

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE ENERGIA NUCLEAR**

**COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR
CENTRO REGIONAL DE CIÊNCIAS NUCLEARES DO NORDESTE**

Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares

**BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE PALMA FORRAGEIRA, VINHAÇA E
RESÍDUOS ALIMENTARES PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS**

TACIANA DO NASCIMENTO SANTOS

Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes

Recife, PE

Abril, 2017

TACIANA DO NASCIMENTO SANTOS

**BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE PALMA FORRAGEIRA,
VINHAÇA E RESÍDUOS ALIMENTARES PARA PRODUÇÃO
DE BIOGÁS**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação
em Tecnologias Energéticas e Nucleares para
obtenção do título de Doutor em Tecnologias
Energéticas e Nucleares, Área de Concentração:
Fontes Renováveis de Energia

Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes

Recife, PE

Abril, 2017

Catálogo na fonte
Bibliotecário Carlos Moura, CRB-4 / 1502

S237b

Santos, Taciana do Nascimento.

Biodigestão anaeróbia de palma forrageira, vinhaça e resíduos alimentares para produção de biogás. / Taciana do Nascimento Santos. - Recife: O Autor, 2017.

107 f. : il., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Energéticas e Nucleares, 2017.

Inclui referências bibliográficas.

1. Biomassa. 2. Bioenergia. 3. Biodigestor. I. Menezes, Rômulo Simões Cezar, orientador. II. Título.

CDD 662.88 (21. ed.)

UFPE
BDEN/2017-09

BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DE PALMA FORRAGEIRA, VINHAÇA E RESÍDUOS ALIMENTARES PARA PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Taciana do Nascimento Santos

APROVADA EM: 03.02.2017

ORIENTADOR: Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes – DEN/UFPE

Prof. Dr. Emmanuel Damilano Dutra – DEN/UFPE

Prof. Dr. Everardo Valadares de Sá Barreto Sampaio – DEN/UFPE

Prof. Dr. Nelson Medeiros de Lima Filho – DEQ/UFPE

Profa. Dra. Alessandra Lee Barbosa Firmo – IFPE

Visto e permitida a impressão

Coordenador (a) do PROTEN/DEN/UFPE

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que estiveram ao meu lado durante essa longa jornada, que me encorajaram e me ofereceram a dose de alegria necessária para enxergar além das dificuldades. A presença de cada um de vocês e a confiança em mim depositada me motivam a seguir em frente.

Aos meus pais Adeildo e Conceição, que me ensinaram os valores éticos e morais que norteiam minha vida, agradeço pelo carinho, dedicação, torcida e eterna paciência.

Ao meu irmão Wagner. E aos familiares que, mesmo a distância, acreditam e torcem com entusiasmo pelo meu sucesso, em especial a minha madrinha.

A todos os membros do Departamento de Energia Nuclear (DEN – UFPE), que me acolheram e me proporcionaram um convívio harmonioso e construtivo, fazendo deste ambiente a minha segunda casa. Ao meu orientador, Prof. Dr. Rômulo Menezes, pela oportunidade em desenvolver esta pesquisa e aos demais membros do corpo docente, em especial ao Prof. Dr. Everardo Sampaio, cuja simplicidade e sabedoria sempre foram fonte de inspiração. A todos os funcionários e colaboradores, notadamente Zacarias e Josenildo pela atenção e solicitude, Nilvânia e Kalidja, Claudenice, Gilberto e Pedro por todo apoio e compreensão. A todos os colegas de pós-graduação, pela amizade e pelas experiências compartilhadas, em especial: Mona Andrade, Kennedy Nascimento, Natache Ferrão, Nilson Medeiros, Diego Marcelino, Monaliza Andrade, Alice Sabrina, Andrea Avelino, Renata Souza, Benaia Barros, Erick Xavier, Eliza Albuquerque, Mônica Santana, Carol Gonzáles, Emmanuel Dutra, Gabriela Santiago, Fernando Pinto, Tiago Diniz, Júlio Martins, Tânia Lúcia, Edilândia Dantas, Patryk Melo, Uemeson Santos.

Aos que fizeram parte do Comitê de Acompanhamento do Doutorado, Prof. Dr. Angeles Palha, Prof. Dr. Nelson Medeiros, Prof. Dr. Alexandre Shuler e Prof. Dr. Diogo Simões, pelas contribuições e incentivos. Também aos demais professores de outras instituições do país que atenciosamente me receberam e me prestaram boas orientações.

Agradecimentos também aos profissionais que contribuíram na coleta de amostras, em especial José Nildo Tabosa e Ivan Ferraz, do Instituto Agrônômico de Pernambuco (IPA), aos funcionários da coleta de resíduos da Universidade Federal de Pernambuco e do Restaurante Universitário, aos funcionários das usinas visitadas e das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE). Aos professores que gentilmente cederam espaço em seus laboratórios para que eu pudesse realizar as análises de biogás no Laboratório de Microbiologia e de sólidos no

Laboratório de Processos Catalíticos (LPC), do Departamento de Engenharia Química (DEQ-UFPE).

Ao órgão financiador CNPq, pela concessão da bolsa de estudos e pelo financiamento de projetos dos quais fiz parte.

