como  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{NH}_3$  (CASSINI *et al.*, 2003).

O poder calorífico do biogás com percentual em torno de 60% de metano é de aproximadamente  $23.380 \text{ kJ m}^{-3}$  ou  $6,5 \text{ kW m}^{-3}$ , demonstrando a potencialidade de uso controlado. Para efeito comparativo, este valor atinge cerca de 60% do poder calorífico do gás natural, que confere  $37.300 \text{ kJ m}^{-3}$  ou  $10,4 \text{ kW m}^{-3}$  (SALOMON; LORA, 2005). A tabela 1 apresenta a equivalência energética entre o biogás e alguns outros combustíveis convencionais.

Por conter elevado teor de metano, o biogás possui diversas aplicações de caráter energético. Embora sua principal aplicação seja como combustível em motores de combustão interna a gás, que movimentam geradores de energia elétrica, ele pode ser direcionado também para a produção de calor na secagem de grãos em propriedades rurais, secagem de lodo em Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), queima em caldeiras, aquecimento de granjas, iluminação a gás, tratamento de chorume, entre outros (ZANETTE, 2009).

O uso do biogás como fonte de energia tem, também, a vantagem de ser uma alternativa sustentável ao uso da lenha, incentivando o combate ao desmatamento. No setor agrícola, a vantagem está na substituição dos derivados combustíveis à base de petróleo, podendo-se economizar com gastos relacionados ao transporte de botijões de gás, combustíveis de tratores e outras máquinas. Dentre todas as vantagens, a principal é a redução da emissão de GEE (KUNZ; OLIVEIRA, 2006).

O biofertilizante é um composto orgânico que apresenta, em geral, grande poder nutricional, fornecendo elementos essenciais para plantas, como nitrogênio, fósforo, potássio. Ou seja, um material de grande importância agrícola que quando aplicado ao solo, pode melhorar suas qualidades físicas, químicas e biológicas (INOUE *et al.*, 2011). O aproveitamento de resíduos orgânicos na agricultura deve ser baseado nos teores de compostos orgânicos e nutrientes neles contidos, procurando-se maximizar os benefícios para as características químicas e físicas do solo, obtendo-se, com isso, maior produtividade das culturas agrícolas (JUNIOR *et al.*, 2005). Contribui também para a redução da exploração dos recursos naturais envolvidos na produção de fertilizantes minerais, minimizando o impacto ambiental causado pelo seu uso constante (SILVA DIAS *et al.*, 2009).

### 3.7 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS

A descarga descontrolada de grandes quantidades de resíduos de alimentos causa poluição ambiental grave em muitos países (ZHANG *et al.*, 2014). Dentro de diferentes rotas de tratamento possíveis, a digestão anaeróbia é uma solução comprovada e efetiva para o tratamento e valorização de resíduos de alimento (ZHANG *et al.*, 2014).

Resíduos de alimentos são constituídos de material orgânico rico em nutrientes com grande potencial de recuperação de energia por digestão anaeróbica (LEE *et al.*, 2009). Devido ao seu conteúdo de água, a produção de biogás é preferencial aos métodos não biológicos de descarte, como incineração e aterro (HECHT; GRIEHL, 2009). Além disso, os nutrientes nos resíduos digeridos podem ser reciclados de volta à agricultura, porque o nitrogênio orgânico é convertido em amônia, assimilável pelas plantas (ARTHURSON, 2009; BANKS *et al.*, 2011; YINGQUN; YIN; YU, 2017).

Na Europa, onde a prática da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos é mais difundida, o interesse por essa rota de tratamento é crescente devido aos custos com energia e à obrigação do cumprimento da legislação que proíbe a disposição de resíduos orgânicos de forma *in natura* em aterros sanitários (BANKS *et al.*, 2011). No Brasil, os biodigestores rurais vêm sendo utilizados em larga escala para fins de saneamento rural, com aproveitamento do biogás e do biofertilizante, visando a redução dos custos de produção (SOUZA *et al.*, 2004).

Além dos custos de implantação, os principais fatores que influem na viabilidade econômica do processo anaeróbio aplicado a resíduos orgânicos são os custos de disposição final em aterros sanitários, utilização de energia renovável, e no caso do Brasil e outros países em desenvolvimento, a possibilidade de comercialização de créditos de carbono (REICHERT; SILVEIRA, 2005).

A produção de biogás em sistemas de digestão anaeróbia de resíduos de alimentos, variam em função das características do substrato, co-substrato e inóculo utilizados e de parâmetros operacionais. Pode se ter como exemplo, produções relatadas na literatura para diferentes componentes dos resíduos de alimentos como mistura de resíduos, frutas e hortaliças (Tabela 1).

Resíduos de alimentos possuem elevado potencial de produção de metano devido à sua concentração lipídica que é de cerca de  $5,0 \text{ g L}^{-1}$  e, teoricamente, o potencial de produção de metano dos lipídeos é de  $1014 \text{ L kg}^{-1}$  de sólidos voláteis, um valor maior que o de carboidratos, como  $370 \text{ L kg}^{-1}$  de sólidos voláteis para glicose (CAVALEIRO; PEREIRA; ALVES, 2008; KIM; DALE, 2004).

**Tabela 1-Produção de metano a partir da digestão anaeróbia de resíduos de alimentos referenciada na literatura.**

CH <sub>4</sub> (L Kg SV <sup>-1</sup> )	Substrato	Referência
472	Mistura de alimentos	(CHO; PARK; CHANG, 1995)
410	Frutas e hortaliças	(GUNASEELAN, 2004)
435	Mistura de alimentos	(ZHAI <i>et al.</i> , 2015)

Boa produção de biogás/metano depende essencialmente da estabilidade do sistema, que por sua vez é regido por diferentes parâmetros fundamentais, como pH, temperatura, concentração de sólidos totais, acúmulo de produtos intermediários como ácidos graxos voláteis, disponibilidade de nutrientes entre outros (ZHANG *et al.*, 2014).

### 3.8 FATORES QUE INTERFEREM NA DIGESTÃO ANAERÓBIA

O processo de digestão anaeróbia pode ser influenciado por vários fatores que podem inibir parcial ou totalmente a produção de metano. Uma vez que a população microbiana no biodigestor é interdependente e simbiótica, e o desequilíbrio em qualquer uma das espécies pode comprometer todo o sistema. No entanto, conhece-se como inibidor qualquer agente que cause variações ambientais indesejadas no biodigestor ou inibição do crescimento microbiano (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

Como FORSU tem variada composição, há substâncias inibitórias da digestão anaeróbia no próprio substrato, que podem causar falha no biorreator (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

A inibição do processo de digestão anaeróbia é, geralmente, indicada pela taxa de produção de biogás constante ou decrescente, acréscimo e decréscimo de pH e acúmulo de ácidos orgânicos ou amônia (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

A seguir serão abordados alguns dos fatores que interferem diretamente na estabilidade do sistema de digestão anaeróbia e na produção de biogás.

#### 3.8.1 Temperatura

A temperatura é um dos fatores ambientais importantes na digestão anaeróbia, uma vez que influencia a atividade de enzimas e co-enzimas e, conseqüentemente, a produção de metano e a qualidade do efluente (REIS, 2012; ZHANG *et al.*, 2014). Influencia na

velocidade do metabolismo das bactérias, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos, principalmente de lipídios. Ressalte-se que os micro-organismos anaeróbios não dispõem de meios para o controle de sua temperatura interna, então sua temperatura varia de acordo com a do ambiente (CHERNICHARO,1997).

Bactérias anaeróbias podem crescer sob condições psicrofílas (10-30°C), mesófilas (30-40°C) e termófilas (50-60°C). Em geral, a condição mesófila torna o processo mais estável e requer menos gasto energético (KHALID *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2014). Sob condições psicrofílas, as bactérias envolvidas no processo de digestão anaeróbia têm seu crescimento comprometido e reduzidas as taxas de utilização do substrato e o rendimento de biogás (TRZCINSKI; STUCKEY, 2010). Na faixa de temperatura entre 20 e 25°C, a velocidade de utilização do substrato pode reduzir-se à metade daquela a 35°C (VEEKEN; HAMELERS, 1999). Essa velocidade está, também, associada à concentração de micro-organismos ativos (PIEROTTI, 2007).

Em temperaturas inferiores a 20°C, a solubilização de gorduras, do material particulado e de polímeros orgânicos é lenta, podendo ser uma etapa limitante do processo. Caso esses constituintes não sejam solubilizados, poderão ser arrastados no reator ou ficar acumulados junto à superfície, ou nos sistemas de separação sólido/ gás/líquido.

Castillo *et al.* (2006) avaliando as condições operacionais da digestão de resíduos sólidos urbanos, descobriram que a melhor temperatura para estabilização do processo é de 30°C, com período de retenção de 180 dias. Uma pequena variação de temperatura entre 30 – 35°C causou redução no rendimento de biogás. ParaChae *et al.* (2008), a faixa de temperatura entre 35-37 ° C é considerada adequada para o bom rendimento de metano e uma mudança de temperaturas mesofílicas para termófilas pode causar diminuição acentuada na produção de biogás até que as populações necessárias tenham aumentado em número. Ward *et al.* (2008) também defenderam que a faixa ótima de temperatura para crescimento de algumas espécies metanogênicas fosse de 35 a 45°C e, para outras, de 50 a 55°C (FEZZANI; BEN CHEIKH, 2010)

De acordo com Zhang *et al.* (2014) , a performance do processo de digestão anaeróbia melhora com o aumento da temperatura, salientando as vantagens de operação sob condições termófilas como alta taxa metabólica, crescimento específico e destruição de patógenos, além de alta taxa de produção de biogás. A desvantagem de operar reatores em condições termófilas, além do dispêndio energético, é a possível redução da produção de biogás devido à produção de amônia (NH<sub>3</sub>), que suprime a atividade metanogênica. Então, a temperatura ideal para biodegradabilidade de FORSU deve ser inferior a 65°C (FEZZANI & CHEIKH, 2010).



Afirmação também defendida por Briski *et al.* (2007), justificando que ocorre desnaturação de enzimas acima de 65 °.

### 3.8.2 Umidade e Concentração de sólidos

Durante o processo de biodecomposição de matéria orgânica a presença de água favorece a condução de enzimas e de outros metabólitos microbianos e destaca-se, predominantemente, como fator de grande importância na otimização da relação custo/benefício dos processos de tratamento de resíduos sólidos orgânicos (LEITE *et al.*, 2009).

Na FORSU, a umidade é função da biodecomposição, das condições climáticas e do tipo de coleta (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).

A digestão anaeróbia pode ser categorizada em digestão anaeróbia com baixa e alta concentração de sólidos totais no reator, com base na concentração de sólidos totais no substrato de alimentação ou mistura de substratos, com ou sem inoculação (FAGBOHUNGBE *et al.*, 2015). O processo com alta concentração de sólidos pode ser agrupado em semi-sólido (10% até 20% de sólidos totais) e sólido (> 20% de sólidos totais) e baixa concentração de sólidos, quando abaixo de 10% (ABBASSI-GUENDOZ *et al.*, 2012).

Baixa concentração de sólidos pode favorecer o equilíbrio entre produção e consumo de ácidos graxos voláteis (AGV), mas a concentração de amônia no meio pode ser um potencial risco para o sistema (LIU *et al.*, 2016). Segundo Fagbohungebe *et al.* (2015), a água favorece a difusão de AGV, particularmente o ácido acético, para as células microbianas, o que resulta em produção de metano.

A introdução de substratos com alta concentração de sólidos no reator, pode melhorar a estabilidade e o desempenho da digestão anaeróbia, uma vez que pode oferecer ao sistema alta tolerância a AGV, amônia e outros produtos químicos tóxicos (DAI *et al.*, 2013).

A digestão anaeróbia com alta concentração de sólidos apresenta como vantagens a utilização de digestores menores, alta produção volumétrica de biogás e menor consumo de energia para aquecimento, quando necessário (GUENDOZ *et al.*, 2008; LIAO; LI, 2015). E, como desvantagem, pode aumentar o risco de desequilíbrio no sistema devido a possibilidade de gerar alta concentração de produtos intermediários (LIAO *et al.*, 2014).

A forma eficaz e mais econômica de aumentar a disponibilidade de metabólitos intermediários para as populações microbianas metanogênicas, em condições de alta

concentração de sólidos, é através da recirculação do lixiviado, pois assim o conteúdo de água se distribui de forma mais homogênea (SPONZA; AĞDAĞ, 2004).

A escolha do melhor sistema a ser empregado, leva em consideração os demais parâmetros envolvidos no processo (Tabela 2).

**Tabela 2- Comparação entre os processos de digestão anaeróbia com baixa e alta concentração de sólidos**

<b>Parâmetros</b>	<b>Baixa concentração</b>	<b>Alta concentração</b>
Sólidos totais	<10%	>10% até 40%
Regime de alimentação	Contínuo e semi-contínuo	Batelada, contínuo e semi-contínuo
Produção de biogás	Alta	Baixa
Redução de sólidos voláteis	50-70%	<40%
Taxa de carga do substrato	<7gSV m <sup>-3</sup> dia <sup>-1</sup>	7-15gSV m <sup>-3</sup> dia <sup>-1</sup>
Difusão de produtos intermediários	Maior dispersão e difusão	Menor dispersão e alta adsorção em material orgânico
Problema operacional	Não necessita de equipamentos sofisticados de agitação	Necessita de equipamentos sofisticados de agitação
Qualidade do digerido	Menor estabilidade e alta concentração de nutrientes	Maior estabilidade com baixa concentração de nutrientes

Fonte: Fagbohunge *et al.* (2015)

### 3.8.3pH

O pH é um fator essencial que afeta a eficiência da produção de metano (LIU *et al.*, 2008).O valor pH ideal para partida de reator anaeróbio tratando resíduo de alimentos é bastante variável na literatura. Ağdağ; Sponza (2007)relataram uma faixa mais estreita de pH ideal (7,0-7,2). Ward *et al.* (2008) descobriram que um intervalo de pH de 6,8-7,2 era ideal

para o bom desempenho do sistema de digestão anaeróbia. Liu *et al.* (2008) relataram que a gama mais favorável de pH para atingir o rendimento máximo de biogás na digestão anaeróbica é de 6,5-7,5. Valores próximos aos relatados por Ward *et al.* (2008), a faixa de pH sugerida como ideal foi de 6,8-7,2.

O pH do meio afeta as atividades de populações microbianas acidogênicas e metanogênicas (ZHANG; QIU; CHEN, 2012). Em estágio inicial da digestão anaeróbia, os compostos orgânicos solúveis são rapidamente convertidos em ácidos graxos voláteis, resultando em queda drástica de pH e menor produção de biogás, caso não sejam adotados pré-tratamentos eficientes ou medidas de controle (CHO; PARK; CHANG, 1995).

Métodos para controle de pH efetivamente aumentariam a produção de metano. Um estudo mostrou que a faixa ótima de pH para a produção de metano na digestão anaeróbia foi de 6,5 a 7,5 (LIU *et al.*, 2008). Mas o alcance é relativamente amplo e o valor ideal de pH varia quase todos os estudos, embora um valor de pH inicial apropriado seja importante para a reação de hidrólise da digestão anaeróbia, especialmente para substratos como resíduos de alimento, nos quais a acidificação ocorre facilmente no início da digestão (CHO; PARK; CHANG, 1995). Assim, um valor de pH inicial adequado deve ser escolhido para o processo de digestão para aumentar a taxa de produção de metano e a taxa de redução de sólidos voláteis.

### **3.8.4 Ácidos graxos voláteis e Amônia**

A inibição do processo de digestão anaeróbia por ácidos graxos voláteis depende dos diferentes ácidos que os compõem e também dos grupos de micro-organismos presentes (ZHANG *et al.*, 2014). Esses ácidos podem ser significativamente afetados pelo pH do meio: a pH baixo, por exemplo, os principais AGV formados são ácidos acético e butírico, enquanto o ácido acético e propiônico desempenham papel dominante quando o pH está em torno de 8,0 (APPELS *et al.*, 2011). Além disso, tanto o tipo de bactéria produtor de ácido quanto o número de bactérias podem ser controlados pelo pH (ZHANG *et al.*, 2014).

A instabilidade de um sistema de digestão anaeróbia também pode ocorrer em pH mais alcalino, por oferecer condição que provoca a conversão rápida de  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{NH}_3$ , e essa última pode difundir na membrana celular e impedir o funcionamento das células através do desequilíbrio de potássio e prótons dentro da célula (KAYHANIAN, 1999). A concentração de  $\text{NH}_3$  aumenta com o aumento da temperatura e do pH; por exemplo, em pH 7 e 35°C, menos de 1% do N amoniacal está na forma de  $\text{NH}_3$ .

A ampla gama de concentrações de amônia que podem causar inibição depende das características do(s) substrato(s) e do inóculo, das condições ambientais, como temperatura e pH, e dos períodos de aclimação (YENIGÜN; DEMIREL, 2013). A faixa de 1500 – 3000mg L<sup>-1</sup> de N-amoniaco causa inibição do processo de digestão (ANGELIDAKI; AHRING, 1994).

O poder tampão de um sistema de digestão anaeróbia pode ser formado pelo equilíbrio entre as concentrações de AGV e de amônia, e a melhora no poder tampão no sistema possibilita o trabalho com cargas orgânicas maiores (ZHANG *et al.*, 2014). A interação entre NH<sub>3</sub>, AGV e pH pode levar a um "estado estacionário inibidor", uma condição em que o processo está funcionando de forma estável, mas com menor rendimento de metano (ANGELIDAKI; AHRING, 1994).

A concentração de nitrogênio amoniacal total em reatores anaeróbios desempenha papel importante para manter a alcalinidade requerida. Na solução aquosa anaeróbica, os íons de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e a amônia (NH<sub>3</sub>) estão em equilíbrio químico e formam o nitrogênio amoniacal total (ARIUNBAATAR *et al.*, 2015). O nitrogênio amoniacal é formado durante o processo de biodegradação de proteínas e outros substratos orgânicos ricos em nitrogênio (YENIGÜN; DEMIREL, 2013).

Alta concentração de NH<sub>3</sub> inibe a microflora metanogênica e resulta na acumulação de AGV, o que novamente leva a diminuir o pH e assim diminuir a concentração de NH<sub>3</sub> (RAJAGOPAL; MASSÉ; SINGH, 2013).

A alcalinidade presente no substrato de alimentação de reatores, como resíduo de alimentos, bem como a produzida a partir do processo de fermentação, contribui para o bom desempenho do sistema anaeróbio com a capacidade tampão e, portanto, é um parâmetro essencial para uma operação bem sucedida em comparação com a medição direta do pH (WARD *et al.*, 2008). Uma capacidade tampão maior permite que o sistema opere a taxas de carga orgânica mais elevadas, resultando em maior produção de biometano sem acidificação excessiva (ARIUNBAATAR *et al.*, 2015).

### **3.8.5 Inóculos**

Algumas observações devem ser levadas em consideração na hora de escolher um inóculo, como menor tempo de estabilização e maior produção de biogás. Geralmente são utilizados como inóculos lodo de estação de tratamento de esgotos ejetos de animais, como esterco bovino e outros (SANTOS, 2014). Devem conter comunidades microbianas ativas,

que são necessárias para a digestão anaeróbia. Ela varia de acordo com o substrato, devido à sua quantidade de ácidos graxos voláteis e amônio, que converte a  $\text{NH}_3$  rapidamente, produzido durante a hidrólise de carboidratos e proteínas, respectivamente, para tamponar o meio (DHAMODHARAN; KUMAR; KALAMDHAD, 2015).

Embora encontrem-se na literatura diversos trabalhos com o objetivo de apontar o melhor inóculo para o bom desempenho de digestão anaeróbia de resíduo de alimentos, Koch *et al.* (2017) salientaram que o inóculo ideal é aquele que é aclimatado a determinado tipo de substrato a ser digerido, uma vez que o bom sinergismo entre substrato e inóculo depende estritamente de características inerentes do substrato.