Aos amigos que foram fundamentais para a montagem dos reatores, Nilson Medeiros e Gustavo Carielo; e aos estagiários que em algum momento contribuíram com meu projeto, Ana Maria, Gabriel Veras e Andrew Barbosa. Agradeço também a todos do Laboratório de Energia da Biomassa que deram suporte ou, no sentido literal, suportaram meus experimentos.

Aos amigos de longa data, do colégio, da graduação e da vida, aos quais dedico um carinho especial.

Muito obrigada a todos!

RESUMO

O crescente interesse em ampliar a produção de energia a partir de fontes renováveis e a necessidade de gerir adequadamente os resíduos gerados tem incentivado o aproveitamento energético de fontes de biomassa. Dentre as estratégias utilizadas, encontra-se a biodigestão de resíduos orgânicos para a produção de biogás. Em Pernambuco, cada região apresenta alguma fonte de biomassa com potencial em destaque, devido a sua geração em grandes quantidades aliada ao alto teor de matéria orgânica. Palma forrageira é uma biomassa de alta produtividade em regiões semiáridas em comparação a outras culturas, podendo ser uma alternativa para esta região. A vinhaça, originada no processamento de cana-de-açúcar na Zona da Mata, apresenta potencial poluidor caso não seja adequadamente gerida. Já a geração de resíduos alimentares está intimamente ligada ao adensamento populacional, sendo bastante expressivos em grandes cidades e na Região Metropolitana do Recife. A biodigestão, além de produzir biogás, estabiliza a matéria orgânica presente, diminuindo seu potencial nocivo ao meio ambiente. A presente pesquisa avaliou a produção de biogás sob diferentes condições a partir de palma forrageira, de vinhaça e de resíduos alimentares do restaurante universitário (RU) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Para realização dos ensaios foram utilizados reatores de bancada de 2,7 L e lodo de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) como inóculo. Um reator de 200 L, construído em galão de plástico, tubos, conexões e válvulas hidráulicas também foi utilizado no estudo da biodigestão de resíduos alimentares. Esse reator foi operado por um ano, na forma de batelada alimentada durante o *start-up* e como reator semi-contínuo após o preenchimento de seu volume útil. Com a biodigestão de palma forrageira foi possível obter produção de biogás entre 0,15 e 0,20 m³ por quilograma de sólidos voláteis, o suficiente para gerar 560 m³ de biogás por hectare de palma plantada. O processo, no entanto, ocorreu de forma lenta e se estendeu por grande período de tempo. O controle de temperatura a 35°C durante a biodigestão da vinhaça mostrou-se capaz de aumentar a produção de biogás em quase 30% em relação à temperatura ambiente (~25°C), atingindo até 0,739 m³/kg_{SV}. Além disso, trouxe mais estabilidade para o processo e reprodutibilidade dos resultados. Resultado semelhante foi obtido com o uso de tratamento térmico de resíduos alimentares, que trouxe estabilidade, reprodutibilidade e menor tempo para início da produção de biogás com teores de metano acima de 45%. Apesar disso, não resultou em aumento da produção de biogás. Estimativas indicaram a possibilidade de produção de 45 m³ de biogás por dia a partir de resíduos do RU-UFPE. O reator de 200 L foi operado com sucesso e gerou uma produção máxima de 46,5 m³_{biogás}/m³_{resíduos alimentares}.

Palavras chaves: biomassa. bioenergia. biodigestor.

ABSTRACT

The growing interest in expanding the energy production from renewable sources and the requirement to properly manage the waste generated has encouraged the use of energy from biomass sources. Biodigestion of organic waste for biogas production is one of the used strategies. In Pernambuco, each region presents a biomass source pointed as featured potential biomass with potential in prominence, due to its generation in great quantities allied to the high organic matter content. Prickly pear is a high productivity biomass source in semi-arid regions, when compared with other crops such as corn, soybeans and sugarcane, and it can be an alternative biomass source for this specific region. Vinasse originated from sugarcane milling at Zona da Mata region presents a polluting potential if it is not properly managed. Food waste generation is closely linked to population density and it is quite significant in large cities as Recife and surroundings. Anaerobic digestion, besides producing biogas, stabilizes the biomass organic matter, reducing its harmful potential to the environment. The present research evaluated biogas production under different conditions and biomass sources: prickly pear, vinasse and food waste (FW). FW was collected from university restaurant (UR) of the Federal University of Pernambuco (UFPE). To carry out the tests, 2.7 L bench reactors and sludge from Effluent Treatment Station (ETS) were used as inoculum. Also, a 200 L reactor, built in plastic gallon, tubes, fittings and hydraulic valves was operated during one year. This reactor was operated as batch test during the start-up, and after, as a semi-continuous reactor using different organic loads. Biodigestion of prickly pear produced between 0.15 and 0.20 m³ of biogas per kilogram of volatile solids (VS), enough to generate 560 m³ of biogas per hectare of prickly pear. The process, however, occurred slowly and stretched over a long period of time. Temperature control at 35°C during vinasse biodigestion increased biogas production by almost 30% when compared to room temperature (~ 25°C), reaching up to 0.739 m³/kg_{VS}. In addition, it provided more stability to the process and reproducibility of results. A similar result was obtained by thermal treatment of food waste before biodigestion. It provided stability, reproducibility of results and less time to start rich methane biogas production. Despite this, it didn't increased biogas production. Estimates indicated that 45 m³ of biogas could be produced per day from biodigestion of FW from the UR-UFPE. The 200 L reactor was successfully operated and generated a maximum production of 46.5 m³_{biogas}/m³_{FW}.

Keywords: biomass. bioenergy. biodigester.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema de produção de álcool e açúcar em uma usina.	21
Figura 2 – Etapas envolvidas na biodigestão anaeróbia.	30
Figura 3- Cládodios de palma forrageira das variedades IPA Sertânia e Orelha de elefante...43	
Figura 4- Palma forrageira triturada em liquidificador industrial.	44
Figura 5- Recipiente utilizado na coleta e transporte de amostras de vinhaça.	45
Figura 6 - Segregação de resíduos alimentares gerados no <i>campus</i> Recife da UFPE.....	45
Figura 7 - Coleta de lodo em Estação de Tratamento de Efluentes.....	46
Figura 8 - Amostragem inicial e final dos reatores em escala piloto.	47
Figura 9 - Amostra inicial (A) e final (B) de reator para biodigestão de resíduos alimentares em escala piloto.	47
Figura 10 - pHmetro digital.	48
Figura 11- Chama azul obtida através da queima do biogás, indicando resultado positivo para o teste qualitativo.....	50
Figura 12 - Display do equipamento GEM 2000, utilizado para análise quantitativa do biogás.	51
Figura 13 - Reator de bancada para experimentos de biodigestão anaeróbia.....	52
Figura 14 - Reator de 200 L utilizado no experimento de biodigestão de resíduos alimentares.	59
Figura 15 - Esquema de operação do biodigestor de 200 L.	62
Figura 16 - Teor de DQO e de sólidos voláteis nos momentos iniciais e finais da biodigestão de palma forrageira a 35°C.....	66
Figura 17 - Comportamento da geração de biogás na biodigestão de palma forrageira das variedades IPA Sertânia (IPA) e Orelha de Elefante (ORE), realizadas a 35°C em escala de bancada.	67
Figura 18 - Teor de DQO e de sólidos voláteis nos momentos iniciais e finais da biodigestão de vinhaça sob duas condições de temperatura.	70
Figura 19 - Comportamento da biodigestão de vinhaça, em escala de bancada, avaliada em diferentes temperaturas.....	71
Figura 20 - Comportamento da biodigestão em escala de bancada de amostra de vinhaça coletada em indústria sucroalcooleira.	74
Figura 21 - Amostras de vinhaça coletas em diferentes usinas de processamento de cana-de-açúcar.....	77

Figura 22 - Comparação entre teores de sólidos voláteis e de DQO estimados no início e quantificados no final do ensaio de biodigestão com amostra de resíduos alimentares tratada (com tratamento térmico) e bruta (sem tratamento térmico).	79
Figura 23 - Comportamento da biodigestão de resíduos alimentares (RA) em escala de bancada, com amostras tratada (com tratamento térmico) e bruta (sem tratamento térmico).	80
Figura 24 - Comportamento estimado da geração de biogás com teor de metano acima de 45% a partir da biodigestão de resíduos alimentares (RA) em escala de bancada, com amostras tratada (com tratamento térmico) e bruta (sem tratamento térmico).	81
Figura 25 - Comportamento da biodigestão de resíduos alimentares coletados no restaurante universitário (RU) da UFPE, avaliado em cinco reatores operados sob as mesmas condições.	85
Figura 26 - Caracterização de diversas amostras de resíduos alimentes (RA) utilizados na alimentação de biodigestor em escala piloto, em termos de sólidos voláteis e DQO.	88
Figura 27 - Correlação entre teor de sólidos voláteis e DQO, avaliada em amostras de resíduos alimentares do RU- UFPE.	89
Figura 28 - Produção diária de biogás durante a partida do reator: fase I- estabilização do lodo.	90
Figura 29 - Produção acumulada de biogás durante duas fases II e II de partida de reator anaeróbio para biodigestão de resíduos alimentares.	91
Figura 30 - Produção acumulada de biogás durante duas fases de operação semi-contínua de reator anaeróbio para biodigestão de resíduos alimentares.	92
Figura 31 - Produção de biogás pela biodigestão de resíduos alimentares em reator de escala piloto, sob diferentes fases de operação.	93
Figura 32 - Produção de biogás durante a biodigestão de resíduos alimentares em reator de 200 L sob diferentes condições de operação.	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características da vinhaça oriunda de diferentes processos na utilização da cana-de-açúcar.....	23
Tabela 2 - Características da vinhaça proveniente do processamento da cana-de-açúcar.....	24
Tabela 3 - Característica de resíduos alimentares gerados em diferentes regiões do mundo...	27
Tabela 4 - Características físico-químicas da vinhaça <i>in natura</i> e biodigerida, na Usina São Martinho.	37
Tabela 5 - Reatores utilizados para o tratamento da vinhaça com seus respectivos parâmetros de operação.	38
Tabela 6 - Principais características dos experimentos de biodigestão anaeróbia, realizados em escala laboratorial.	55
Tabela 7 - Frequência de alimentação e carga orgânica utilizada durante as fases de <i>start-up</i> do reator de 200 L para biodigestão anaeróbia de resíduos alimentares.	61
Tabela 8 - Frequência de alimentação durante as fases operação semi-contínua de reator de 200L para biodigestão anaeróbia de resíduos alimentares.	63
Tabela 9 - Caracterização de amostras de palma forrageira, inóculo e dos reatores no início e fim dos ensaios de biodigestão.	65
Tabela 10 - Parâmetros de eficiência da biodigestão de palma forrageira, realizada durante 85 dias, a 35°C em escala laboratorial.....	68
Tabela 11 - Caracterização de amostras de vinhaça, lodo e dos reatores de biodigestão no início e no fim do experimento.....	70
Tabela 12 - Parâmetros de eficiência da biodigestão de vinhaça, em escala de bancada, avaliada em diferentes temperaturas.....	73
Tabela 13 - Parâmetros de eficiência da biodigestão de vinhaça a 35°C com amostras provenientes de unidades industriais distintas.....	76
Tabela 14 - Caracterização de amostras de resíduos alimentares (RA), de lodo e de amostra dos reatores de biodigestão no início dos experimentos realizados em escala de bancada a 35°C.	78
Tabela 15 - Resultados da produção de biogás a partir da biodigestão de resíduos alimentares com e sem etapa de pré-tratamento do resíduo.....	83
Tabela 16 - Caracterização de resíduos alimentares e do inóculo utilizados no ensaio de biodigestão em escala laboratorial.....	84