Em relação aos lodos anaeróbios, os lodos podem estar com sua matéria orgânica agregada em flocos (lodo floculento) ou em grânulos (lodo granular). Os lodos granulares geralmente são necessários em menor volume que os lodos floculentos para obter bons resultados na biodegradação. O ideal é que o inóculo utilizado possua o menor número de materiais grandes particulados, que podem ser filtrados antes de sua utilização (ANGELIDAKI *et al.*, 2009).

Na literatura, a proporção de mistura recomendada de resíduo de alimento e inóculo (lodo de esgoto ou esterco) é variável. Por exemplo, (KIM; HAN; SHIN, 2004) encontraram como proporções ótimas de resíduos alimentares 39,3% e 50,1% (base de massa) nas condições mesófilas e termófilas, respectivamente. Já Prabhu; Mutnuri (2016) indicaram que os resíduos alimentares misturados com lodo na proporção de 1: 2 produziram o máximo de biogás ( $823 \text{ ml} \cdot \text{gVS}^{-1}$ ), em 21 dias, com um teor médio de metano de 60%. Kuo-Dahab *et al.* (2014) verificaram aumento na produção de biogás, redução de SV e estabilidade do sistema com a adição de 50% (base de massa) de resíduos de alimentos no reator.

KAWAI *et al.* (2014), testando a influência da fração orgânica lábil dos resíduos de alimentos, concluíram que é necessária uma relação substrato/inóculo (S/I) baixa ( $<0,33$ ) para obter rendimento confiável de metano a partir de resíduos de alimentos em comparação com outros substratos orgânicos. De acordo com os autores, a fração orgânica lábil é o produto inicialmente solubilizado na digestão anaeróbia e é imediatamente utilizado pelos micro-organismos anaeróbios e convertidos em ácidos graxos voláteis.

O rendimento de metano em digestão anaeróbia de resíduo de alimentos varia, também, de acordo com a relação S/I. Alguns autores sugerem que uma relação S/I inferior a 1,0 é suficiente para impedir a acidificação durante a digestão anaeróbia, uma vez que a acidificação é diretamente afetada pela quantidade de matéria orgânica lábil no substrato (KAWAI *et al.*, 2014). Dhamodharan *et al.* (2015) testaram diferentes relações de S/I,

variando de 1 a 2 (com base em sólidos voláteis), utilizando cinco inóculos diferentes (dejetos de diferentes animais), e relataram que os esterco mais apropriados são de bovinos e suínos, numa relação S/I igual a 2, alcançando produção de 227 mL de CH<sub>4</sub> por gSV<sup>-1</sup>.

O inóculo ideal para otimizar a produção de biogás e metano num sistema de digestão, depende, principalmente, da sua adequação às características do substrato a ser digerido.

Zhang *et al.* (2013) avaliaram a codigestão anaeróbia de resíduos alimentares e esterco bovino, a fim de identificar os principais parâmetros que determinam o biogás e o rendimento de metano. Os resultados dos testes, tanto de batelada como semi-contínuos, indicaram que a produção total de metano foi aumentada quando inoculado com esterco de gado, com ótima relação S/I na proporção de 2. Nesta relação, a produção total de metano foi aumentada em 41,1%, e o rendimento de metano correspondente foi de 388 ml<sub>g<sub>sv</sub></sub><sup>-1</sup>, mostrando que a adição de esterco bovino aumenta a capacidade tampão (criado por NH<sub>4</sub> e ácidos graxos voláteis), permitindo elevada carga orgânica sem controle de pH.

### 3.9 CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO DE ALIMENTO

Zhang *et al.* (2014) analisaram as características de resíduos de alimentos e os princípios de digestão anaeróbia e parâmetros do processo para melhorar a digestão. Os autores revisaram vários pré-tratamentos físicos, termoquímicos e biológicos, isolados ou combinados, e apontaram como maneira promissora para melhorar o desempenho de digestão anaeróbia, a codigestão de resíduo de alimentos com outros substratos orgânicos, por oferecer maior capacidade tampão e um ótimo equilíbrio de nutrientes que aumentam os rendimentos de biogás / metano do sistema.

A codigestão é um método que possibilita que diferentes resíduos sejam tratados em conjunto no mesmo reator (AGDAG; SPONZA, 2007). É preferencialmente utilizada para melhorar os rendimentos de biogás/metano da digestão anaeróbia de resíduos orgânicos, por favorecer a diluição de compostos tóxicos, proporcionar capacidade de aumento da carga de matéria orgânica biodegradável, oferecer melhor equilíbrio de nutrientes e efeito sinérgico de micro-organismos, melhorar o rendimento de biogás e melhorar a estabilização do sistema (HARTMANN; AHRING, 2006). Para substratos com baixa relação C/N e baixo conteúdo de sólidos, como lodo de esgoto por exemplo, a adição de resíduos de alimentos pode ser uma opção para melhorar a produção de biogás na digestão anaeróbia (ZHANG *et al.*, 2007).

Ácidos graxos voláteis acumulados e acidificação excessiva correspondente são fatores-chave que podem deteriorar a codigestão de resíduos alimentares e lodo com baixa

concentração de sólidos (Liu *et al.* 2016). Codigestão anaeróbia de resíduo de alimento e lodo de esgoto foi testada com duas diferentes concentrações de sólidos totais (4,8% e 14%) e inoculação com lodo estabilizado (30 dias) por Liu *et al.* (2016). Verificaram que a adição de resíduo de alimento resultou na acumulação de ácido graxos voláteis e desacelerou a produção de biogás. Os autores recomendaram como proporção ótima de resíduo de alimento no substrato (lodo de esgoto) é 50% devido ao bom efeito sinérgico entre os substratos.

Liu *et al.* (2016) avaliando o desempenho do sistema de codigestão anaeróbia de lodo de esgoto com resíduo de alimento, operando com baixa carga de sólidos (variando entre 4,8 e 4,9%), relataram que os AGV produzidos a partir da degradação de proteínas, lipídeos e polissacarídeos aumentaram significativamente no estágio inicial, levando a declínio do pH. Nos reatores que receberam mais que 50% de resíduos de alimentos, a concentração máxima de AGV excedeu  $1000 \text{ mg L}^{-1}$  e o pH foi reduzido significativamente. Duan *et al.* (2012) relataram que concentrações de AGV na faixa de  $1000\text{-}3000 \text{ mg L}^{-1}$  causaria inibição moderada do sistema.

LI; CHEN; LI, (2010) observaram aumento de 44% no rendimento de metano por codigestão de resíduo de alimento com esterco bovino em relação à digestão de resíduo de alimento sozinho. Eles também verificaram que os ácidos produzidos durante o processo de digestão desempenham um papel importante no pré-tratamento das fibras em esterco bovino, resultando em maior rendimento de metano.

Liu *et al.* (2016) realizaram dois experimentos de codigestão anaeróbia de lodo de esgoto com resíduos de alimento, inoculados com lodo estabilizado. Um com baixa carga de sólidos (aproximadamente 4%) e outro com alta carga de sólidos (aproximadamente 14%) e verificaram, nos tratamentos com baixa concentração de sólidos, que o acúmulo de AGV e a acidificação excessiva podem ser os fatores-chave para o insucesso da codigestão com lodo de baixa concentração de sólidos e sugeriram uma proporção de até 50% de resíduos de alimentos para evitar o risco de acidificação excessiva.

Quanto maior a proporção de resíduo de alimentos, maior a fase de atraso de produção de biogás da digestão, ou seja, o tempo entre a partida do reator e o início da produção de metano. Tian *et al.*, (2015) relataram atraso de aproximadamente 35 dias em reator tratando apenas resíduo de alimento. Acodigestão de esterco e resíduo de alimentos poderia aliviar a inibição provocada pela acidificação excessiva, desde que a proporção de resíduo seja inferior a 50%.

### 3.10 PARÂMETROS OPERACIONAIS IDEAIS PARA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS

Diante do exposto, pode-se concluir que ainda não há uma padronização de condições ideais para digestão anaeróbia de resíduos de alimentos, uma vez que os fatores descritos acima comportam-se de maneira dependente, acima de tudo das características intrínsecas dos resíduos de alimentos, do co-substrato e/ou inóculo a ser utilizado. As informações obtidas podem orientar o ponto de partida em busca de condições que melhor se apliquem à técnica utilizada para obter melhor adaptação do substrato utilizado.

Na tabela 3 encontram-se dados sintetizados das referências anteriormente citadas.

**Tabela 3- Síntese de parâmetros considerados ideais para digestão anaeróbia de resíduos de alimentos.**

<b>Parâmetros</b>	<b>Valores</b>	<b>Referência</b>
Temperatura de trabalho	30 – 40°C	(CASTILLO M.; CRISTANCHO; VICTOR ARELLANO, 2006; WARD <i>et al.</i> , 2008)
Relação inóculo/resíduos	A partir de 1/1	(DHAMODHARAN; KUMAR; KALAMDHAD, 2015)
Concentração de sólidos totais	Abaixo de 10% (Alimentação contínua)	(DONG; ZHENHONG; YONGMING, 2010; GARCÍA-BERNET <i>et al.</i> , 2011; NAGAO <i>et al.</i> , 2012)
Concentração de sólidos totais	De 10 a 20% (Batelada)	(DONG; ZHENHONG; YONGMING, 2010; GARCÍA-BERNET <i>et al.</i> , 2011; NAGAO <i>et al.</i> , 2012)
pH da mistura de Alimentação	6,5 a 7,5	(WARD <i>et al.</i> , 2008)



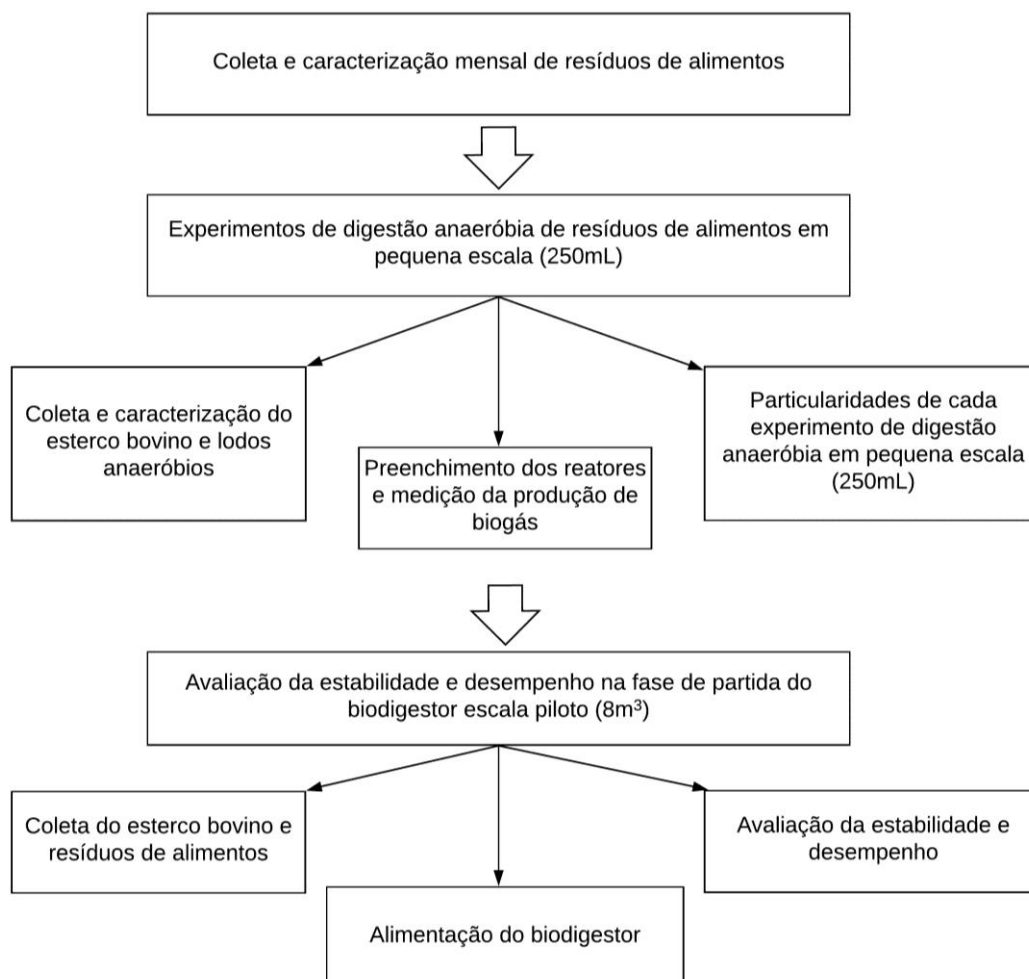
Continua...

Parâmetros	Valores	Referência
Nitrogênio amoniacal no digerido	Abaixo de 1000 mg L <sup>-1</sup> de N	ANGELIDAKI; AHRING, 1994)
Ácidos graxos voláteis no digerido	Abaixo de 1000 g L <sup>-1</sup>	(DUAN <i>et al.</i> , 2012)
Relação C/N	20 a 30	(LI; PARK; ZHU, 2011)

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia está descrita seguindo as etapas ilustradas no diagrama (Figura 7).

**Figura 7- Etapas da descrição da metodologia utilizada no presente estudo.**



### 4.1 FONTE DOS RESÍDUOS DE ALIMENTOS

Os resíduos de alimentos utilizados na pesquisa foram oriundos de preparo e consumo de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco.

O restaurante está localizado na Avenida dos Reitores, Cidade Universitária, e dista aproximadamente 640 m do Departamento de Energia Nuclear, onde foi executada grande parte da pesquisa. O restaurante ocupa 1.292 m<sup>2</sup> e tem capacidade para atender até 550 pessoas sentadas. De segunda a sexta-feira, são oferecidos diariamente 500 desjejuns, 3000 almoços e 1500 jantares. De acordo com informações da diretoria do restaurante, 6,5% da

quantidade de alimentos produzida, vira resíduos, que são descartados em lixeiras disponíveis tanto na cozinha como no refeitório do restaurante. De acordo com informações de funcionários da UFPE, todo resíduo gerado no campus universitário é destinado a aterro sanitário, transportado por empresa terceirizada.

#### 4.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO MENSAL DE RESÍDUOS DE ALIMENTOS

Por iniciativa da COOPERE juntamente com a prefeitura do campus universitário, foi criada, previamente ao desenvolvimento deste trabalho, uma logística para a segregação dos resíduos gerados na UFPE. Adotou-se a prática de descarte em sacos plásticos de diferentes cores, sendo sacos na cor preta para descarte de orgânicos, na cor azul para recicláveis e na cor verde para rejeitos.

Funcionários da UFPE responsáveis pela coleta de lixo realizaram a pesagem destes sacos, com uma balança portátil de gancho de, no máximo, 40kg. Esses dados foram utilizados para alimentar um banco de dados da prefeitura do campus.

As amostragens foram realizadas recolhendo todos os resíduos de alimentos gerados no restaurante universitário, acondicionados em recipientes plásticos com capacidade para 120 L e levados ao pátio de triagem e destinação, localizado na UFPE. No pátio de triagem, os resíduos eram dispostos sobre lona plástica e, com auxílio de uma pá, eram homogeneizados aplicando a técnica de quartejamento, conforme a NBR- Norma brasileira - 10007 (ABNT, 2004). Dois dos quadrantes opostos eram descartadas e os outros dois novamente homogeneizados, repetindo-se o processo até obter uma amostra de 2kg de resíduos em cada coleta (Figura 8).

As amostras coletadas foram armazenadas em sacos plásticos, devidamente identificados, e levadas ao Laboratório de Energia da Biomassa, do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco (DEN/UFPE), onde foram trituradas em triturador de alimentos semi-industrial, modelo ACX 100 da marca tritury. Após a trituração, cada amostra foi dividida em duas partes. Uma parte ( $\pm 70\%$  da massa total coletada) foi mantida sob refrigeração ( $\pm 4^{\circ}\text{C}$ ) e o restante foi pesado e seco em estufa de ventilação forçada a  $65^{\circ}\text{C}$  até obter-se massa constante (Figura 9).



**Figura 8-Técnica de quartejamento utilizada na amostragem dos resíduos de alimentos.**

FONTE: A autora (2017)

**Figura 9-Resíduos de alimentos triturados acondicionados em estufa de secagem a 65°C.**

FONTE: A autora (2017)



Depois de secas, as amostras foram trituradas novamente, em moinho de facas, passadas em peneira com malha de 2 mm, para uniformização do tamanho das partículas, e

acondicionadas em depósito de vidro com tampa rosqueável para posterior utilização (Figura 10).

**Figura 10-Uniformização do tamanho das partículas de resíduos de alimentossecos em estufa.**

FONTE: A autora (2017)



As variáveis analisadas(pH, umidade, sólidos totais e voláteis, carbono e nitrogênio totais)foram definidas com base em parâmetros que influenciam a digestão anaeróbia de resíduos de alimentos, discutidos por Khalid *et al.* (2011).

O pH foi determinado diretamente na amostra líquida, com inserção do eletrodo do pHmetro da marca Digimed, sem filtração (Figura 11). Para isso, as amostras de resíduos de alimentos foram diluídas com água destilada na proporção 1:2,5 (base de massa), sob agitação horizontal durante 10 minutos e mantidas em repouso durante 30 minutos antes da leitura.



**Figura 11-Medição direta do pH em amostra líquida.**

Fonte: A autora (2017)

Para determinação da umidade, foram tomadas amostras de 5g de resíduo fresco, inseridas em cadinhos de porcelana previamente secos e pesados, e levados à estufa de circulação forçada a 105°C, até obter massa constante da amostra. O cálculo com base nas massas obtidas, foi feito de acordo com a equação:

$$U(\%) = \frac{\text{massa da amostra úmida} - \text{massa da amostra seca}}{\text{massa da amostra úmida}} \times 100 \text{ (Equação 1)}$$

A determinação dos teores de sólidos totais e voláteis foi feita conforme metodologia descrita por APHA; AWWA; WEF (1998). Tomaram-se a massa do cadinho + amostra previamente secos em estufa a 105°C, correspondente à massa de sólido totais, em seguida levados para mufla e aquecidos a 550°C por 2 horas e 30 minutos. A massa remanescente correspondeu à massa de sólidos voláteis.

A quantificação dos teores de carbono e nitrogênio totais foi realizada com amostra de mg em analisador elementar modelo Thermo Flash 2000 IRMS.

As médias de cada variável, obtidas mensalmente, foram classificadas utilizando o teste de Scot-Knott através do software Assistat 7.7 pt. (SILVA, 2014).

#### 4.3 EXPERIMENTOS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA COM REATORES DE BANCADA

##### 4.3.1 Coleta e caracterização do esterco bovino e lodos anaeróbios

O esterco bovino utilizado no experimento 1, foi coletado na Fazenda São João, localizada em Camaragibe, Pernambuco. Onde os animais são criados em sistema semi-intensivo, passando o dia no pasto e a noite confinados nas baias.

A coleta procedeu-se no período da manhã, depois da retirada dos animais das baias. Com auxílio de uma pá, as fezes misturadas à urina foram coletadas e dispensadas em balde plásticos para homogeneização. Do balde contendo a amostra composta, foi retirada uma amostra simples de 1kg e armazenada em sacos plásticos devidamente identificados, e mantidas sob refrigeração por aproximadamente 24 horas, quando então foi utilizado.

Foram utilizados nos ensaios de digestão anaeróbia, dois lodos anaeróbios: um industrial e outro advindo de estação de tratamento de esgoto (ETE). O lodo industrial foi doado pelo grupo de pesquisa em Gerenciamento de Resíduos Sólidos, coletado de um reator



UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) de 1000 m<sup>3</sup>, que trata efluente subproduto da produção de álcool (vinhaça), instalado na unidade de Bioenergia da Cetrel Bioenergia Ltda., localizado em Vitória de Santo Antão, Pernambuco. O lodo anaeróbio de ETE, foi coletado seguindo recomendação da NBR 10.007:2004 (ABNT, 2004), em reator UASB da estação de tratamento ETE Mangueira, localizada em Recife, Pernambuco. Foi armazenado em recipientes plásticos com capacidade para 5 litros e mantidos sob refrigeração a 4°C até a utilização (Figura 12).