Tabela 17 - Caracterização de resíduos alimentares utilizados na biodigestão em escala piloto.
.....86

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BMP	<i>Biomethane Potential</i>
CNTP	Condições Normais de Temperatura e Pressão
COOPERE	Coordenação de Prevenção e Gerenciamento de Resíduos e Efluentes
COV	Carga Orgânica Volumétrica
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DD	Dancing Days
DEN	Departamento de Energia Nuclear
DEQ	Departamento de Engenharia Química
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
IPA	Instituto Agrônômico de Pernambuco
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
MF	Matéria fresca
MS	Matéria seca
NREL	<i>National Renewable Energy Laboratory</i>
ORE	Orelha de elefante
PCU	Prefeitura da Cidade Universitária
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RA	Resíduos Alimentares
RAFA	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
RU	Restaurante Universitário
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
TRH	Tempo de retenção hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
V _R	Volume do reator

Sumário

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo Geral	17
2.2 Objetivos Específicos.....	17
3 REVISÃO DE LITERATURA	18
3.1 Biomassa para geração de energia em regiões semiáridas	18
3.2 Aproveitamento energético da palma forrageira	18
3.3 Aproveitamento energético de resíduos através da biodigestão.....	19
3.3.1 Indústria Sucroalcooleira	20
3.3.2 Resíduos sólidos urbanos.....	26
3.4 Biodigestão	28
3.4.1 Biogás	28
3.4.2 Fundamentos biológicos	29
3.4.3 Parâmetros de operação	31
3.4.4 Reatores	34
3.5 Biodigestão de vinhaça proveniente da cana-de-açúcar	35
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	43
4.1 Coleta, armazenamento e caracterização de amostras líquidas e sólidas	43
4.2 Coleta, armazenamento e caracterização de amostras de biogás	49
4.3 Descrição dos reatores em escala laboratorial.....	51
4.4 Ensaios de biodigestão anaeróbia em escala laboratorial.....	54
4.4.1 Palma forrageira.....	55
4.4.2 Vinhaça.....	56
4.4.2.1 Biodigestão de vinhaça: temperatura ambiente versus temperatura mesofílica	56
4.4.2.2 Biodigestão de vinhaça: comparação entre duas unidades industriais.....	56
4.4.3 Resíduos alimentares	57
4.4.3.1 Biodigestão de resíduos alimentares: Influência de pré-tratamento térmico	57
4.4.3.2 Biodigestão de resíduos alimentares: Potencial de produção de biogás a partir de resíduos coletados no restaurante universitário (RU) da UFPE	58

4.4.4 Parâmetros de avaliação de resultados	59
4.5 Descrição do reator em escala piloto	59
4.6 Ensaio de biodigestão em escala piloto	60
4.6.1 Partida do reator (<i>Start-up</i>)	61
4.6.2 Operação de reator semi-contínuo	62
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
5.1 Experimentos em escala laboratorial.....	64
5.1.1 Biodigestão de palma forrageira: potencial de produção de biogás	64
5.1.2 Biodigestão de vinhaça: temperatura ambiente <i>versus</i> temperatura mesofílica	69
5.1.3 Biodigestão de vinhaça: comparação entre duas unidades industriais	74
5.1.4 Biodigestão de resíduos alimentares: Influência de pré-tratamento térmico.....	77
5.1.5 Biodigestão de resíduos alimentares: Potencial de produção de biogás a partir de resíduos coletados no restaurante universitário (RU) da UFPE	83
5.2 Experimento em escala piloto.....	86
5.2.1 Caracterização da biomassa	86
5.2.2 Partida do reator (<i>Start-up</i>).....	89
5.2.3 Operação de reator semi-contínuo	91
6 CONCLUSÕES	95
7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	96
REFERÊNCIAS	97

1 INTRODUÇÃO

Parte da cana-de-açúcar cultivada no Brasil é destinada à produção de etanol e devido às grandes quantidades produzidas, tornou-se uma fonte energética importante para o país. Em Pernambuco, a região da Zona da Mata possui condições climáticas apropriadas para o cultivo da cana, enquanto nas demais regiões (agreste e semiárido) o cultivo de cana torna-se inviável do ponto de vista econômico, pois seriam necessários grandes investimentos com irrigação. Para reduzir este tipo de investimento, torna-se mais adequado o uso de culturas adaptadas às condições climáticas da região.