**Figura 12-Coleta de lodo anaeróbio em reator UASB, Estação de Tratamento de Esgoto da Mangueira, Recife, Pernambuco.**



FONTE: A autora (2017)

As variáveis foram analisadas em amostras compostas de amostras de resíduos de alimentos coletadas semanalmente, sempre no mesmo dia da semana. As coletas de esterco e de lodos foram feitas na mesma semana de montagem dos experimentos, permanecendo por, no máximo 48 sob refrigeração.

A caracterização química dos resíduos de alimentos seguiu metodologia para análises químicas de material vegetal, e a caracterização do esterco seguiu metodologias para análise de adubos orgânicos (EMBRAPA, 1999). E os lodos, assim como a mistura de alimentação dos reatores e o digerido nos ensaios BMP, foram caracterizados de acordo com procedimentos estabelecidos no *Standard methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2005) (Tabela 4).

A demanda química de oxigênio (DQO) do resíduo de alimento foi determinada a partir da obtenção do extrato solubilizado, utilizando 250 g de amostra seca à 45°C em erlenmeyer com 150 mL de água deionizada, sob agitação lenta durante 5 minutos, e depois de sete dias de descanso em temperatura ambiente, foi filtrado em membrana de 0,45 µm de porosidade, de acordo com metodologia descrita em NBR 10006 (ABNT, 2004).

**Tabela 4- Caracterização de resíduos de alimentos (RA), esterco bovino (EB), lodo de ETE (L ETE) e lodo industrial (L I) utilizados nos ensaios de digestão anaeróbia**

<b>Parâmetros</b>	<b>RA</b>	<b>EB</b>	<b>L ETE</b>	<b>L I</b>
Umidade (%)	70,8	85	90,2	89,4
pH	4,8	7,9	7,1	7,4
Alcalinidade (mg·L <sup>-1</sup> )	128	Nd	744	2482
Sólidos totais (%)	29,2	15	9,8	10,6
Sólidos voláteis (%)*	92,5	54	14,6	75,9
Carbono Total (%)	46,8	43,8	27,3	36,2
Nitrogênio Total (%)	4,04	1,69	2,93	5,66
C/N	11,6	25,9	9,3	6,4
Demanda química de oxigênio (mg·L <sup>-1</sup> )	116,13	-	56,30	273,18
Hidrogênio (%)	5,6	5,11	3,79	4,87
Enxofre (%)	1,5	-	4,87	4,09
Poder calorífico (J·g <sup>-1</sup> )	18660	17123	Nd	Nd

Nd- não determinado

\*% de sólidos totais

Foram realizados dois ensaios para avaliar o desempenho do sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimentos, utilizando reatores de bancada tipo batelada, seguindo metodologia adaptada do teste *Biochemical Methane Potential* (BMP), originalmente proposto por Owen *et al.* (1979). Os ensaios foram denominados como:

- Experimento 1: Ensaio de codigestão anaeróbia com diferentes relações de resíduos de alimentos (RA) e esterco bovino (EB).
- Experimento 2: Ensaio de digestão anaeróbia de RA com diferentes relações de inóculo (I) e de resíduo (I/R), testando três tipos de inóculos.

Em ambos os ensaios, os reatores foram compostos por frascos de borossilicato com capacidade para 250 mL, com volume efetivo de 150 mL, tampas rosqueadas de náilon,



válvula para coleta do biogás, manômetro de  $1 \text{ kgfcm}^{-2}$  e com escala de  $0,02 \text{ kgf cm}^{-2}$  e anéis de borracha para a vedação.

Após o fechamento, cada reator foi envolvido com papel alumínio para impedir a ação da luz que poderia alterar o processo de biodegradação. Para assegurar as condições anaeróbias,  $\text{N}_2$  foi circulado durante dois minutos, à vazão de  $5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ , agitando-se manualmente os reatores, de forma a retirar o oxigênio existente na atmosfera gasosa interna e dissolvido na solução (Figura 13).

**Figura 13-Reator anaeróbio acoplado ao cilindro contendo  $\text{N}_2$**



FONTE: A autora (2017)

Os reatores foram mantidos em estufa bacteriológica com temperatura constante de  $36 \pm 2^\circ\text{C}$  até o final dos ensaios (Figura 14).

**Figura 14-Reatores acondicionados em estufa bacteriológica**



FONTE: A autora (2017).

A produção de biogás foi medida diariamente através do manômetro acoplado na tampa de cada reator. Quando a pressão estava maior ou igual a  $0,8 \text{ kgf/cm}^2$ , o biogás era queimado e liberado (Figura 15), exceto nos dias de caracterização do biogás no experimento 2. Depois de liberar o biogás, a pressão era medida novamente como condição inicial para a medição do próximo dia.



**Figura 15-Queima do biogás para redução da pressão interna no reator.**

FONTE: A autora (2017)

O volume de biogás produzido foi calculado a partir da diferença de pressão diária, utilizando a equação descrita por El-Mashad & Zhang (2010) (Equação 2). Os dados foram relacionados com a massa de sólidos totais adicionada.

$$V_{biogás} = \frac{P * V_{hs} * C}{R * T} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

$V_{biogás}$  = volume de biogás diário (mL);

P = diferença de pressão (mbar);

$V_{hs}$  = volume do head space (mL);

C = volume molar (22,41 L mol<sup>-1</sup>);

R = constante universal de gases perfeitos (83,14 L mbar K<sup>-1</sup> mol<sup>-1</sup>);

T = Temperatura absoluta (K).

Os dados de pressão atmosférica foram obtidos do Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos – CPTEC.

#### 4.3.2 Experimento 1 – Codigestão de resíduo de alimento e esterco bovino

No experimento 1, o delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com quatro tratamentos, relações de esterco bovino : resíduo de alimento (EB:RA) iguais a 1:0, 1:1, 2:1 e 1:3, com três repetições. O tratamento controle (EB:RA=1:0), foi discutido como mono-digestão. As relações esterco bovino/resíduo de alimento (EB/RA) foram baseadas em Zhang *et al.* (2013) (Tabela 5).

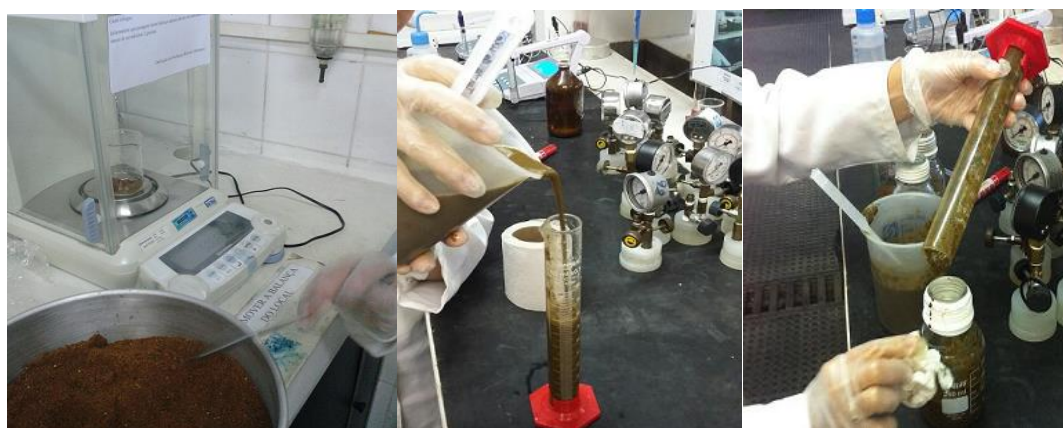
A alimentação dos reatores foi realizada manualmente. Inicialmente, o resíduo de alimento, seco em estufa de aeração forçada a 65°C, foi pesado de acordo com a massa requerida para cada tratamento e dispensada no reator, anteriormente limpo e seco.

O esterco bovino foi diluído com água destilada, na proporção 1:1 (v:v), e misturado ao resíduo de alimento no interior do reator (Figura 16). Os reatores com esterco bovino e resíduo de alimento foram postos em agitador horizontal e submetidos a agitação por cinco minutos.

**Tabela 5-Esquema experimental do ensaio de codigestão anaeróbia com diferentes relações de resíduo de alimento (RA) e de esterco bovino (EB), sem adição de inóculo.**

<b>Tratamentos</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>T3</b>	<b>Controle</b>
EB /RA (m/m)	1:1	2:1	1:3	1:0
Resíduo de alimento (g)	5	5	15	0
Esterco (mL)	100	100	100	100
Sólidos totais (g)	10	15	20	10
Sólidos voláteis (g)	7,3	10,0	16,5	14,5
pH da mistura	7,4	7,5	7,3	7,8
Volume útil (mL)	104	104	112	100

**Figura 16-Pesagem do resíduo de alimento seco, mistura com esterco bovino diluído e**



**alimentação do reator.**

Fonte: A autora (2016)

O pH da mistura resíduo e esterco foi aferido e, quando necessário, foram adicionados aproximadamente 0,8 mL de NaOH 30%, deixando o pH na faixa de 7,0 – 7,5. O volume de headspace foi mantido fixo (150 mL) em todos os reatores.

#### **4.3.3 Experimento 2 – Digestão anaeróbia de resíduo de alimento com diferentes inóculos e relações inóculo:resíduo.**

No experimento 2, o delineamento experimental foi em blocos casualizados, em esquema fatorial 3x2, sendo três tipos de inóculos (lodo de ETE (L ETE), lodo de ETE adicionado do agente tamponante NaHCO<sub>3</sub> (L ETE+ NaHCO<sub>3</sub>) e lodo industrial (LI) e duas relações

inóculo/resíduo (1:1 e 1:2, com base em sólidos totais), com três repetições. As relações I/R foram definidas baseadas na pesquisa de Boulanger *et al.* (2012).

Os reatores foram alimentados manualmente, com 100 mL dos respectivos inóculos, diluídos com água destilada em proporção de 1:1 (v.v.), 5g e 10 g de resíduo de alimento seco, nos tratamentos com relações I:RA 1:1 e 1:2, respectivamente (Tabela 6).

Após a alimentação, os reatores foram agitados manualmente por dois minutos, deixados descansar 30 minutos e o pH da mistura foi aferido. Quando necessário, foram adicionados aproximadamente 0,8 mL de NaOH 30%, exceto nos tratamentos tamponados, deixando o pH, em todos os reatores, acima de 6,0. Reatores extras foram alimentados com lodo de ETE e lodo industrial, separadamente, sem adição de resíduo de alimentos, e foram considerados como controle de cada tratamento.

**Tabela 6-Esquema experimental do ensaio de digestão de resíduo de alimento (RA) com diferentes proporções de três distintos inóculos (I)**

<b>Tratamentos</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>T3</b>	<b>T4</b>	<b>T5</b>	<b>T6</b>
Tipo de inóculo	ETE	ETE	ETE T	ETE T	L I	L I
Relação I/RA (base em ST)	1:1	1:2	1:1	1:2	1:1	1:2
Volume de inóculo (mL)	100	100	100	100	100	100
Massa de inóculo (g)	5	10	5	10	5	10
Resíduo de alimento (g)	5	5	5	5	5	5
ST da mistura (%)	10	15	10	15	10	15
Volume útil do reator (mL)	104	104	104	104	104	104
pH da mistura	7,6	7,3	6,4	6,3	6,0	6,2

Para tamponamento do sistema no tratamento com lodo de ETE tamponado, foram adicionados  $248,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  de bicarbonato de sódio, de acordo com a metodologia de Field *et al.* (1988), que recomendaram a utilização de 1g de  $\text{NaHCO}_3$  para cada grama de DQO do resíduo.

O biogás produzido em cada reator do experimento 2 foi analisado em cromatógrafo gasoso CG- Master com detector de condutividade térmica, utilizando coluna Porapak "N", com temperatura do forno de  $60^\circ\text{C}$ . O biogás dos outros ensaios não foi analisado devido à dificuldade de acesso ao equipamento. Antes da injeção da primeira amostra, o equipamento foi calibrado com gás padrão constituído de 60% (v/v) de  $\text{CH}_4$  e 40% de  $\text{CO}_2$ . A amostra do

biogás foi retirada diretamente do reator com mangueira acoplada à válvula de saída (Figura 17), com auxílio de seringa de vidro e o volume de biogás injetado foi 100 $\mu$ L.

**Figura 17-Preparação para coleta de biogás nos reatores**



FONTE: A autora (2017)

Como as quantificações de metano no biogás foram realizadas em quatro dias distintos (10, 25, 40 e 55 dias após a produção do biogás), adotou-se que as concentrações determinadas nesses dias correspondiam à concentração de CH<sub>4</sub> no acumulado de biogás no período entre uma leitura e outra. O rendimento de metano foi determinado pela equação proposta por KAWAI *et al.* (2014) (Equação 3).

$$\gamma_{CH_4} = \frac{V_{CH_4}}{g} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

$\gamma_{CH_4}$  = rendimento de metano;

$V_{CH_4}$  = volume de metano determinado após cromatografia referente ao respectivo dia da análise (NmL);

g = quantidade de sólidos adicionada no reator.

O tempo de retenção hidráulica foi determinado em 65 dias para ambos ensaios. O tempo necessário para produzir 80% do biogás acumulado no período do ensaio (T80) foi calculado, afim de comparar o efeito dos tratamentos aplicados quanto ao tempo mínimo necessário de incubação.

Ao final do ensaio, em cada reator, foi medido o pH e uma amostra de 30 mL foi retirada para caracterizar o digerido.

Análise de variância (ANOVA) foi utilizada para determinar a significância estatística das diferenças entre os tratamentos empregados quanto à redução de pH, redução de sólidos voláteis, T80, aplicando teste de Scott-Knot, utilizando o software Assistat. Para analisar os dados de produção e rendimento de metano, foi adicionado o fator tempo (4 dias), correspondentes aos dias em que foram realizadas as análises (10°, 25°, 40°, 55° dia de retenção).

#### 4.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO DE ALIMENTO EM BIODIGESTOR EM ESCALA PILOTO COM SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO CONTÍNUA

Um biodigestor contínuo escala piloto, obtido da empresa Reclast, no modelo tubular, confeccionado com laminados de PVC flexível, estruturado com tela de poliéster preta, formando um conjunto integrado composto pelo reator anaeróbio e o gasômetro, de volume total igual a  $8\text{m}^3$  (Figura 18) foi instalado na Biorrefinaria Experimental de Resíduos Sólidos Orgânicos (BERSO) da Universidade Federal de Pernambuco. A implantação do reator deu início aos estudos sobre o desempenho do sistema de digestão anaeróbia de resíduos de alimentos provenientes do preparo e consumo de alimentos do Restaurante Universitário da referida instituição, em escala piloto.

O volume do biodigestor foi dividido em partes iguais, sendo  $4\text{m}^3$  destinado à biomassa e  $4\text{m}^3$  destinado ao gasômetro. A tomada de decisão quanto à escolha da tecnologia a ser utilizada foi baseada em fatores como características e demanda do substrato. Como o restaurante produz em média 1000 Kg de resíduos de alimentos diariamente, o sistema de alimentação do biodigestor foi definido como contínuo.

**Figura 18-Biodigestor contínuo escala piloto (8m<sup>3</sup>) instalado na Universidade Federal de Pernambuco.**



Fonte: A autora (2017)

A técnica de digestão adotada foi de fase única, anaeróbia, por via úmida e temperatura de trabalho na fase mesófila.

A área da BERSO destinada ao biodigestor contempla também recepção e triagem dos resíduos, setor de alimentação do biodigestor, de armazenamento e destinação do biofertilizante. Cada etapa é descrita a seguir:

- Reservatório de resíduo de alimento: depósitos plásticos com capacidade para 50 L, reservados para armazenamento de resíduos de alimentos até o momento do uso;
- Triagem: Local onde se efetua a segregação de possíveis materiais como papel, plásticos, utensílios metálicos e outros que porventura tenham se misturado aos resíduos de alimentos;
- Triturador: Equipamento destinado à trituração do resíduo de alimento que segue para caixa de alimentação;
- Caixa de alimentação: Reservatório ligado diretamente à tubulação de entrada de biomassa no biodigestor. Neste reservatório a biomassa triturada é diluída em água ou biofertilizante (recirculação).
- Biodigestor: Onde ocorre todo o processo de digestão anaeróbia da biomassa introduzida.



- Gasômetro: Destinado ao armazenamento do biogás.
- Caixa do biofertilizante: Reservatório ligado à tubulação acoplada na extremidade oposta à entrada de biomassa no biodigestor, para captar e armazenar biofertilizante, que pode ser incorporado às pilhas de compostagem, ou aproveitado para recirculação.
- Pátio de compostagem: Localizado externamente à área destinada ao biodigestor anaeróbio, para onde é levado o biofertilizante, para pesquisas futuras.

Inicialmente, o biodigestor recebeu esterco bovino diluído em água não-clorada, em volumes pré-definidos baseado nas características físicas do esterco, permanecendo durante 45 dias antes da primeira alimentação com resíduo de alimento, afim de favorecer a decomposição de seus constituintes fibrosos, antes de misturá-lo ao resíduo de alimento e assim enriquecer a microbiota presente no biodigestor (Tabela 7).

**Tabela 7-Massa e volume de esterco utilizados para alimentação inicial do biodigestor.**

<b>Descrição</b>	<b>Valor</b>
Massa total de esterco fresco inserida	1600 Kg
Massa de sólidos totais	200 Kg
Volume de água inserido	1,61 m <sup>3</sup>
Volume de esterco inserido	1,68 m <sup>3</sup>
Volume total ocupado com esterco+água	3,29 m <sup>3</sup>

O esterco bovino utilizado no biodigestor piloto foi proveniente da estação experimental do Instituto Agrônômico de Pernambuco – IPA, localizada no município de São Bento do Una, com criação de bovinos de leite no sistema intensivo. O esterco foi armazenado em bombonas plásticas, com tampa rosqueada, e levado à BERSO. E, os resíduos de alimentos foram coletados no restaurante universitário, diariamente, por equipes compostas por funcionários da UFPE, e levados à BERSO. No local destinado à triagem, foram identificados e separados materiais inorgânicos presentes. Apenas os orgânicos foram direcionados ao triturador e, após trituração e homogeneização, foram dispostos na caixa de alimentação acoplada ao biodigestor.

Ainda na caixa de alimentação, os resíduos de alimentos foram adicionados de água não-clorada, na proporção de diluição 1:1 (à base de massa) (Figura 19).

**Figura 19-Mistura de resíduo de alimento e água para alimentação do biodigestor piloto.**



FONTE: A autora (2018)

A mistura de água e resíduos de alimentos foi introduzida no biodigestor, respeitando massas e volumes calculados (Tabela 8) com base na caracterização física do esterco bovino e resíduos de alimentos, realizada a partir de amostragem antes da alimentação do biodigestor (Tabela 9).

**Tabela 8- Massa e volume de resíduo de alimento utilizados para alimentação diária do biodigestor.**

<b>Descrição</b>	<b>Valor</b>
Massa de resíduo de alimento	70 Kg·d <sup>-1</sup>
Massa de sólidos totais	11,9 Kg·d <sup>-1</sup>
Massa de sólidos voláteis	10,9 Kg·d <sup>-1</sup>
Volume de água	0,07 m <sup>3</sup> ·d <sup>-1</sup>
Volume de resíduo de alimento	0,08 m <sup>3</sup> ·d <sup>-1</sup>

**Tabela 9- Caracterização física de amostras do esterco bovino e resíduo de alimentos utilizados como substratos no biodigestor anaeróbio escala piloto.**

Variáveis	Esterco bovino	Resíduo de alimentos	Unidade de medida
Densidade	950	897	Kg·m <sup>3</sup>
Umidade	85	83	% (massa)
Sólidos totais	15	17	% (massa)
Sólidos voláteis (Fração de sólidos totais)	54	92	% (massa)

A carga orgânica volumétrica, que indica a massa de matéria orgânica a ser alimentada no biodigestor diariamente, foi calculada conforme a equação 4 (FNR, 2010).

$$COV = \frac{m \cdot c}{V_R \cdot 100} \quad (\text{Equação 4})$$

Onde:

COV = carga orgânica volumétrica, expressa em Kg m<sup>-3</sup> dia<sup>-1</sup>;

m = corresponde à massa de substrato introduzida no reator por unidade de tempo (Kg·dia<sup>-1</sup>);

c = concentração de matéria orgânica seca no substrato (% de sólidos voláteis)

V<sub>R</sub> = Volume do útil do reator (m<sup>3</sup>)

O tempo de retenção hidráulica que representa o tempo médio que o substrato permanece no biodigestor até a sua saída, foi calculado a partir da equação 5 (FNR, 2010).

$$TRH = \frac{V_R}{v} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde:

TRH = Tempo de retenção hidráulica (dias);

V<sub>R</sub> = Volume do reator (m<sup>3</sup>);

v = volume de substrato introduzido por dia (m<sup>3</sup>·dia<sup>-1</sup>).

Os parâmetros operacionais foram definidos com base nas características físicas e no volume total do biodigestor ( $8 \text{ m}^3$ ), que foi definido com base na menor escala disponível no mercado (Tabela 10).

**Tabela 10-Parâmetros operacionais do biodigestor contínuo escala piloto para tratamento de resíduos provenientes do preparo e consumo de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco.**

Descrição	Valor	Unidade de medida
Volume total do biodigestor	8	$\text{m}^3$
Massa total de resíduo de alimento	70	$\text{Kgd}^{-1}$
Massa de sólidos totais	11,9	$\text{Kgd}^{-1}$
Massa de sólidos voláteis	10,9	$\text{Kgd}^{-1}$
Volume de resíduo introduzido	0,08	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$
Volume de água introduzido	0,07	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$
Volume de substrato introduzido (água + resíduo)	0,15	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$
Carga orgânica volumétrica	2,74	$\text{Kg}_{\text{sv}} \text{m}^{-3} \text{d}^{-1}$
Tempo de retenção hidráulica	27	dias

O biogás gerado foi armazenado na porção do biodigestor destinada ao gasômetro ( $4\text{m}^3$ ), havendo queima do biogás diariamente e vazão de biogás quantificada a partir de um medidor de gás instalado anterior ao queimador.

O biofertilizante foi armazenado em reservatório semelhante à caixa de entrada de substrato, sendo acoplada à “tubulação de saída”, instalada na extremidade oposta à entrada do substrato no biodigestor, e incorporado às pilhas de compostagem localizadas próximas ao biodigestor.

A estabilidade do sistema foi avaliada a partir de medições de pH e determinação da concentração de ácidos graxos voláteis em amostras coletadas, semanalmente, através dos flanges laterais do biodigestor. O desempenho do sistema de digestão anaeróbia em escala piloto foi avaliado a partir da quantificação da produção diária de biogás e semanal da produção de metano. Para quantificação da concentração de metano, o biogás foi coletado semanalmente através de válvula acoplada na linha de gás, e armazenado em sacos plástico impermeável a gás e levado para análise por cromatografia gasosa.

O cálculo para rendimento de biogás e metano foram realizados a partir da mesma equação, considerando o volume de biogás e o volume de metano, respectivamente, de acordo com a equação 6(FNR, 2010):

$$A = \frac{V}{m_{MOS}} \quad (\text{Equação 6})$$

Onde:

A = Rendimento de biogás ou metano ( $\text{Nm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$ )

V = Volume de biogás ou metano ( $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ )

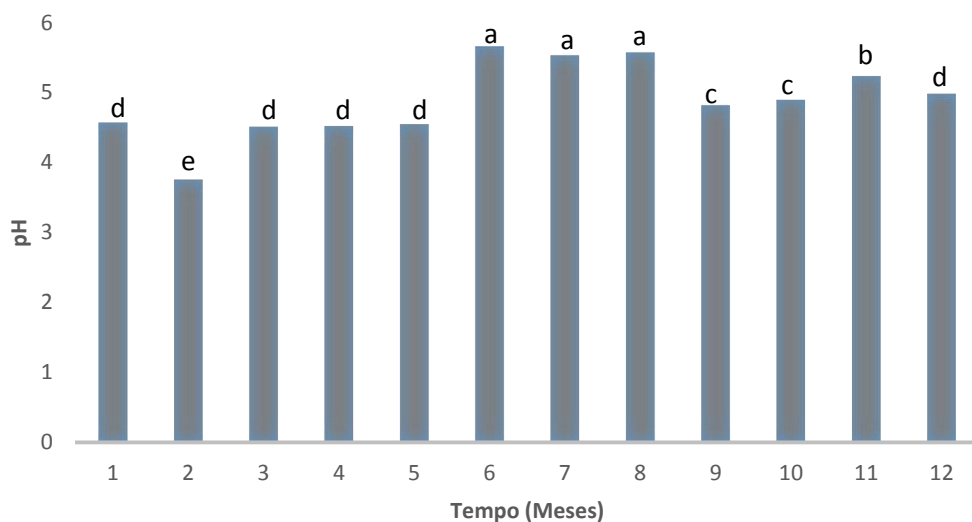
$m_{MOS}$  = massa de matéria orgânica seca introduzida no biodigestor ( $\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$ ).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 VARIABILIDADE DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS RESÍDUOS DE ALIMENTOS DO RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO DA UFPE.

Os valores médios mensais de pH variaram de 3,75 a 5,57 entre os meses de janeiro a dezembro de 2016 (Figura 20). Os meses junho, julho e agosto apresentaram as maiores médias, 5,66; 5,53 e 5,57 respectivamente. Não diferindo entre si e diferindo dos demais meses. A menor média foi observada no mês de fevereiro, com valor de pH igual a 3,75. Os valores encontrados foram condizentes com Fisgativa *et al.* (2016) que relataram que faixa de pH entre 4,9 e 5,3 para resíduo de alimentos, pode ser universalmente utilizada para o processo de concepção ou avaliação ambiental quando se estuda a valorização energética de resíduo de alimento via digestão anaeróbia.

**Figura 20- Variação de médias mensais de pH dos resíduos de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, coletados no ano de 2016.**



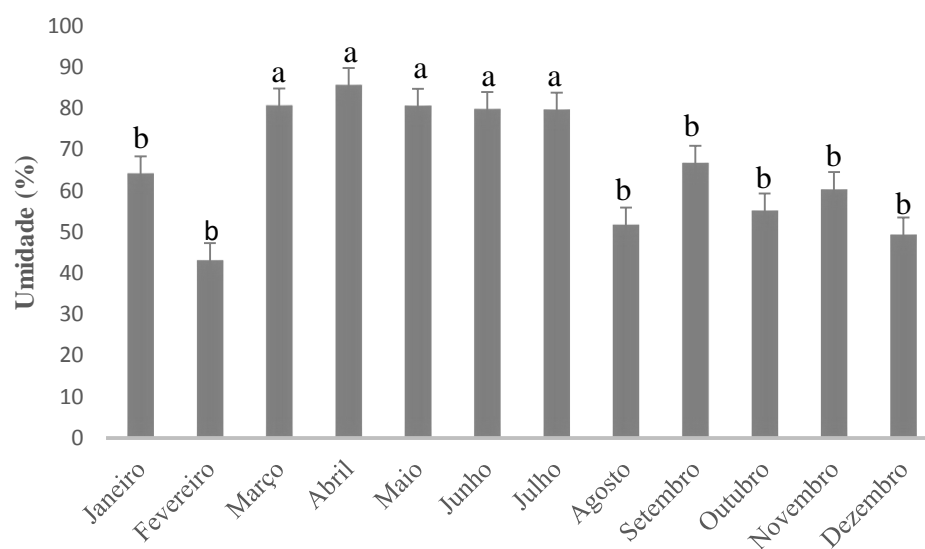
Letras iguais não diferem entre si estatisticamente ao teste de Scott-Knot ( $p < 0,05$ ).

O percentual de umidade das amostras mensais analisadas, apresentaram variação, de 49 a 85%, entre os meses de avaliação (Figura 21). O teste estatístico apontou diferenças significativas entre dois grandes grupos sazonais considerados como período chuvoso e não chuvoso. As maiores médias foram observadas nos meses de março a julho, com valores aproximados de 80 e 85%, respectivamente, não diferindo estatisticamente entre si.

As médias do mês de janeiro, fevereiro, e de agosto a dezembro foram inferiores, com valores aproximados de 43 e 64%, não diferindo entre si.

Excetuando os valores médios apresentados nos meses de fevereiro, agosto, outubro e novembro, o intervalo de umidade foi de 60 a 85%, mostrando que os resíduos de alimentos estudados continham valores de umidade dentro da faixa 70-85% considerada ideal para digestão anaeróbia (ZHANG *et al.*, 2014).

**Figura 21- Médias mensais de percentual de umidade em amostras de resíduos de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, coletadas no ano de 2016.**

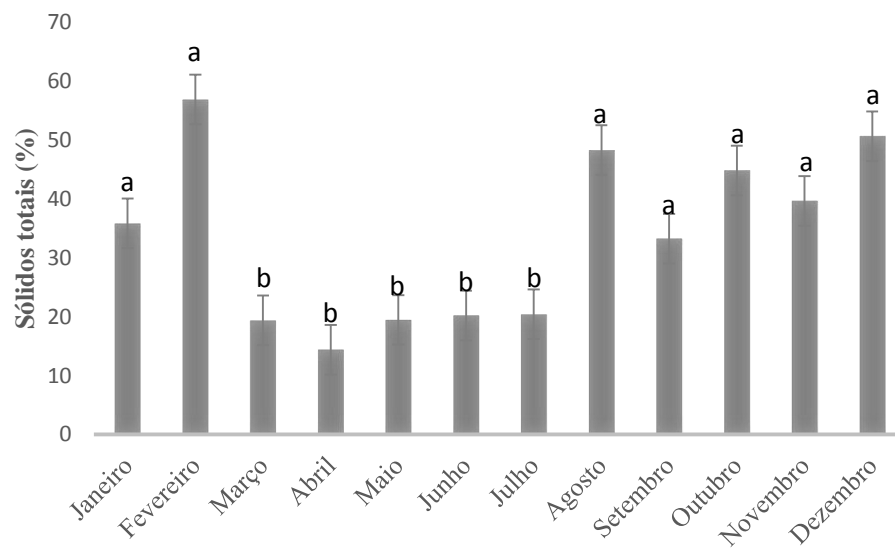


Letras iguais não diferem entre si estatisticamente ao teste de Scott-Knot ( $p < 0,05$ ).

As médias do conteúdo de sólidos totais, obviamente, seguem o padrão inverso do comportamento apresentado pelas médias de umidade, variando entre 14% a 56%, com diferenças estatísticas apenas para os dois grandes grupos como mencionados para percentual de umidade, o que pode apontar para adoção de fatores distintos de diluição, em se tratando de um sistema de digestão anaeróbia de alimentação contínua. (Figura 22).

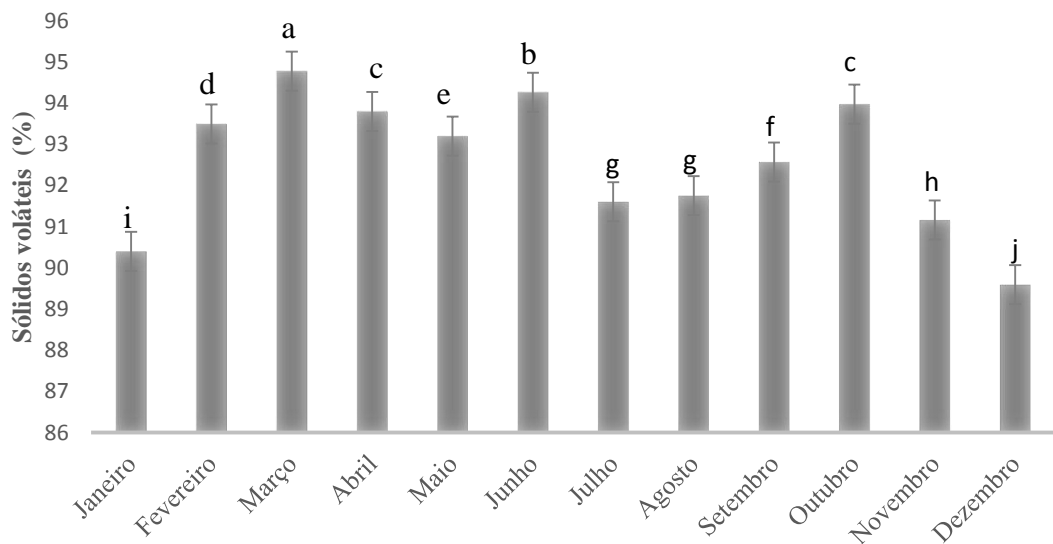
Quanto a sólidos voláteis, as médias diferiram estatisticamente entre os meses, exceto as médias de julho e agosto que não diferiram entre si. A maior média foi observada no mês de março, 94,76%, e a menor foi observada no mês de dezembro, 89,58% (Figura 23).

**Figura 22- Médias mensais de sólidos totais em amostras de resíduos de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, coletadas no ano de 2016.**



Letras iguais não diferem entre si estatisticamente ao teste de Scott-Knot ( $p < 0,05$ ).

**Figura 23- Médias mensais de percentual de sólidos voláteis em relação a sólidos totais (SV/ST) em amostras de resíduos de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, coletadas no ano de 2016.**





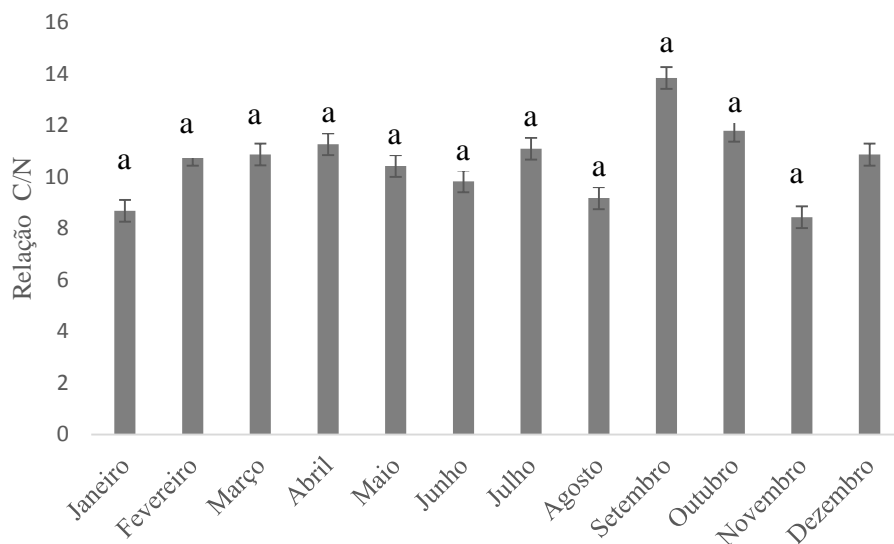
Letras iguais não diferem entre si estatisticamente ao teste de Scott-Knot ( $p < 0,05$ ).

Os dados encontrados foram similares aos observados por alguns autores como Zhang *et al.* (2011), Zhang *et al.* (2013), Zhang *et al.* (2007) e Li *et al.* (2010) que relataram dados de sólidos voláteis nos resíduos de alimentos que trabalharam iguais a 94%, 90,9%, 85,30% e 94,10%, respectivamente.

As diferenças entre as médias de sólidos voláteis estão associadas às médias de umidade, que, como citado anteriormente, podem ser atribuídas às mudanças climáticas durante o tempo de amostragem. O intervalo médio de diferença entre os valores de sólidos voláteis foi de 5,18%, valor abaixo do relatado por Zhang *et al.* (2007), 16-27%. Os mesmos autores indicam que se pode observar uma mudança semelhante na produção de biogás de um biodigestor anaeróbio se for operado apenas com resíduo de alimentos.

As médias mensais referentes à relação C/N, não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre si (Figura 24), apresentando valor médio igual a 10, inferior aos descritos por Zhang *et al.* (2007), que trabalharam com resíduo de alimentos com relação C/N igual a 14,8; E, Shin; Youn; Kim (2004) relataram relação C/N igual a 18 na caracterização de resíduo de alimento utilizado como co-substrato para digestão anaeróbia.

**Figura 24-Médias mensais da relação carbono/nitrogênio (C/N) em amostras resíduos de alimentos do restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco, coletadas no ano de 2016.** a



Letras iguais não diferem entre si estatisticamente ao teste de Scott-Knot ( $p < 0,05$ )

Relação C/N entre 20-30 é considerada como a condição ideal para digestão anaeróbia, fornecendo nitrogênio suficiente para promover a estabilidade do sistema e, conseqüentemente, bons rendimentos de biogás e metano (LI; PARK; ZHU, 2011). Já para Lee *et al.* (2009) a relação C / N ideal para a degradação anaeróbia de resíduos orgânicos é de 20 a 35. No entanto, esses valores podem ser alcançados com misturas de substratos em sistema de codigestão.

Trabalhos com codigestão anaeróbia de diversos substratos orgânicos (resíduos de alimentos, resíduos de vegetais, laticínios, esterco de galinha e bovino, entre outros), descrevem bom desempenho do sistema de digestão anaeróbia com relação C/N variando de 15 a 27 (WANG; XU; LI, 2013; ZESHAN; KARTHIKEYAN; VISVANATHAN, 2012; ZHANG *et al.*, 2013).

As diferenças observadas em cada variável estudada podem ser atribuídas às variações de composição dos resíduos gerados no restaurante universitário da UFPE bem como a proporção de cada componente que também pode ser variável em cada coleta. Fisgativa; Tremier; Dabert (2016) compilaram e analisaram estatisticamente a variabilidade das características de resíduos de alimentos de 70 artigos e indicaram que os valores de características são efetivamente muito variáveis e que 24% dessas variações podem ser explicadas pela origem geográfica, o tipo de fonte de coleta e a estação do ano em que foram realizadas as coletas. No entanto, é fundamental estudar as variações de características dos resíduos de alimentos a serem tratados via digestão anaeróbia para tomada de decisão, quanto à necessidade de adição de condicionadores ou pré-tratamento do resíduo antes da alimentação de biodigestores.