Dentre as opções avaliadas por Menezes *et al.* (2011), a palma forrageira destaca-se com potencial energético devido às características da biomassa. Os açúcares presentes nos cladódios podem ser fermentados para a produção de etanol ou podem ser biodigeridos anaerobicamente para a produção de biogás. Ensaio de biodigestão de palma forrageira foram realizados por Medeiros (2014) para algumas variedades cultivadas no estado de Pernambuco, sendo necessário o avanço de tais pesquisas.

Para expandir a produção de energia no Brasil, o aproveitamento de resíduos também é apontado como excelente opção. O maior exemplo deste aproveitamento já acontece nas indústrias sucroalcooleiras, onde o bagaço de cana-de-açúcar é utilizado para suprir quase toda a demanda energética da usina e ainda vender o excedente de energia elétrica. O etanol, a energia térmica e a energia elétrica produzidos nas usinas respondem pela maior parte da energia proveniente de biomassa do país. Esse cenário poderia ser expandido caso a vinhaça gerada na produção de etanol fosse utilizada para produzir biogás e energia elétrica. Embora esse potencial seja pouco explorado, especula-se que o aprimoramento da tecnologia de biodigestão da vinhaça poderia incentivar seu uso em larga escala. Ainda existe a necessidade de mais pesquisas nessa área a fim de melhorar a compreensão do processo e reduzir as incertezas e as falhas na operação dos biodigestores.

O aproveitamento de resíduos para geração de energia, além de benefícios econômicos sustenta-se na promoção de benefícios ambientais. Por isso são necessárias medidas que impulsionem a gestão adequada dos recursos ambientais. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS- Lei 12.305), publicada em 2010, estabelece uma série de normas para a gestão e gerenciamento de resíduos, priorizando, além da redução e não geração, a reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos. Essa legislação trouxe preocupação com a geração e destino final dos resíduos produzidos nas cidades, especialmente os resíduos

sólidos urbanos (RSU). Prefeituras nas mais diversas regiões do país estão se empenhando cada vez mais para dar destinação correta aos resíduos gerenciados sob sua responsabilidade. Nesse novo panorama, a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) deu início a implantação de seu programa de gerenciamento de resíduos e sinaliza intenção de realizar o aproveitamento energético da biomassa gerada no campus da UFPE.

Nesse contexto, a presente pesquisa teve o propósito de avaliar o potencial de produção de biogás de variedades de palma forrageira a fim de fornecer dados para estimativa do seu potencial aproveitamento energético. Buscou também o estudo da produção de biogás a partir da vinhaça produzida em indústrias do estado de Pernambuco e a partir dos resíduos alimentares produzidos no restaurante universitário (RU) da UFPE tanto em escala laboratorial, quanto em escala piloto.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Esse trabalho teve como principal objetivo estudar a biodigestão de alguns materiais orgânicos de interesse para o estado de Pernambuco: palma forrageira, vinhaça e resíduos alimentares.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a biodigestão anaeróbia de biomassa de palma forrageira em reatores de bancada.
- Testar a biodigestão de vinhaça em duas temperaturas distintas.
- Comparar a biodigestão de vinhaça entre dois experimentos distintos.
- Avaliar a influência de pré-tratamento térmico na biodigestão de resíduos alimentares.
- Quantificar a produção de biogás a partir da biomassa de resíduos alimentares coletados no restaurante universitário da Universidade Federal de Pernambuco em reatores de bancada.
- Construir, operar e avaliar os parâmetros de funcionamento de um biodigestor de resíduos alimentares em escala piloto.

3 REVISÃO DE LITERATURA

A revisão de literatura aborda os fundamentos do processo de biodigestão e sua aplicação para biomassas e resíduos, com ênfase na geração de energia através da palma forrageira, vinhaça e resíduos alimentares.

3.1 Biomassa para geração de energia em regiões semiáridas

Em um contexto de crise energética e ambiental, existe um forte interesse em ampliar a oferta de energia proveniente de fontes alternativas e/ou renováveis. O conceito de energia nesse caso não está limitado à energia elétrica, pois abrange outras formas como os combustíveis e a energia térmica. Embora a energia solar e a eólica estejam em evidência como fontes renováveis, uma fonte que atualmente se destaca no Brasil é a biomassa. De acordo com o Balanço Energético Nacional (EPE, 2015), lenha, álcool e bagaço de cana representam juntos 22,2% do consumo final de energia do país. São valores expressivos que evidenciam a importância da biomassa na matriz energética nacional.