## 5.2 EXPERIMENTO 1 – CODIGESTÃO DE ESTERCO BOVINO E RESÍDUO DE ALIMENTOS.

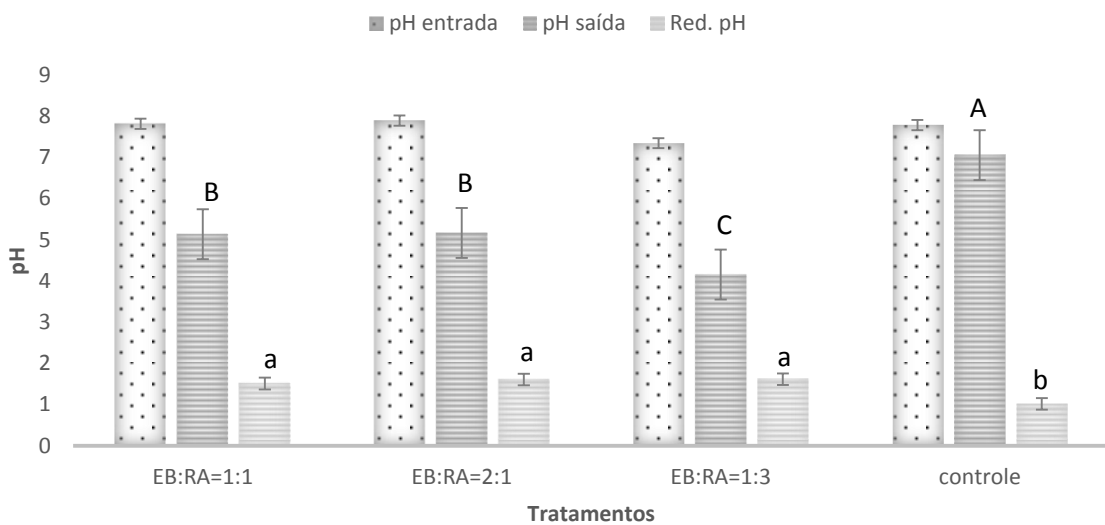
### 5.2.1 Estabilidade do Sistema

O pH inicial nas misturas adicionadas em cada reator, correspondente a cada tratamentos foram 7,82, 7,9, 7,35, 7,79, respectivamente para as relações EB:RA 1:1, 2:1, 1:3 e o tratamento controle contendo apenas esterco bovino, não apresentando diferenças estatísticas significativas entre si (Figura 25).

Houve redução do pH em todos os tratamentos, sendo menor no tratamento controle, possivelmente devido ao equilíbrio entre a liberação de ácidos formados durante a fase

acidogênica e a amônia liberada, isto pode ter ocorrido porque a relação C/N foi igual a 25,9, dentro da faixa de 20 a 30, sugerida como ótima (LI; PARK; ZHU, 2011) que pode ter contribuído com o conteúdo adequado de  $\text{NH}_3$  para proporcionar equilíbrio com os ácidos formados.

**Figura 25- pH inicial, final e redução de unidade de pH observados em sistema de codigestão anaeróbia de esterco bovino e resíduo de alimento em diferentes relações esterco:resíduo (EB:RA).**



Letras iguais não diferem estatisticamente entre si ao teste de Tukey ( $p < 0,05$ ). Letras minúsculas classificam médias de redução de pH e letras maiúsculas, médias de pH final.

A adição de resíduo, com pH médio de 4,8, contribuiu para aumentar a acidez nos três tratamentos, com acidez excessiva observada no tratamento com relação RA:EB igual a 1:3 que continha mais de 50% de resíduo de alimento, concordando com Tian *et al.* (2015) que consideraram a codigestão de esterco e resíduo de alimentos como alternativa para aliviar a inibição provocada pela acidificação excessiva, desde que a proporção de resíduo seja inferior a 50%. O pH final foi 5,14, 5,17, 4,16, 7,06, respectivamente para as relações EB:RA 1:1, 2:1, 1:3 e o tratamento controle. Os valores de pH final encontrados se assemelham aos dados relatados por alguns autores que trabalharam com digestão anaeróbia de resíduo de alimento com adição de lodo anaeróbio como inóculo, como por exemplo Zhai *et al.* (2015) que observaram queda nos valores de pH chegando ao valor mínimo de 4,8 em reatores com relação resíduo: esterco igual a 1:1 e com adição de lodo anaeróbio; e, Khairuddin *et al.*, (2015) observaram valor mínimo de pH igual a 4,5 em reatores com resíduo de alimento e lodo anaeróbio, sugerindo que a contribuição do inóculo (efluente já

estabilizado) no aumento da capacidade tampão da mistura, no sistema de digestão anaeróbia, é conseguido com o tempo de retenção, possivelmente pela adaptação do inóculo ao substrato.

Os valores de redução de sólidos voláteis (SV) em cada tratamento avaliado, não diferiram estatisticamente entre si, ficando todos em torno de 98%. E, a concentração de ácidos graxos voláteis - AGV no digerido dos reatores contendo resíduo de alimento (relações EB:RA 1:1, 2:1 e 1:3) excedeu 8000 mg.L<sup>-1</sup>(Tabela 11).

**Tabela 11-Taxa de redução de sólidos voláteis (SV) e acúmulo de ácidos graxos voláteis determinados a partir do digerido de sistema de codigestão anaeróbia de esterco bovino e resíduo de alimento em diferentes relações esterco:resíduo (EB:RA).**

Relações EB:RA	Taxa de redução de SV (%)	AGV (mg L <sup>-1</sup> )
1:1	98,3 a	9651,6 a
2:1	99,0 a	9017,6 a
1:3	98,6 a	8215,3 a
Tratamento controle	98,2 a	52,7 b

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Os valores de remoção de SV em sistema de digestão anaeróbia, encontrados na literatura variam bastante. Molinuevo-Salces *et al.* (2013) relataram ter encontrados valores de redução de sólidos voláteis na faixa de 50-90% para esterco e sugeriram que a adição de resíduos de vegetais proporcionou aumento da proporção de SV reduzidos. Uma vez que a adição de resíduos de alimentos aumenta a biodegradabilidade e,consequentemente, a hidrólise, o que pode favorecer a conversão de subprodutos em metano, se condições favoráveis para os micro-organismos que atuam nessa fase. Dhamodharan; Kumar; Kalamdhad (2015) observaram máxima redução de sólidos voláteis com valores em torno de 45,51% a 54,58%. Essa diferença de faixa de valores de redução de sólidos voláteis pode estar atribuída à composição bioquímica dos resíduos de alimentos

A redução de sólidos voláteis tem relação direta com a produção de metano, que neste trabalho só foi possível determinar no tratamento com relação EB:RA igual a 1:3, ao décimo dia, com concentrações abaixo de 8% de CH<sub>4</sub>. Provavelmente, devido à conversão de sólidos voláteis em produtos intermediários, e com acidez favorável, resultou no alto acúmulo desses gases (BROWN; LI, 2013).

O acúmulo de AGV ocorre quando não são consumidos a um pH muito baixo (menor que 5,0) e inibem o crescimento microbiano de comunidades consumidoras desse produto intermediário da digestão anaeróbia (PARAWIRA *et al.*, 2005; WARNECKE; GILL, 2005).

Tian *et al.* (2015) observaram inibição severa na produção de metano devido ao acúmulo de AGV enquanto o teor de resíduo, no biodigestor, era superior a 50%. Independente da relação EB:RA utilizadas nesse estudo, as concentrações de AGV foram inibitórias aos micro-organismos metanogênicos (acima de 8.000 mg L<sup>-1</sup>).

Os ácidos produzidos durante o processo de digestão desempenham um papel importante no pré-tratamento das fibras em esterco bovino, resultando em maior rendimento de metano, desde que haja controle do pH (DONG *et al.*, 2009).

Pelo fato do ensaio ter sido desenvolvido em sistema de batelada sem monitoramento diário, através de sensores, por exemplo, de variáveis como pH, impossibilitou a detecção do momento de decréscimo de pH e aumento da concentração de AGV que levaria a falha do sistema, para adotar medidas de remediação como a adição de agentes tamponantes ou fontes de nitrogênio para atenuar os efeitos aos micro-organismos metanogênicos.

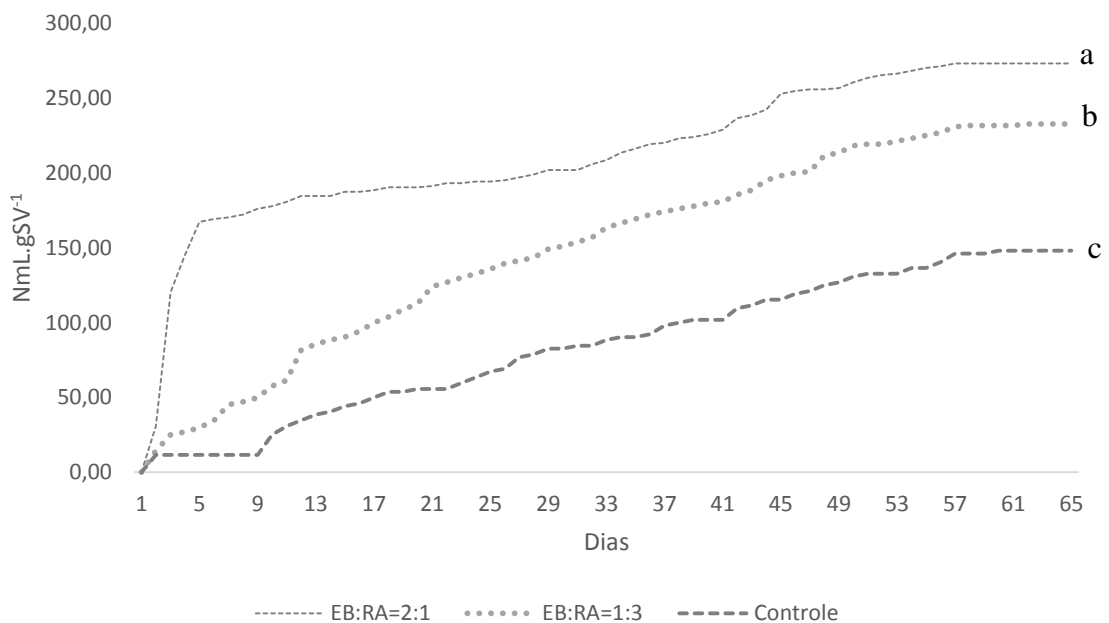
## 5.2.2 Desempenho do sistema

A produção acumulada de biogás aumentou com a dição de resíduo de alimento, quando comparado ao tratamento controle (figura 26).

O tratamento com relação EB:RA igual a 1: 1, não diferiu estatisticamente do controle no acúmulo de biogás, que foi 168,61 e 154,6 NmL g<sub>st</sub><sup>-1</sup>, porém só foi possível observar a produção de biogás no tratamento com relação EB:RA igual a 1: 1 até o 11º dia de retenção, a partir desse dia foram detectados vazamentos nos reatores desse tratamento. Portanto, não foi mais avaliado.

A produção de biogás no tratamentos com relação EB:RA 2:1, 273,12 NmL g<sub>sv</sub><sup>-1</sup> foi maior que a obtida quando a relação foi 1:3, 232,72 NmL g<sub>sv</sub><sup>-1</sup>. Indicando relação com o pH final, que também foi menor quando concentração de resíduo de alimento no reator foi maior que 50%. São produções inferiores às disponíveis na literatura, em trabalhos com codigestão de resíduo de alimento e esterco com adição de lodo anaeróbio, como, por exemplo, El-Mashad; Zhang, 2010) que relataram produções de 570 – 621 mL g<sub>sv</sub><sup>-1</sup>, e Marañón *et al.*, (2012) apresentaram dados na faixa de 644 – 880 L kg<sub>sv</sub><sup>-1</sup>, também co-digerindo resíduo de alimento com esterco de gado.

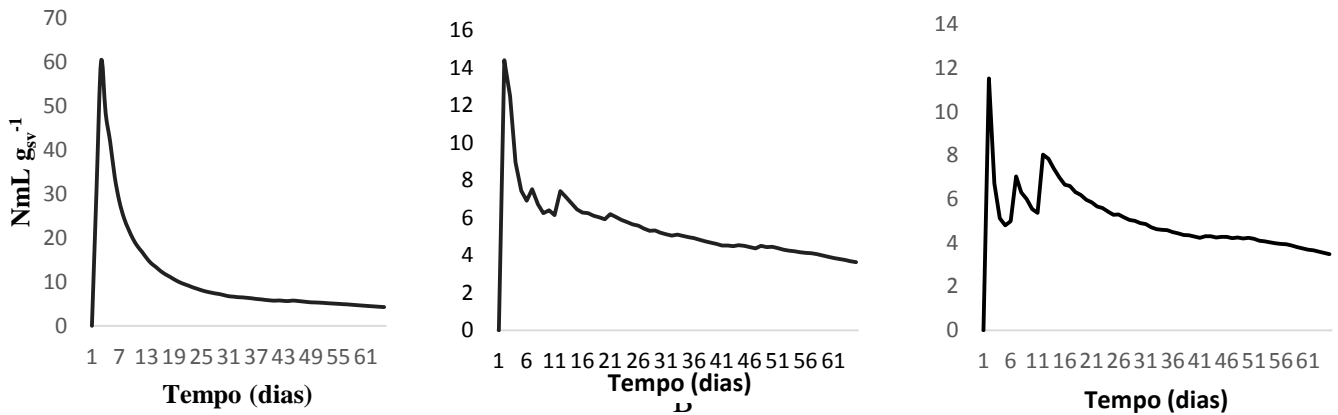
**Figura 26-Produção acumulada de biogás no sistema de codigestão de esterco bovino (EB) e resíduo de alimento (RA) em diferentes relações EB:RA.**



Pode-se observar que o comportamento inicial de produção de biogás no tratamento controle difere dos demais, mantendo a produção contínua até aproximadamente 10 dias de retenção. Em seguida aumenta a produção até estabilizar por volta de 60 dias. O tratamento com relação EB:RA igual a 2:1, apresentou rápida produção desde o primeiro dia até por volta do 5º dia. Para a relação 1:3 a produção foi aumentando discretamente, sempre com produções diárias inferiores ao tratamento citado anteriormente.

Todos os tratamentos apresentaram picos de taxa de produção nos primeiros 10 dias, reduzindo gradualmente com o tempo, na relação EB:RA 2:1. Na relação EB:RA 1:3, a produção reduziu a aproximadamente 50% do pico de produção rapidamente e depois decaindo gradualmente, o que pode indicar que matéria orgânica disponível foi degradada rapidamente podendo ter favorecido a rápida acidificação do meio que culminou no acúmulo de ácidos graxos voláteis (figura 27).

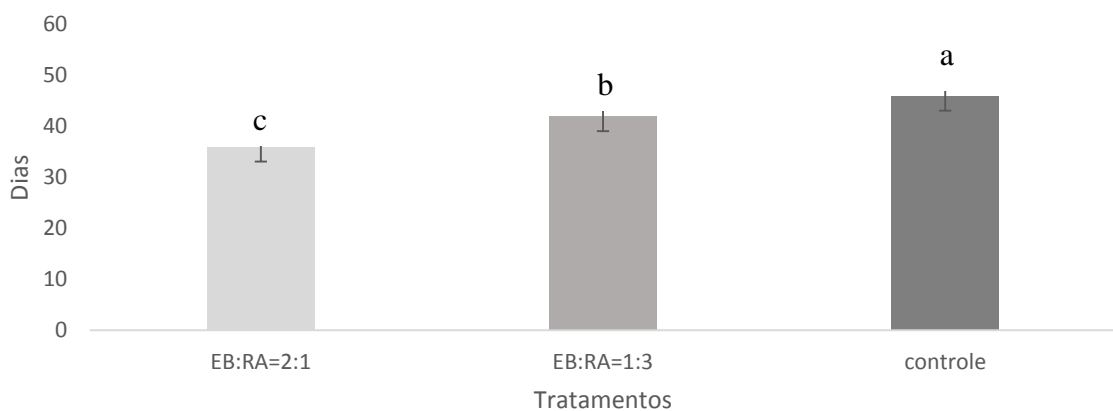
**Figura 27-Taxa de produção diária de biogás em sistema de codigestão de esterco bovino e resíduo de alimentos em diferentes relações esterco bovino:resíduo de alimento.**



A- Relação EB:RA=2:1; B- Relação EB:RA=1:3; C- Tratamento controle

Os tempos em que a produção de biogás foi estabilizada, diferiram entre os tratamentos, sendo 57, 62 e 60 dias para as relações EB:RA 2:1, 1:3 e o tratamento controle, respectivamente. E o tempo necessário para alcançar 80% da produção total de biogás, foi de 5, 36, 42 e 46 dias para T1, T2, T3 e o tratamento controle, respectivamente (figura 28), diferindo estatisticamente entre si.

**Figura 28-Tempo necessário para atingir 80 % da produção de biogás (T80), em sistema de codigestão de esterco bovino e resíduo de alimentos em diferentes relações esterco bovino:resíduo de alimento (EB:RA).**



As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Foi aplicado o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Li *et al.* (2011) consideraram que a digestão anaeróbia com altas concentrações de sólidos (>15%), como os reatores dos tratamentos com relações EB:RA 2:1 e 1:3 que operaram com 15 e 20% de sólidos totais, respectivamente, requer aplicação de inóculo, devido ao longo tempo requerido para estabilização da produção de biogás. No entanto, Khairuddin *et al.* (2015), testando diferentes relações de resíduo de alimento e esterco bovino em codigestão com aplicação de inóculo e concentração de sólidos totais em torno de 20%, relataram período de 40 dias para estabilização da produção de biogás. E, Zhai *et al.* (2015) relataram período de 45 – 56 dias para estabilização da produção de biogás em reatores com 23% de sólidos totais. Dados esses, encontrados em tratamentos com adição de inóculo pré-incubado.

A adição de efluente estabilizado (lodo anaeróbio, por exemplo) como alternativa para reduzir o tempo de retenção, não influenciaria comparando os dados dessa pesquisa com os referidos anteriormente. Como Koch *et al.* (2017) relataram que a seleção de inóculo ideal para digestão anaeróbia de resíduo de alimentos, ainda é um entrave devido a heterogeneidade dos resíduos.

### 5.3 EXPERIMENTO 2 – DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO DE ALIMENTO COM DIFERENTES INÓCULOS EM DIFERENTES RELAÇÕES INÓCULO:RESÍDUO

#### 5.3.1 Estabilidade do Sistema

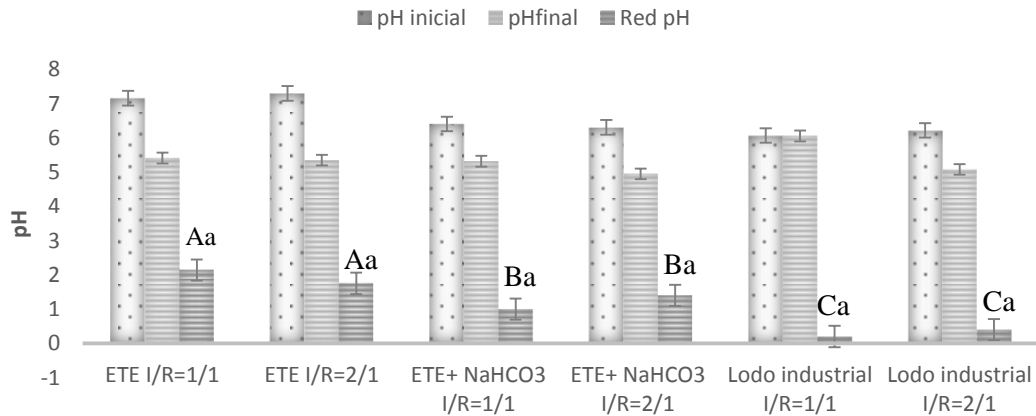
O pH inicial foi mantido na faixa entre 6-7 em todos os reatores (Figura 29), faixa considerada ótima para que a digestão anaeróbia ocorra de forma otimizada (ZHAI *et al.*, 2015).

Observou-se redução no pH em todos os tratamentos, ficando a faixa de pH final entre 4,9 – 6,06. As relações inóculo/resíduo (I/R) não influenciaram na redução de pH no sistema.

Quanto aos tipos de inóculos, o maior valor de redução de unidade de pH (1,9) foi observado quando se utilizou lodo de ETE, seguido dos tratamentos com lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub>, reduzindo 1,2 unidades de pH. Indicando que a adição de NaHCO<sub>3</sub> teve efeito na flutuação do pH do sistema com lodo de ETE, embora não tenha sido suficiente para manter o pH próximo à neutralidade, condição essencial para a atividade metanogênica, ambos tratamentos apresentaram pH final entre 5,35 – 5,41 e 4,95- 5,32, respectivamente para as relações 2/1 e 1/1. Sugerindo que a taxa de aplicação de NaHCO<sub>3</sub> a 248,69 mg·L<sup>-1</sup>, pode não ter sido o bastante para favorecer o tamponamento do sistema.



**Figura 29-pH inicial, final e redução de unidade de pH observados em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de ETE, lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub> e lodo industrial com relações I/R iguais a 1/1 e 2/1.**



Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Letras maiúsculas classificam as médias dos tipos de inóculos e letras minúsculas, as médias das relações I/R (Skott-Knot  $p < 0,01$ ).

Gao *et al.* (2015) verificaram que aplicando NaHCO<sub>3</sub> a taxa de 1000mg·L<sup>-1</sup> antagonizou o declínio inicial do pH em sistema de digestão de resíduo de alimentos com lodo ativado na relação inóculo:resíduo igual a 1:2,8, ou seja, com concentração de resíduo de alimento no reator superior a estudada no presente trabalho. A menor redução de pH (0,31 unidades) foi observada nos tratamentos utilizando lodo industrial como inóculo. Provavelmente devido ao valor de alcalinidade encontrado para lodo industrial (2482 mg·L<sup>-1</sup>) ter sido superior ao do lodo de ETE (744 mg·L<sup>-1</sup>).

Redução de sólidos voláteis, ou taxa de biodegradabilidade, é um dos fatores para avaliar a eficiência de um sistema de digestão anaeróbia em termos de tratamento de resíduo. Observa-se que todos os tratamentos apresentaram taxa de redução de sólidos voláteis acima de 90%, valor apontado na literatura como indicador de eficiência de remoção de sólidos (Tabela 12). Os inóculos lodo ETE+NaHCO<sub>3</sub> e lodo industrial apresentaram maiores taxas de redução de sólidos, 99,69% e 99,47%, respectivamente. Ambos diferindo estatisticamente do lodo ETE.

**Tabela 12- Redução de sólidos voláteis em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de ETE, lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub> e lodo industrial com relações I/R iguais a 1/1 e 2/1.**

Inóculos	Relação I/R = 1/1	Relação I/R = 2/1	Média (%)
Lodo ETE	97,89	96,77	97,33 b
Lodo ETE + NaHCO <sub>3</sub>	99,73	99,65	99,69 a
Lodo industrial	99,26	99,69	99,47 a
Média (%)	98,96 A	98,70 A	

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Letras maiúsculas na coluna e minúsculas na linha (Skott-Knot  $p < 0,01$ ).

O acúmulo de ácidos graxos voláteis foi determinado no efluente de cada reator dos tratamentos estudados (Tabela 13). Os AGV produzidos a partir da degradação de proteínas, lipídios e polissacarídeos aumentaram significativamente no tratamento com lodo industrial na relação 1/1, ou seja com adição de 50% (ST) de resíduos de alimentos no reator.

A concentração máxima de AGV excedeu 17000 mg·L<sup>-1</sup> (Tabela 14). No sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento, utilizando lodo industrial na relação 2/1, foi encontrado o menor valor, 41,05 mg·L<sup>-1</sup>, provavelmente devido à alcalinidade do lodo ter sido alta comparada à alcalinidade do lodo de ETE, evitando maiores flutuações do pH relatado que o sistema de digestão anaeróbia poderia ser inibido pela alta concentração de VFAs, e a faixa de 1000-3000 mg / L causaria inibição moderada (DUAN *et al.*, 2012).

**Tabela 13-Acúmulo de ácidos graxos voláteis em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de ETE, lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub> e lodo industrial com relações I/R iguais a 1/1 e 2/1.**

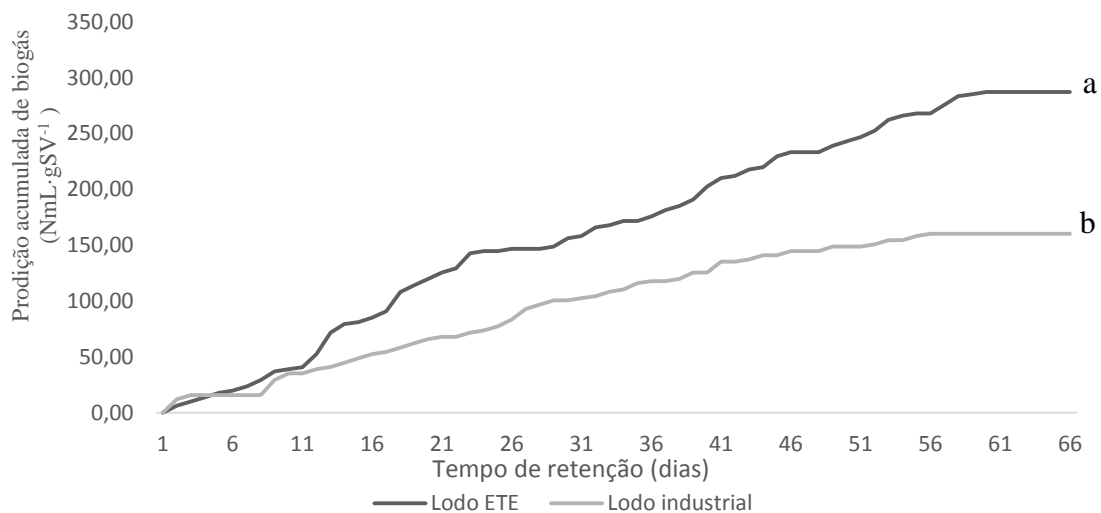
Inóculos	Relação I/R = 1/1	Relação I/R = 2/1
	mg·L <sup>-1</sup>	
Lodo ETE	10127,880 bA	10577,50 aA
Lodo ETE + NaHCO <sub>3</sub>	852,66 bA	8688,83 aA
Lodo industrial	17690,73 aA	41,05 bB

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Letras maiúsculas na coluna e minúsculas na linha (Skott-Knot  $p < 0,01$ ).

### 5.3.2 Desempenho do sistema

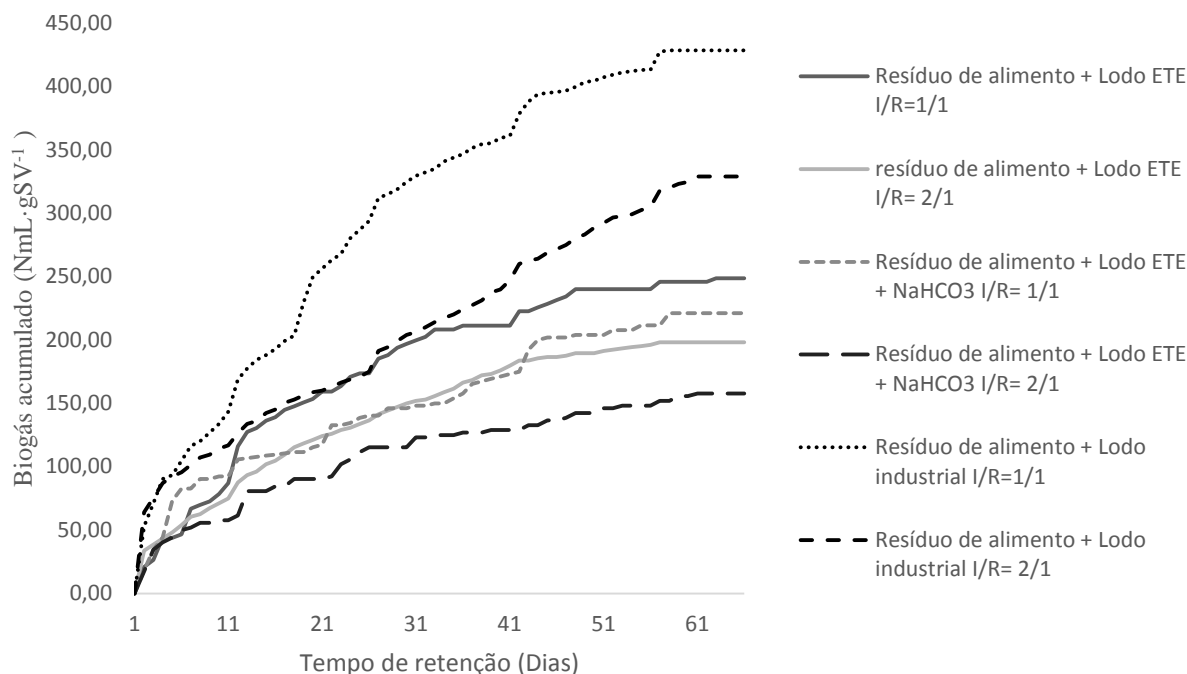
O rendimento de biogás de cada lodo, ETE e lodo industrial, bruto, sem adição de  $\text{NaHCO}_3$  e sem diluição, foi avaliada isoladamente (Figura 30). Pode-se observar que o rendimento de biogás para lodo de ETE,  $198,62 \text{ NmL g}_{\text{sv}}^{-1}$ , foi maior que o rendimento para lodo industrial ( $160,24 \text{ NmL g}_{\text{sv}}^{-1}$ ). Provavelmente devido à homogeneidade do lodo industrial. Já o lodo de ETE, foi oriundo de reator tratando esgoto doméstico, onde a heterogeneidade de material é grande. No entanto, este necessita de maior tempo de estabilização. Como as informações do tempo de retenção nesses reatores onde os inóculos foram coletados, não foi fornecida, estima-se que a produção de biogás apresentada pelo lodo de ETE deve-se, também, ao conteúdo de materiais biodegradáveis ainda presentes. Pode-se ainda associar os resultados encontrados ao fato de lodo industrial ter apresentado alcalinidade igual a  $2482 \text{ mg L}^{-1}$ , superior à alcalinidade do lodo ETE, que foi de  $744 \text{ mg L}^{-1}$ , reduzindo o impacto da acidificação na produção de biogás.

**Figura 30-Produção acumulada de biogás do lodo de ETE e lodo industrial no período de retenção de 65 dias.**



Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si (Skott-Knot  $p < 0,01$ ).

**Figura 31- Produção acumulada de biogás em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de ETE, lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub> e lodo industrial com relações I/R iguais a 1/1 e 2/1.**



**Tabela 14- Comparação de médias de produção acumulada de biogás entre os tratamentos estudados no ensaio de digestão anaeróbia de resíduo de alimentos com diferentes inóculos (lodo ETE, lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub> e lodo industrial) em diferentes relações inóculo/resíduo (I/R), 1/0, 1/1 e 2/1.**

Relações I/R	Lodo ETE	Lodo ETE +NaHCO <sub>3</sub>	Lodo industrial
Produção acumulada de biogás (NmL·gSV <sup>-1</sup> )			
1/0	145,24 bC	198,62 bC	160,24 aC
1/1	248,71 Ab	289,14 bA	428,42 aA
2/1	198,10 Bb	253,55 bB	328,89 aB

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Skott-Knot ( $p < 0,05$ ).

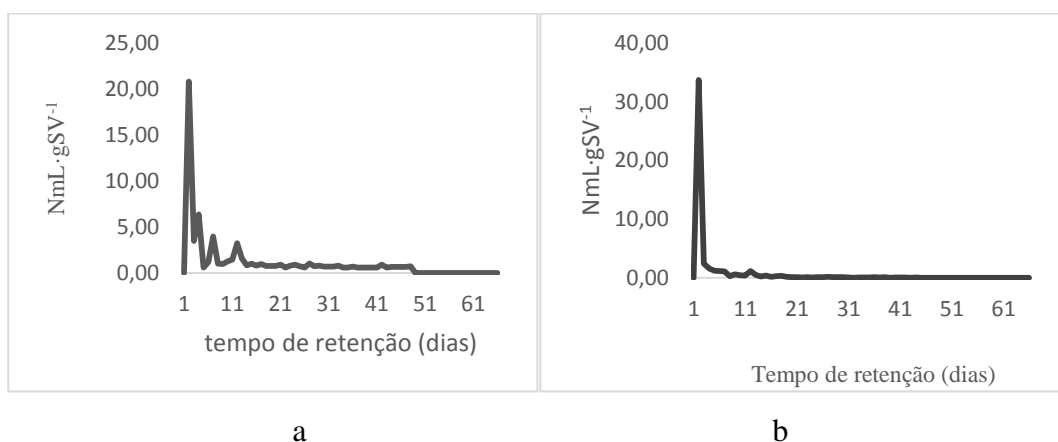
Letras minúsculas na coluna e maiúsculas na linha

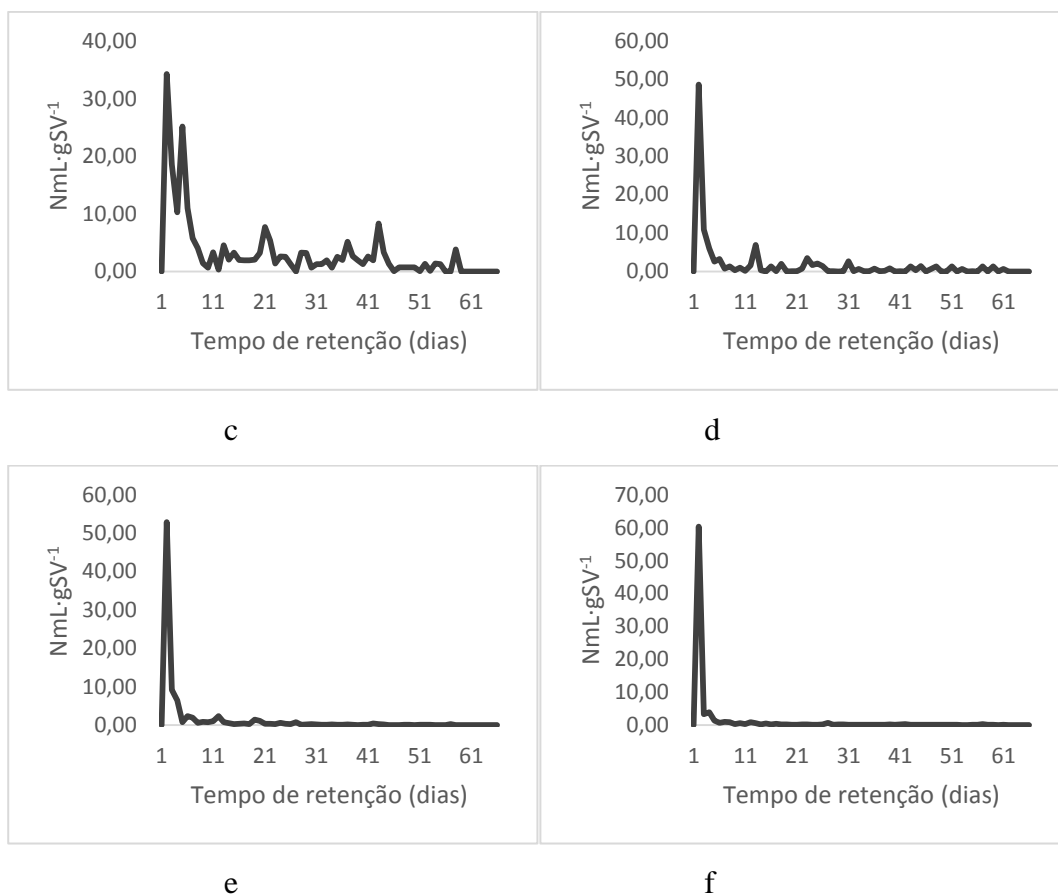
A adição de resíduos de alimentos otimizou o rendimento de biogás, quando utilizou-se a relação 1/1, alcançando rendimento médio máximo de 322,09 NmL·gSV<sup>-1</sup>, seguido da relação 2/1 que obteve rendimento de 260,18 NmL·gSV<sup>-1</sup> (figura 31), ambos maiores que o rendimento de biogás obtido em reatores sem adição de resíduo de alimento que foi de 168,03.

Os resultados encontrados foi diferente com a maioria das pesquisas anteriores, que relataram diferentes proporções de mistura ideal de resíduos e lodo de alimentos como por exemplo, Liu *et al.* (2016) que observaram produção de  $400 \text{ NmL}\cdot\text{gSV}^{-1}$  em reatores operando com relação I/R igual a 2/2 e, Slimane *et al.* (2014) que relataram produção de 504 e  $856,01 \text{ NmL}\cdot\text{gSV}^{-1}$ . A diferença pode ser atribuída à relação C / N relativamente baixa do resíduo de alimentos (11,6), que ficou abaixo na faixa recomendada de 15-20 (SIDDIQUE; MUNAIM; ZULARISAM, 2016). Os resultados encontrados indicaram que a concentração de 50% de resíduo de alimento no reator melhora a produção de biogás. O que pode ser justificado pelo aporte de sólidos voláteis fornecido pelo resíduo de alimento, com 92,5% (massa/massa) e os inóculos com 14,6 e 75,9%, respectivamente para lodo de ETE e lodo industrial. Semelhantes aos dados relatados por Kuo-Dahab *et al.* (2014) que verificaram aumento na produção de biogás com a adição de 50% (base de massa) de resíduos de alimentos no reator. Já Kawai *et al.* (2014), testando a influência da fração orgânica lábil dos resíduos de alimentos, indicada pela concentração de sólidos voláteis, concluíram que é necessária uma relação substrato/inóculo (S/I) baixa ( $<0,33$ ) para obter bom rendimento de biogás a partir de resíduos de alimentos.

A taxa de produção diária de biogás foi observada em cada tratamento estudado (Figura32) todos os tratamentos apresentaram pico de produção antes de completar 10 dias de retenção e depois apresentaram picos alcançando produções inferiores a 50 % da produção inicial. Provavelmente devido à rápida biodegradação do resíduo de alimento.

**Figura 32-Taxa de produção diária de biogás em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com lodo de ETE, sem e com adição de  $\text{NaHCO}_3$ , e lodo industrial.**





a- Resíduo de alimento + lodo ETE I/R=1/1; b- Resíduo de alimento + lodo ETE I/R=2/1; c- Resíduo de alimento + lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub> I/R=1/1; d- Resíduo de alimento + lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub> I/R=1/1; e- Resíduo de alimento + Lodo industrial I/R=1/1; f- Resíduo de alimento +lodo industrial I/R= 2/1.

De acordo com Kawai *et al.* (2014), a fração orgânica lábil, indicada pela concentração de sólidos voláteis, é o produto inicialmente solubilizado na digestão anaeróbia e é imediatamente utilizado pelos micro-organismos anaeróbios e convertidos em ácidos graxos voláteis. No entanto, produção de biogás pode ter sido afetada pelo acúmulo de ácidos graxos voláteis e queda do pH logo no início do período de retenção. Por se tratar de sistema de batelada, tais fenômenos não puderam ser observados antes do período final pré-estabelecido para o ensaio. Observa-se, ainda na mesma figura, que há uma tendência a estabilizar a produção de biogás após o 50º dia de retenção em todos os tratamentos estudados.

O período de tempo necessário para produzir 80% (t<sub>80</sub>) do total de biogás acumulado foi determinado a partir dos dados de produção de biogás de cada tratamento (Tabela 15). T<sub>80</sub> é claramente afetado pelo tipo de inóculo, onde o menor tempo foi apresentado por lodo ETE (30 dias), diferindo estatisticamente do lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub> e lodo industrial (37 e 39 dias respectivamente) e as relações I/R estudadas, parece não afetar significativamente o t<sub>80</sub>, já que ambas as relações, 1/1 e 2/1, apresentaram padrões semelhantes. Observação contrária foi

feita por Pelleri & Gidaracos (2016), onde relataram que o aumento da concentração de substrato tem influência no t80 e, o aumento da proporção de substrato no reator é diretamente proporcional ao aumento do t80.

**Tabela 15- Período de tempo, em dias, necessário para produzir 80% da produção total de biogás (t80), comparação entre diferentes inóculos e relações inóculo resíduo.**

<b>Relações I/R</b>	<b>Lodo ETE</b>	<b>Lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub></b>	<b>Lodo industrial</b>	<b>Média (dias)</b>
1/1	31 bA	40 aA	35 bB	35 a
2/2	30 bA	35 bA	43 aA	36 a
Média	30 B	37 A	39 A	

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Letras minúsculas na coluna, maiúsculas na linha e letra grega classifica as médias dos fatores, sendo  $\beta$  relações I/R,  $\gamma$  e  $\alpha$  tipos de lodo.