No Brasil, a cana-de-açúcar destaca-se como cultura energética, mas seu cultivo não é adequado para todas as regiões do planeta. Nos EUA, por exemplo, um país com diferentes condições de clima e solo, a cultura que se destaca como biomassa para uso com fins energéticos é o milho. Em regiões semiáridas como a região nordeste do Brasil, as condições climáticas limitam o cultivo das fontes de biomassa tradicionalmente utilizadas, como soja e cana-de-açúcar. Para ampliar a produção de energia proveniente da biomassa nessas condições é necessário o uso de culturas mais adaptadas à região. Na região semi-árida de Pernambuco, que ocupa mais de 85% do território do estado, a palma forrageira destaca-se em termos de produtividade, estabilidade na produção e resistência à irregularidade das chuvas nos anos secos, podendo ser uma opção de cultivo de biomassa para fins energéticos (MENEZES *et al.*, 2011).

3.2 Aproveitamento energético da palma forrageira

A palma forrageira é uma planta da família das Cactáceas, originária do México e utilizada no Brasil principalmente para alimentação animal em períodos de estiagem. No Nordeste do Brasil, as principais espécies cultivadas são a *Opuntia ficus-indica* e *Nopalea*

cochenillifera. Além da alimentação animal, apresenta uma vasta possibilidade de utilização: alimentação humana, manejo de solo, produção de medicamentos e cosméticos (STINTZING e CARLE, 2005). Devido a suas características fisiológicas, a palma forrageira atinge boa produtividade mesmo em condições de estresse hídrico. Por esse motivo, é uma planta muito importante para regiões semiáridas.

Sendo rica em açúcares e ácidos orgânicos, tem crescido o interesse em avaliar a fermentação dessa biomassa para produção de etanol (KULOYO *et al.*, 2014) e, assim como para outros tipos de biomassa, alguns autores sugerem etapas de pré-tratamento para melhorar o rendimento da fermentação (SOUZA FILHO *et al.*, 2016). Além da produção de etanol é possível utilizar a palma forrageira pra produção de metano, através da biodigestão. Sánchez *et al.* (2016) sugeriram, ainda, a co-digestão de palma com resíduos da horticultura, em seus estudos que tratavam de fontes de energia complementar à uma planta de energia solar.

Seu potencial de uso com fins energéticos foi discutido por Santos *et al.* (2016) e, apesar de demonstrar potencial de produção de biogás, os pesquisadores indicaram a necessidade de mais pesquisas que pudessem disponibilizar dados mais consistentes. É possível, ainda, que em uma combinação de processos, a biomassa de palma forrageira seja aproveitada tanto para produção de etanol como para produção de biogás. Dessa forma, os açúcares fermentescíveis, prontamente disponíveis, seriam utilizados para produção de etanol e a fração orgânica residual seria destinada para produção de metano.

3.3 Aproveitamento energético de resíduos através da biodigestão

Além das culturas energéticas, uma alternativa promissora para ampliar a oferta de energia é o aproveitamento de resíduos como fonte de biomassa. Trata-se de uma realidade nas usinas de processamento de cana-de-açúcar, em que o bagaço de cana deixou de ser considerado resíduo e passou a ser utilizado como fonte de biomassa para produção de energia térmica e/ou elétrica (PIACENTE e PIACENTE, 2012).

Bagaço de cana, vinhaça, esterco bovino, lenha da caatinga e resíduos sólidos urbanos (RSU) estão entre as principais fontes de biomassa geradas na região Nordeste, segundo levantamento realizado por Lima Júnior *et al.* (2014). Depois do bagaço, o maior potencial energético foi atribuído à lenha, seguido dos RSU e do coco-da-bahia. Esses potenciais foram calculados considerando-se processos térmicos de conversão, em que a biomassa é convertida à energia elétrica através da combustão direta.

Pôde-se observar nesse estudo que a vinhaça e o esterco, apesar da grande quantidade gerada, apresentaram baixo potencial energético, sendo que as estimativas consideraram um processo de biodigestão seguido da queima do biogás para geração de energia. Cada tipo de biomassa requer um processo de conversão apropriado às suas características, não sendo a energia elétrica, necessariamente, a única forma de energia a ser obtida. Assim como o bagaço é utilizado para produzir vapor, a vinhaça e o esterco podem ser utilizados na produção de biogás. O inventário da biomassa produtora de biogás de Pernambuco (SILVA E PALHA, 2016), dedicado exclusivamente à quantificação do potencial de geração de biogás em Pernambuco, aponta os dejetos animais como uma fonte de excelente potencial. Um estudo mais detalhado deve ser elaborado, com a identificação do arranjo mais vantajoso para cada tipo de biomassa e comparação equitativa dos resultados.

Muitos pesquisadores dedicam esforços ao melhoramento das técnicas e equipamentos de conversão térmica, e ao desenvolvimento de outros processos, como a gaseificação e a pirólise. Da mesma forma, deve ser realizado o aprimoramento da biodigestão e até mesmo o desenvolvimento de novas técnicas de conversão de biomassa através de micro-organismos.