O biogás gerado em cada reator era composto basicamente de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. As concentrações de metano determinadas no biogás gerado em cada tratamento, em intervalos de 15 dias, mostraram que o tempo em que foi realizada a caracterização influenciou essa variável nos tratamentos utilizando lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub>, indicando que pode ter havido uma fase de atraso na produção de metano por esse tratamento, uma vez que a maior média de concentração de metano foi observada no 55º dia de retenção (Tabela 16).

Os tipos de inóculo utilizados no ensaio influenciaram a concentração de metano no biogás gerado. As médias de concentração de metano no biogás em reatores inoculados com lodo industrial, foi maior que as obtidas em reatores inoculados com lodo de ETE e, estatisticamente igual ao percentual encontrado para os tratamentos utilizando lodo ETE + NaHCO<sub>3</sub> respectivamente.

Os resultados indicaram que adição de NaHCO<sub>3</sub> favoreceu o aumento da produção de metano, quando comparado aos tratamentos utilizando lodo de ETE sem adição de NaHCO<sub>3</sub>.

**Tabela 16- Concentrações de metano no biogás gerado a partir da digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com Lodo de ETE, lodo de ETE + NaHCO<sub>3</sub> e lodo industrial nas relações I/R = 1/1 e 2/1, determinadas no 10º, 25º, 40º e 55º dia de retenção hidráulica.**

Dias	Relações I/R		Média (%)
	1:1	2:1	
	Lodo ETE		
10	8,09	4,62	6,36 C
25	0,0	3,64	1,82 C
40	2,40	3,2	2,83 C
55	0,0	0,0	0,0 C
			2,75b
	Lodo ETE + NaHCO <sub>3</sub>		
10	2,88	13,0	7,97 B
25	5,95	7,74	6,84 B
40	7,84	13,55	10,69 B
55	13,50	39,67	39,44 A
			16,24 a
	Lodo industrial		
10	26,21	21,80	24,00 A
25	13,52	10,92	12,22 A
40	14,32	31,38	22,85 A
55	13,50	35,26	24,38 A
			20,86 a
Média	11,16 a	15,41 a	

Letras iguais não diferem estatisticamente entre si. Maiúscula na linha, classifica o tempo (em dias), letras minúsculas classificam as médias para cada tipo de inóculo e letra grega, as médias das relações inóculo/resíduo, ao teste Scott-Knot ( $p < 0.01$ ).

As relações inóculo/resíduo não diferiram estatisticamente entre si, sugerindo que a concentração de resíduo de alimento no reator não influenciou a produção de metano.



O rendimento médio de metano após 25 dias de digestão aumentou e os tipos de inóculos diferiram estatisticamente entre lodo de ETE e os demais a partir do 44º dia de retenção (Tabela 17).

**Tabela 17- Rendimento de metano a partir da digestão anaeróbia de resíduo de alimento inoculado com Lodo de ETE, lodo de ETE + NaHCO<sub>3</sub> e lodo industrial nas relações I/R = 1/1 e 2/1, determinadas no 10º, 25º, 40º e 55º dia de retenção hidráulica.**

<b>Tempo de retenção</b>	<b>10 dias</b>	<b>25 dias</b>	<b>40 dias</b>	<b>55 dias</b>	<b>Médias</b>
Inóculos					
Lodo ETE	5,08 aA	2,67 aA	5,26 bA	0,0 bA	3,25 b
Lodo ETE + NaHCO <sub>3</sub>	9,96 aB	12,59aB	22,69 bB	105,13aA	37,59 a
Lodo industrial	29,22 aB	31,04 aB	60,39 aA	80,35aA	50,25 a
Médias	14,75 B	15,43 B	29,44 B	61,82 A	

As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si ao teste Scott-Knott ( $p < 0,05$ ). Letras minúscula na coluna, maiúscula na linha e letras gregas classificam médias dos fatores inóculos e dias, isoladamente.

As relações inóculo/resíduo não diferiram estatisticamente entre si, apresentando média igual a 28,02 e 32,71 NmL de CH<sub>4</sub> ·SV<sup>-1</sup>, respectivamente para as relações 1/1 e 2/1. O rendimento máximo de metano para os tratamentos com lodo ETE +NaHCO<sub>3</sub> (105,13 NmL de CH<sub>4</sub> ·SV<sup>-1</sup>) foi atingido com 55 dias de retenção, assim como o de lodo industrial (80,35 NmL de CH<sub>4</sub> ·SV<sup>-1</sup>), sugerindo fase de retardo na produção de metano no biogás, e uma vez iniciada a geração de metano, os melhores rendimentos foram obtidos no final do ensaio. Em termos de médias gerais, lodo industrial e lodo de ETE +NaHCO<sub>3</sub>, apresentaram comportamento semelhante, com rendimentos de 50,25 e 35,59 NmL<sub>CH<sub>4</sub></sub> ·SV<sup>-1</sup>, respectivamente. Os resultados encontrados foram inferiores aos relatados na literatura. Zhou *et al.* (2011), relataram rendimento máximo de metano de 495 ml<sub>CH<sub>4</sub></sub>·g<sub>VS</sub><sup>-1</sup>. Pellerá; Gidarakos (2016) relataram que quando a relação I/R foi aumentada de 0,25 para 2, observa-se um aumento na quantidade de metano produzido de 267,96 para 446,23 mL de CH<sub>4</sub>, ambos os valores superiores aos observados no presente estudo. Os baixos rendimentos e produção de

metano encontrados, pode ser atribuído ao acúmulo de ácidos graxos voláteis, condição que inibe a atividade metanogênica.

O processo de fermentação de celulose e glucose foi ligeiramente inibido quando a concentração de ácidos graxos voláteis estava acima de  $4000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e a composição do biogás mudou severamente com concentrações acima de  $6000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (SIEGERT; BANKS, 2005). Como discutido anteriormente, os tratamentos estudados apresentaram acúmulo de ácidos graxos voláteis acima de  $8000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

#### 5.4 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUO DE ALIMENTO EM ESCALA PILOTO ( $8\text{M}^3$ )

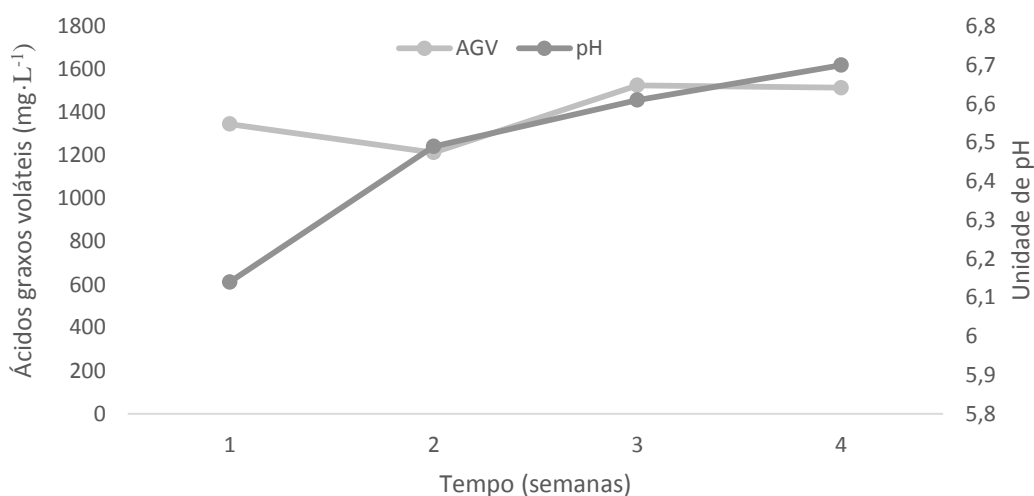
##### 5.4.1 Estabilidade do sistema

Os valores do pH e os teores de ácidos graxos voláteis foram os parâmetros utilizados para avaliar a estabilidade do sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimentos durante 30 dias da fase de teste em biodigestor contínuo (Figura 33). A fase de teste foi iniciada com a primeira alimentação do biodigestor com resíduo de alimento após pré-incubação do esterco bovino, e durou 30 dias.

Observa-se que na primeira semana há redução no acúmulo de ácidos de 1346 para 1214  $\text{mg}\cdot\text{L}$ , enquanto que o pH aumenta de 6,14 para 6,49. A relação inversa pode ser observada na terceira semana, voltando a observar queda no acúmulo de ácidos na quarta semana. A faixa de pH manteve-se entre 6,14 – 6,70 nas quatro semanas observadas.

A faixa de pH encontrada condiz com o esperado para que se mantenha um processo estável. De acordo com Grimberg *et al.* (2015), o segundo estágio da digestão anaeróbia, referindo-se à metanogênese, é operado em pH de 6 a 8, com tempo de retenção de 20 a 30 dias, o que favorece a proliferação de archaeas metanogênicas de crescimento lento.

**Figura 33-Variação semanal de pH e acúmulo de ácidos graxos voláteis em sistema de digestão anaeróbia de resíduo de alimento em biodigestor contínuo.**

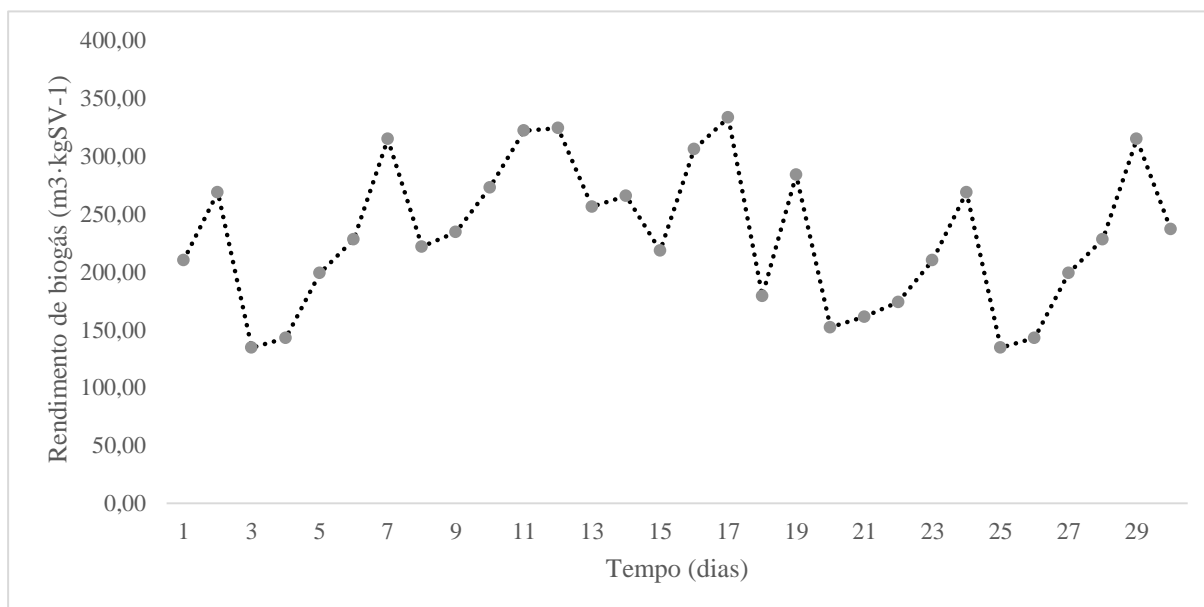


Para Yu e Fang (2002), o pH deve idealmente ser entre 5,5 e 6,5 para apoiar a melhor acidogênese. No entanto, a carga orgânica aplicada ( $COV = 2,74 \text{ Kg}_{sv} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ) pode ser aumentada gradualmente. Os resultados observados, portanto, também indicam o efeito do tamponamento do sistema oferecido pelo esterco bovino previamente encubado.

#### 5.4.2 Desempenho do sistema

O rendimento de biogás variou na faixa de 130 a 330 L  $\text{Kg}_{sv} \cdot \text{d}^{-1}$  durante o período de observação (Figura 33). Observou-se picos de produção foram alcançados nos 17º e 29º dia de retenção com produções de 330 e 310  $\text{m}^3 \cdot \text{Kg}_{sv} \cdot \text{d}^{-1}$ , respectivamente. Após o 17º dia a produção de biogás diminuiu e, mesmo nos dias em que a produção voltou a aumentar, os valores não ultrapassaram 330 L  $\text{Kg}_{sv}^{-1}$ . Pode-se inferir, mesmo que parcialmente, que as quedas na produção de biogás podem ter sido influenciadas pela composição dos resíduos de alimentos em cada alimentação do biodigestor ou ainda ao período de pré-incubação do esterco bovino, uma vez que a obtenção de dados de produção de biogás pela digestão do esterco foi impossibilitada por problemas técnicos como ausência de medidor de vazão de gás. Ou seja, a estabilização do esterco bovino não pôde ser comprovada.

**Figura 34- Produção diária de biogás em biodigestor escala piloto com esterco bovino pré-incubado e alimentação contínua de resíduo de alimento.**



Alguns autores expressam o rendimento de biogás por unidade de massa de resíduo fresco. Nesse caso, o rendimento de biogás médio por Kg de resíduo úmido foi  $0,039 \text{ m}^3 \cdot \text{Kg}^{-1}$ <sup>1</sup>. Rendimento inferior aos relatados em revisão publicada por (RAPPORT *et al.*, 2011), que apontam faixa de rendimento de biogás para digestão de resíduo de alimento de 0,10 a 0,15  $\text{m}^3 \cdot \text{Kg}^{-1}$  de resíduo de alimento úmido. Grimberg *et al.* (2015), utilizando a mesma unidade, relataram rendimento médio de biogás de  $0,12 \text{ m}^3 \cdot \text{Kg}^{-1}$ .

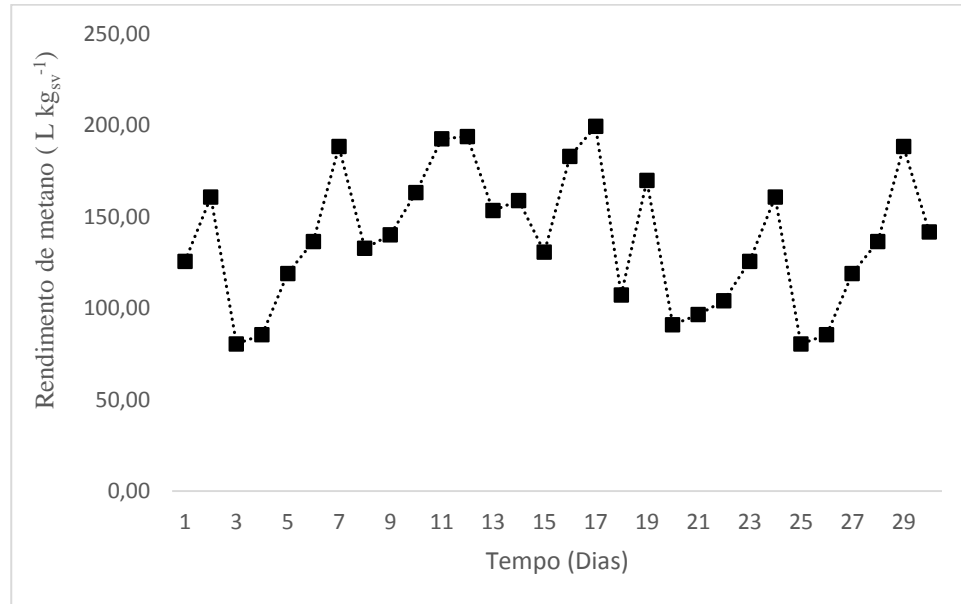
O baixo rendimento pode estar, também, relacionado ao curto tempo de retenção e à gravimetria dos resíduos de alimentos utilizados nas alimentações do biodigestor. O que aponta a necessidade de avaliar com cautela a gravimetria dos resíduos durante as alimentações do biodigestor.

A produção de metano variou na faixa de 60 - 64% (volume). E, o rendimento máximo foi de  $220 \text{ L Kg}_{\text{sv}}^{-1}$ , observado na 1ª semana de retenção, provavelmente devido também ao esterco bovino, e o mínimo de  $800 \text{ L Kg}_{\text{sv}}^{-1}$  na segunda semana (Figura 35). O comportamento foi condizente com o rendimento de biogás uma vez que a produção de metano no biogás foi praticamente estável. Essa estabilidade na produção de metano comprova, também, a estabilidade do sistema.

Grimberg *et al.* (2015) relataram que a produção de metano se manteve estável na faixa de 59 a 60% e rendimento de metano de  $380 \text{ L} \cdot \text{Kg}_{\text{sv}} \cdot \text{d}^{-1}$  em biodigestores de  $5 \text{ m}^3$  tratando resíduo de alimentos, em estágio único, com carga orgânica de  $3,79 \text{ Kg}_{\text{sv}} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ . Ou seja,

com carga orgânica volumétrica maior do que a utilizada nesse experimento. Indicando o potencial de maiores produções de metano, com ajustes da carga orgânica volumétrica.

**Figura 35-Rendimento de metano em digestão anaeróbia de resíduos de alimentos observado na fase de teste de operação de biodigestor contínuo escala piloto.**



ZESHAN *et al.* (2012) trabalharam com biodigestores em escala piloto com cargas orgânicas de 2,60 e 10,65 kg<sub>sv</sub>m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> e tempo de retenção de 54 e 13 dias, respectivamente. Observaram, nessas condições de operação, rendimento de metano máximo de 327 L kg<sub>sv</sub><sup>-1</sup> e mínimo de 121 L kg<sub>sv</sub><sup>-1</sup>. Apontaram como possíveis razões, a menor carga com maior tempo de retenção e a maior carga com o menor tempo. Como discutido anteriormente, quanto aos rendimentos de biogás e o comportamento dos dados de rendimento de metano ter sido similar, o tempo definido como fase inicial do biodigestor (período de observação igual a 30 dias), pode ter influenciado quanto às baixas produções.

## 6 CONCLUSÕES

A heterogeneidade na composição gravimétrica dos resíduos de alimentos do restaurante universitário da UFPElevou a diferentes percentuais de umidade, sugerindo a adoção de diferentes fatores de diluição, a depender da época do ano, na mistura para alimentação de um sistema contínuo.

A codigestão de resíduo de alimento com esterco bovino, sem tratamento prévio de substrato ou co-substrato, não oferece tamponamento ao sistema suficiente para impedir a acidificação excessiva do meio e acúmulo de ácidos graxos, resultando na inibição da metanogênese.

A escolha do inóculo para digestão anaeróbia de resíduo de alimento deve partir de características, principalmente, como alcalinidade e relação C/N. E, a relação inóculo:resíduo não deve exceder a proporção de 50% de resíduo de alimento.

A acidificação excessiva e acúmulo de ácidos graxos voláteis, principal causa da inibição da metanogênese, foi sanada com alimentação fracionada e contínua do biodigestor com resíduo de alimentoapós pré-incubação de esterco bovino por ao menos 45 dias,e carga orgânica volumétrica de  $2,74 \text{ kg}_{\text{sv}}\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ .

Diante do exposto, os parâmetros operacionais a serem adotados na implantação de um sistema contínuo de digestão anaeróbia de resíduos de preparo e consumo de alimentos, segue de operação por via úmida, com alimentação contínua, inoculação com esterco bovino, proporção máxima de 50% de resíduo de alimento no biodigestor.

Resíduo de alimento constitui substrato com elevado potencial de recuperação energética via digestão anaeróbia devido suas características nutricionais e de rápida degradabilidade.