Segundo Salomon e Lora (2009), as fontes de resíduos orgânicos com maior potencial de geração de energia elétrica no Brasil através da biodigestão são a vinhaça e os RSU, com potencial total estimado em 880 e 285 MW por ano, respectivamente. As demais fontes avaliadas (dejetos bovinos, suínos e de estação de tratamento de esgotos) somariam menos de 50 MW por ano. No total, o potencial de mais de 1200 MW por ano corresponderia a 1,3% do potencial de geração de energia elétrica instalada no país.

3.3.1 Indústria Sucroalcooleira

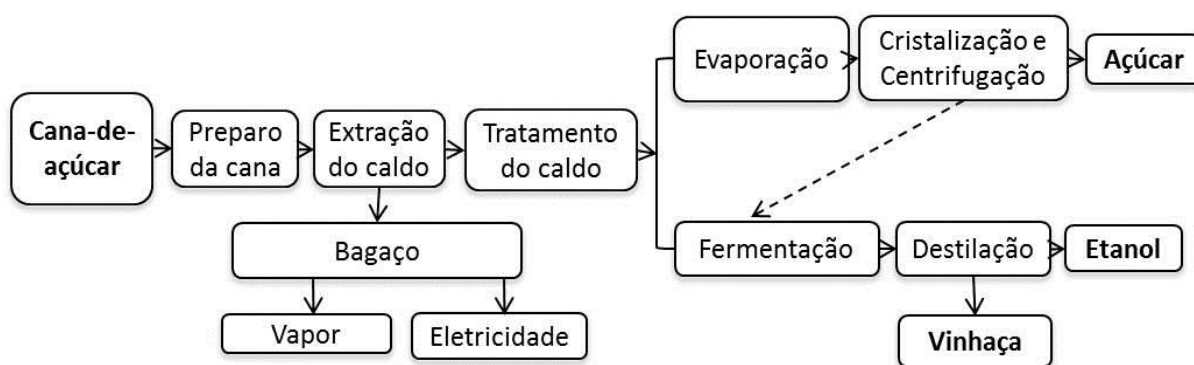
No Brasil existem quase 400 usinas e destilarias que processam em torno de 650 milhões de toneladas de cana-de-açúcar a cada safra. Desse total, aproximadamente a metade é destinada à produção de etanol, o que corresponde a quase 30 bilhões de litros de etanol (CONAB, 2015). São valores expressivos que tornam o setor sucroalcooleiro responsável, em média, por 2% do PIB nacional, além de gerar emprego para mais de 3,5 milhões de pessoas.

Do ponto de vista ambiental, a cana-de-açúcar para produção de etanol é vista como uma fonte de energia limpa e renovável. Apesar de emitir CO₂ durante a produção e a queima do combustível, o cultivo da cana é capaz de captar o CO₂ da atmosfera para geração da biomassa, representando um ganho ambiental quando comparado à gasolina. Entretanto, outros aspectos ambientais merecem ser considerados, como o uso de combustíveis fósseis no

transporte da cana-de-açúcar, o emprego de fertilizantes e defensivos agrícolas e a geração de resíduos no processamento da biomassa.

As usinas de produção de etanol e açúcar são indústrias de grande porte, com capacidade para processar até 10 milhões de toneladas de cana-de-açúcar, como é o caso da Usina São Martinho em Pradópolis – São Paulo. No entanto, além dos produtos gerados (etanol e/ou açúcar) é produzida uma grande quantidade de efluentes. A Figura 1 mostra um esquema com as principais etapas do processo de obtenção de açúcar e etanol em uma usina de processamento de cana-de-açúcar.

Figura 1 - Esquema de produção de álcool e açúcar em uma usina.



Segundo Cortez *et al.* (1992), para cada tonelada de cana moída são gerados cerca de 250 kg de bagaço com umidade em torno de 50% (poder calorífico inferior de 2257 kcal.kg⁻¹). Essa quantidade corresponde a aproximadamente 565.000 kcal e, aplicando uma eficiência de conversão de energia térmica em elétrica de 0,35, poderia produzir até 230 kWh de energia, o suficiente para suprir o consumo mensal de uma residência. Entretanto, nem todo o bagaço pode ser destinado para a produção de energia elétrica, pois também é utilizado para suprir as necessidades da própria indústria. A capacidade energética das usinas pode ser ampliada com a modernização dos sistemas de cogeração, substituindo caldeiras e aumentando a eficiência de geradores de eletricidade. Além disso, outras fontes de biomassa poderiam ser utilizadas juntamente com o bagaço de cana, como a palha da própria cana.

Águas residuais constituem grande parte do efluente gerado, segundo Szymanski *et al.* (2010). Têm-se águas de lavagem da cana, águas de colunas barométricas, águas condensadas, águas de lavagem de pisos e equipamentos, águas de resfriamento de dornas e condensadores e a vinhaça. A demanda média de água por tonelada de cana processada é de 1,8 m³ em algumas usinas do Centro-Sul do Brasil. Além das águas residuais também são geradas grandes quantidades de torta de filtro e bagaço. Entretanto, a vinhaça é considerada o

principal resíduo da fabricação do etanol, não apenas pelo grande volume gerado, mas, principalmente, pelo seu elevado potencial poluidor.