## 7 PERSPECTIVAS

Sugere-se as seguintes temáticas de pesquisa:

- Realizar experimentos de repetição com codigestão de resíduo de alimento e esterco-bovino com avaliação contínua, afim de se identificar indicadores precoces de falha no sistema.
- Estudar comportamento da atividade metanogênica na fase de pre-incubação de esterco e após alimentação do biodigestor com resíduo de alimento.
- Realizar ensaios com aumento progressivo de carga orgânica em biodigestor de alimentação contínua, afim de alcançar produção constante de biogás e metano com a máxima carga orgânica.
- Estudar mecanismos de separação de fases do digerido de biodigestor contínuo, visando o aproveitamento como biofertilizante e recirculação.
- Estudar propriedades do biofertilizante produzido na digestão anaeróbia de resíduo de alimentos e sua aplicabilidade na agricultura sem incorporação à compostagem.

## REFERÊNCIAS

- ABNT - Associação brasileira de normas técnicas. **NBR 10.004**. Classificação de resíduos sólidos. Rio de Janeiro. 2004.
- \_\_\_\_\_**NBR 10.006**. Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro. 2004.
- \_\_\_\_\_**NBR 10.007**. Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro. 2004.
- ABBASSI-GUENDOUZ, A.; BROCKMANN, D.; TRABLY, E.; DUMAS, C.; DELGENÈS, J. P.; STEYER, J.P.; ESCUDIÉ, R. Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. **Bioresource technology**, v. 111, p. 55–61, 2012.
- ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2016, 2017.
- AĞDAĞ, O. N.; SPONZA, D. T. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 140, n. 1–2, p. 75–85, 2007.
- ALVES, I. R. F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water science and technology**, v. 59, n. 5, p. 927–934, 2009.
- ANGELIDAKI, I.; AHRING, B. K. Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: Effect of temperature. **Water Research**, v. 28, n. 3, p. 727–731, 1994.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION et al. APHA. 2005. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st ed. American Public Health Association, Washington DC, 1220p.
- ARIUNBAATAR, J.; SCOTTO DI PERTA, E.; PANICO, A.; FRUNZO, L.; ESPOSITO, G.; LENS, P. N. L.; PIROZZI, F. Effect of ammoniacal nitrogen on one-stage and two-stage anaerobic digestion of food waste. **Waste Management**, v. 38, p. 388–398, 2015.
- ARTHURSON, V. Closing the global energy and nutrient cycles through application of biogas residue to agricultural land—potential benefits and drawback. **Energies**, v. 2, n. 2, p. 226–242, 2009.
- BANKS, C. J.; CHESSHIRE, M.; HEAVEN, S.; ARNOLD, R. Anaerobic digestion of source segregated domestic food waste: performance assessment by mass and energy balance. **Bioresource technology**, v. 102, n. 2, p. 612–620, 2011.



BARCELOS, B. R. DE. **Avaliação De Diferentes Inóculos Na Digestão Anaeróbia Da Fração Orgânica De Resíduos Sólidos Domésticos**. 2009. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília.

BATSTONE, D. J.; HÜLSEN, T.; MEHTA, C. M.; KELLER, J. Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: A review. **Chemosphere**, v. 140, p. 2–11, 2015.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. SECRETARIA DE POLÍTICAS E PROGRAMAS DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO. COORDENAÇÃO GERAL DE MUDANÇAS GLOBAIS NO CLIMA. **Terceira Comunicação Nacional do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília; 2016.

BRASIL. Lei 12305 de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, 2010.

BROWN, D.; LI, Y. Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. **Bioresource technology**, v. 127, p. 275–280, 2013.

CASSINI, S. T. **Resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. Rio de Janeiro; 2003.

CASTILLO M., E. F.; CRISTANCHO, D. E.; VICTOR ARELLANO, A. Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes. **Waste Management**, v. 26, n. 5, p. 546–556, jan. 2006.

CAVALEIRO, A. J.; PEREIRA, M. A.; ALVES, M. Enhancement of methane production from long chain fatty acid based effluents. **Bioresource technology**, v. 99, n. 10, p. 4086–4095, 2008.

CHAE, K. J.; JANG, A. M.; YIM, S. K.; KIN, I. S. The effects of digestion temperature and temperature shock on the biogas yields from the mesophilic anaerobic digestion of swine manure. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 1, p. 1–6, 2008.

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

CHO, J. K.; PARK, S. C.; CHANG, H. N. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. **Bioresource technology**, v. 52, n. 3, p. 245–253, 1995.

DAI, X.; DUAN, N.; DONG, B.; DAI, L. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: stability and performance. **Waste management**, v. 33, n. 2, p. 308–16, fev. 2013.

DHAMODHARAN, K.; KUMAR, V.; KALAMDHAD, A. S. Effect of different livestock dungs as inoculum on food waste anaerobic digestion and its kinetics. **Bioresource technology**, v. 6, n. 180, p. 237–241, 2015.

DONG, L.; ZHENHONG, Y.; YONGMING, S.; XIAOYING, K.; YU, Z. Hydrogen production characteristics of the organic fraction of municipal solid wastes by anaerobic mixed culture fermentation. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 34, n. 2, p. 812–820, 2009.

DONG, L.; ZHENHONG, Y.; YONGMING, S. Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). **Bioresource technology**, v. 101, n. 8, p. 2722–8, abr. 2010.

DUAN, N.; DONG, B.; WU, B.; DAI, X. High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: feasibility study. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 150–156, 2012.

EL-MASHAD, H. M.; ZHANG, R. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 11, p. 4021–4028, 2010.

FACHAGENTUR NAVHWACHSENDE ROHSTOFFE e V. (FNR). Guia prático do biogás: Geração e utilização. Tradução Eng. Ftal, Marcos de Miranda Zattar. 5º ed., Gulzow. 2010

FAGBOHUNGBE, M. O.; DODD, I. C.; HERBERT, B. M. J.; LI, H.; RICKETTS, L.; SEMPLE, K. T. High solid anaerobic digestion: Operational challenges and possibilities. **Environmental Technology & Innovation**, v. 4, p. 268–284, 2015. 234p.

FELIZOLA, C. D. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S. Estudo Do Processo De Digestão Anaeróbia De Resíduos Sólidos Orgânicos E Aproveitamento Do Biogás. **Agropecuária Técnica**, v. 27, n. 1, p. 53–62, 2006.

FEZZANI, B.; BEN CHEIKH, R. Two-phase anaerobic co-digestion of olive mill wastes in semi-continuous digesters at mesophilic temperature. **Bioresource technology**, v. 101, n. 6, p. 1628–34, mar. 2010.

FISGATIVA, H.; TREMIER, A.; DABERT, P. Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 50, p. 264–274, 2016.

GAO, S.; HUANG, Y.; YANG, L.; WANG, H.; ZHAO, M.; XU, Z.; HUANG, Z.; RUAN, W. Evaluation the anaerobic digestion performance of solid residual kitchen waste by NaHCO<sub>3</sub> buffering. **Energy Conversion and Management**, v. 93, p. 166–174, mar. 2015.

GARCÍA-BERNET, D.; BUFFIÈRE, P.; LATRILLE, E.; STEYER, J. P.; ESCUDIÉ, R. Water distribution in biowastes and digestates of dry anaerobic digestion technology. **Chemical engineering journal**, v. 172, n. 2–3, p. 924–928, 2011.

GIUSTI, L. A review of waste management practices and their impact on human health. **Waste Management**, v. 29, n. 8, p. 2227–2239, 2009.

GRIMBERG, S. J.; HILDERBRANDT, D.; KINNUNEN, M.; ROGERS, S. Anaerobic digestion of food waste through the operation of a mesophilic two-phase pilot scale digester -

Assessment of variable loadings on system performance. **Bioresource Technology**, v. 178, n. January, p. 226–229, 2015.

GUENDOUZ, J.; BUFFIERE, P.; CACHO, J.; CARRERE, M.; DELGENES, J-P. High-solids anaerobic digestion: comparison of three pilot scales. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 9, p. 1757–1763, 2008.

GUNASEELAN, V. N. Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. **Biomass and bioenergy**, v. 26, n. 4, p. 389–399, 2004.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. **Water Science and Technology**, v. 53, n. 8, p. 7–22, 2006.

HECHT, C.; GRIEHL, C. Investigation of the accumulation of aromatic compounds during biogas production from kitchen waste. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 2, p. 654–658, 2009.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P.; KENNEDY, C. Environment: Waste production must peak this century. **Nature News**, v. 502, n. 7473, p. 615, 2013.

HUMER, M.; LECHNER, P. Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. **Waste Management and Research**, v. 17, n. 6, p. 443–452, 1999.

INOUE, K. R. A.; SOUZA, C. F.; MATOS, A. T. DE.; SANTOS, N. T.; FERREIRA, W. P. M. Concentração de nutrientes em plantas de milho, adubadas com biofertilizantes, obtidos na digestão anaeróbia da manipueira. **Engenharia na agricultura**, v. 19, n. 3, p. 236–243, 2011.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos: Relatório de pesquisa**. Brasília, 2012.

JUNIOR, C. H. A.; BOARETTO, A. E.; MURAOKA, T.; DE CASTRO KIEHL, J. Uso agrícola de resíduos orgânicos potencialmente poluentes: Propriedades químicas do solo e produção vegetal. **Tópicos em ciência do solo**, v. 4, p. 391–470, 2005.

KAWAI, M.; NAGAO, N.; TAJIMA, N.; NIWA, C.; MATSUYAMA, T.; TODA, T. The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield. **Bioresource technology**, v. 157, p. 174–80, abr. 2014.

KAYHANIAN, M. Ammonia inhibition in high-solids biogasification: an overview and practical solutions. **Environmental Technology**, v. 20, n. 4, p. 355–365, 1999.

KHAIRUDDIN, N.; MANAF, L. A.; HALIMOON, N.; GHANI, W. A. W. A. K.; HASSAN, M. A. High Solid Anaerobic Co-digestion of Household Organic Waste with Cow Manure. **Procedia Environmental Sciences**, v. 30, p. 174–179, 2015.

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.

KIM, S.-H.; HAN, S.-K.; SHIN, H.-S. Feasibility of biohydrogen production by anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 29, n. 15, p. 1607–1616, 2004.

KIM, S.; DALE, B. E. Global potential bioethanol production from wasted crops and crop residues. **Biomass and Bioenergy**, v. 26, p. 361–375, 2004.

KOCH, K.; LIPPERT, T.; DREWES, J. E. The role of inoculum's origin on the methane yield of different substrates in biochemical methane potential (BMP) tests. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 457–463, 2017.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. DE. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. **Revista de Política Agrícola**, v. 15, n. 3, p. 28–35, 2006.

KUO-DAHAB, W. C.; AMIRHOR, P.; ZONA, M.; DUEST, D.; PARK, C. Investigating anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste using a bench-scale pilot study. **Proceedings of the Water Environment Federation**, v. 2014, n. 9, p. 6291–6311, 2014.

LEE, D. H.; BEHERA, S. K.; KIM, J.W.; PARK, H. S. Methane production potential of leachate generated from Korean food waste recycling facilities: a lab-scale study. **Waste management**, v. 29, n. 2, p. 876–82, fev. 2009.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T. DE; PRASAD, S.; SILVA, S.A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos Anaerobic treatment of organic solid waste with high and low concentrations of solids. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 190–196, 2009.

LI, R.; CHEN, S.; LI, X. Biogas production from anaerobic co-digestion of food waste with dairy manure in a two-phase digestion system. **Applied biochemistry and biotechnology**, v. 160, n. 2, p. 643–654, 2010.

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

LIAO, X.; LI, H.; CHENG, Y.; CHEN, N.; Process performance of high-solids batch anaerobic digestion of sewage sludge. **Environmental technology**, v. 35, n. 21, p. 2652–2659, 2014.

LIAO, X.; LI, H. Biogas production from low-organic-content sludge using a high-solids anaerobic digester with improved agitation. **Applied energy**, v. 148, p. 252–259, 2015.

LIN, L.; XU, F.; GE, X.; LI, Y. Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 89, p. 151–167, 2018.

LIU, C.-F.; ZENG, G.-M.; LI, W.-W.; LI, J. Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource technology**, v. 99, n. 4, p. 882–8, mar. 2008.

LIU, C.; LI, H.; ZHANG, Y.; LIU, C. Improve biogas production from low-organic-content

sludge through high-solids anaerobic co-digestion with food waste. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 252–260, 2016.

MARAÑÓN, E.; CASTRILÓN, L.; QUIROGA, G.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; GÓMEZ, L.; GARCÍA, M.M. Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. **Waste management**, v. 32, n. 10, p. 1821–1825, 2012.

MARI, A. G. **Digestão anaeróbia de dejetos suínos na presença de produtos de limpeza e desinfecção na fase acidogênica**. 2014. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNOESTE, Cascavel.

MOLINUEVO-SALCES, B.; GÓMEZ, X.; MORÁN, A.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M.C. Anaerobic co-digestion of livestock and vegetable processing wastes: Fibre degradation and digestate stability. **Waste Management**, v. 33, n. 6, p. 1332–1338, 2013.

MONTEIRO, J. H. P. **Manual Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. **Sociedade & natureza**, v. 20, n. 1, p. 111–124, 2008.

NAGAO, N.; TAJIMA, N.; KAWAI, M.; NIWA, C.; KUROSAWA, N.; MATSUYAMA, T.; YUSOFF, F. Md.; TODA, T. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 210–218, 2012.

OWEN, W. F.; STUCKEY, D. C.; HEALY, J. B.; YOUNG, L. Y.; McCARTY, P. L. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. **Water Research**, v. 13, n. 6, p. 485–492, 1979.

PARAWIRA, W.; MURTO, M.; READ, J. S.; MATTIASSON, Bo. Profile of hydrolases and biogas production during two-stage mesophilic anaerobic digestion of solid potato waste. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 9, p. 2945–2952, 2005.

PELLERA, F.-M.; GIDARAKOS, E. Effect of substrate to inoculum ratio and inoculum type on the biochemical methane potential of solid agroindustrial waste. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 4, n. 3, p. 3217–3229, 2016.

PIEROTTI, S. M. **Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. 2007. Universidade de São Paulo, 2007.

PRABHU, M. S.; MUTNURI, S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 4, p. 307–315, 2016.

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

RAPPORT, J. L.; ZHANG, R.; JENKINS, B. M.; HARTSOUGH, B. R.; TOMICH, T. P. Modeling the performance of the anaerobic phased solids digester system for biogas energy

production. **Biomass and bioenergy**, v. 35, n. 3, p. 1263–1272, 2011.

REICHERT, G. A.; SILVEIRA, D. A. DA. **Estudo de viabilidade da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos com geração de energia**. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. **Anais...ABES**, 2005

REIS, A. D. S. **Tratamento de Resíduos Sólidos Orgânicos em Biodigestor Anaeróbio**. 2012. Dissertação ( Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Centro Acadêmico do Agreste, Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru. [

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimativa do potencial de geração de energia elétrica para diferentes fontes de biogás no Brasil. **Biomassa & Energia**, v. 2, n. 1, p. 57–67, 2005.

SANTOS, F. S. F. DOS. **Influência de inóculo na remoção de DQO e nitrogênio amoniacal de resíduos sólidos orgânicos tratados em reatores anaeróbios de batelada**. 2014. Trabalho de conclusão de curso (Química industrial) - Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.

SHIN, H.-S.; YOUN, J.-H.; KIM, S.-H. Hydrogen production from food waste in anaerobic mesophilic and thermophilic acidogenesis. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 29, n. 13, p. 1355–1363, 2004.

SIDDIQUE, M. N. I.; MUNAIM, M. S. A.; ZULARISAM, A. W. Effect of food to microbe ratio variation on anaerobic co-digestion of petrochemical wastewater with manure. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 58, p. 451–457, jan. 2016.

SIEGERT, I.; BANKS, C. The effect of volatile fatty acid additions on the anaerobic digestion of cellulose and glucose in batch reactors. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 11, p. 3412–3418, 2005.

SILVA DIAS, N. D. A.; BRITO, A. A. F.; SOUSA NETO, O. N.; LIRA, R. B.; BRITO, R. F. *et al.* Produção de alface hidropônica utilizando biofertilizante como solução nutritiva. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 4, 2009.

SILVA, F. A. S. **ASSISTAT-Assistência Estatística Programa computacional**. Universidade Federal de Campina Grande–DEAG/CTRN, Campina Grande, 2014.

SILVA, T. N.; DE FREITAS, F. S. N.; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 95–104, 2013.

SLIMANE, K.; FATHYA, S.; ASSIA, K.; HAMZA, M. Influence of Inoculums/Substrate Ratios (ISRs) on the Mesophilic Anaerobic Digestion of Slaughterhouse Waste in Batch Mode: Process Stability and Biogas Production. **Energy Procedia**, v. 50, p. 57–63, 2014.

SOUZA, S. N. M.; PEREIRA, W. C.; NOGUEIRA, C. E. C.; PAVAN, A. A.; SORDI, A. Custo da eletricidade gerada em conjunto motor gerador utilizando biogás da suinocultura. **Acta Scientiarum Technology**, v. 26, n. 2, p. 127–133, 2004.

SPINELLI, M. G. N.; CALE, L. R. Avaliação de resíduos sólidos em uma unidade de

alimentação e nutrição. **Rev. Simbio-Logias.**, v. 2, n. 1, p. 21–30, 2009.

SPONZA, D. T.; AĞDAĞ, O. N. Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 12, p. 2157–2165, 2004.

SNYDER, J. D.; TROFYMOW, J. A. A rapid accurate wet oxidation diffusion procedure for determining organic and inorganic carbon in plant and soil samples. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 15, n. 5, p. 587–597, 1984.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. 1993. 1 ed. Nova York, USA.

TIAN, H.; DUAN, N.; LIN, C.; LI, X.; ZHANG, M. Anaerobic co-digestion of kitchen waste and pig manure with different mixing ratios. **Journal of bioscience and bioengineering**, v. 120, n. 1, p. 51–7, jul. 2015.

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

VEEKEN, A.; HAMELERS, B. Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. **Bioresource technology**, v. 69, n. 3, p. 249–254, 1999.

WANG, Z.; XU, F.; LI, Y. Effects of total ammonia nitrogen concentration on solid-state anaerobic digestion of corn stover. **Bioresource Technology**, v. 144, p. 281–287, 2013.

WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONESD. L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource technology**, v. 99, n. 17, p. 7928–40, nov. 2008.

WARNECKE, T.; GILL, R. T. Organic acid toxicity, tolerance, and production in *Escherichia coli* biorefining applications. **Microbial Cell Factories**, v. 4, n. 1, p. 25, 2005.

YENIGÜN, O.; DEMIREL, B. Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. **Process Biochemistry**, v. 48, n. 5–6, p. 901–911, 2013.

YINGQUN, M.; YIN, Y.; YU, L. New insights into co-digestion of activated sludge and food waste: Biogas versus biofertilizer. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 448–453, 1 out. 2017.

ZANETTE, A. L. **Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil**. [s.l.] UFRJ, 2009.

ZESHAN; KARTHIKEYAN, O. P.; VISVANATHAN, C. Effect of C/N ratio and ammonia-N accumulation in a pilot-scale thermophilic dry anaerobic digester. **Bioresource Technology**, v. 113, p. 294–302, 2012.

ZHAI, N.; ZHANG, T.; YIN, D.; YANG, G.; WANG, X.; REN, G.; FENG, Y. Effect of

initial pH on anaerobic co-digestion of kitchen waste and cow manure. **Waste Management**, v. 38, p. 126–131, 2015.

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

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, L.; LEE, Y.-W.; JAHNG, 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.

ZHANG, X.; QIU, W.; CHEN, H. Enhancing the hydrolysis and acidification of steam-exploded cornstalks by intermittent pH adjustment with an enriched microbial community. **Bioresource technology**, v. 123, p. 30–35, 2012.

ZHOU, Y.; ZHANG, Z.; NAKAMOTO, T.; LI, Y.; YANG, Y.; UTSUMI, M.; SUGIURA, N. Influence of substrate-to-inoculum ratio on the batch anaerobic digestion of bean curd refuse-okara under mesophilic conditions. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 7, p. 3251–3256, jul. 2011.