Vinhaça

A vinhaça é gerada como resíduo da destilação do etanol em destilarias e indústrias sucroalcooleiras. Para cada litro de etanol são gerados de 10 a 15 litros de vinhaça, um resíduo de pH ácido e com alta carga orgânica e de nutrientes. Trata-se de uma geração de mais de 250 bilhões de litros desse efluente a cada safra.

Devido a sua composição, rica em potássio, nitrogênio, fósforo e matéria orgânica, a vinhaça produzida no Brasil é destinada quase que em sua totalidade para irrigação de áreas cultivadas com cana, possuindo alto poder fertilizante. É a solução mais simples e barata para descartar essa quantidade tão volumosa de resíduo, sem estar em desacordo com a atual legislação brasileira, que proíbe o seu descarte diretamente nos mananciais. No entanto, esse uso deve ser realizado com cautela, uma vez que pode alterar as características do solo, ocasionando salinização e alterando a respiração microbiana, ou, ainda, favorecendo a contaminação de águas subterrâneas e superficiais. (SILVA *et al.*, 2007; GUNKEL *et al.*, 2007; SZYMANSKI *et al.*, 2010; SATYAWALI E BALAKRISHNAN, 2008; CHRISTOFOLETTI *et al.*, 2013; MORAES *et al.*, 2014). Da mesma forma que a eliminação da prática da queima para a colheita representa redução das emissões, o uso mais racional da vinhaça pode representar ganhos expressivos.

As características da vinhaça dependem da matéria-prima de origem e de seu processamento. España-Gamboa *et al.* (2011) apresentaram as principais características da vinhaça proveniente do processamento de: cana de açúcar, beterraba, uva, ágave, sorgo sacarino, milho, cevada, trigo e celulose. Em comum, pH ácido (3 – 5,5), altos níveis de DBO (14 – 46 g.L⁻¹) e DQO (26 – 95 g.L⁻¹) e a presença de compostos fenólicos e de macro e micronutrientes como o nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, cobre, ferro. Apesar das características em comum, cada tipo de vinhaça possui diferenças nas quantidades e proporções de seus compostos orgânicos e nutrientes, o que pode ser determinante no momento de definir o destino de tal efluente. A Tabela 1 mostra a composição da vinhaça de acordo com a matéria-prima utilizada para a produção de etanol no Brasil quando se utiliza não apenas o caldo de cana, mas também o melaço (resíduo do processo de produção de açúcar).

Tabela 1 - Características da vinhaça oriunda de diferentes processos na utilização da cana-de-açúcar.

Parâmetro	Melaço	Caldo	Mistura
pH	4,2 – 5,0	3,7 – 4,6	4,4 – 4,6
Temperatura (°C)	80 – 100	80 – 100	80 – 100
DBO (mg.L ⁻¹)	25.000	6.000 – 16.500	19.800
DQO (mg.L ⁻¹)	65.000	15.000 - 33.000	45.000
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	81.500	23.700	52.700
Materiais voláteis (mg.L ⁻¹)	60.000	20.000	40.000
Material fixo (mg.L ⁻¹)	21.500	3.700	12.700
Nitrogênio (mg.L ⁻¹ N)	450 – 1.600	150 – 700	480 – 710
Fósforo (mg.L ⁻¹ P ₂ O ₅)	100 – 290	10 – 210	9 – 200
Potássio (mg.L ⁻¹ K ₂ O)	3.740 – 7.830	1.200 – 2.100	3.340 – 4.600
Cálcio (mg.L ⁻¹ CaO)	450 – 5.180	130 – 1.540	1.330 – 4.570
Magnésio (mg.L ⁻¹ MgO)	420 – 1.520	200 – 490	580 – 700
Sulfato (mg.L ⁻¹ SO ₄)	6.400	600 – 760	3.700 – 3.730
Carbono (mg.L ⁻¹ C)	11.200 – 22.900	5.700 – 13.400	8.700 – 12.100
Relação C/N	16 – 16,27	19,7 – 21,0	16,4

Fonte: CORTEZ *et al.*(1996)

As condições de cultivo e de processamento da cana em cada usina são fatores que influenciam nas características da vinhaça. Sabe-se que quando produzida a partir do melaço, a vinhaça tem maiores concentrações de matéria orgânica e minerais devido ao processo de cristalização ao compará-lo com a vinhaça proveniente do caldo da cana (WILKIE *et al.* 2000; PARNAUDEAU *et al.* 2008). A Tabela 2 apresenta dados de caracterização da vinhaça gerada a partir da cana-de-açúcar em diferentes regiões do mundo.

Tabela 2 - Características da vinhaça proveniente do processamento da cana-de-açúcar.

Característica em g.L ^{-1*}	Autores						
	1	2	3	4	5	6	7
pH	4 - 4,7	3 - 4,5	4,2	4	4,6	3,8	4
DQO	82 – 101	110 – 190	122	121	51	20,7	16,6
DBO	-	50 - 60	57	-	-	-	-
Sólidos totais	59 – 82	110 – 190	121	-	-	18,2	13,3
Sólidos voláteis	38 – 66	80 – 120	-	-	-	14,4	10,5
Nitrogênio	1,3 - 1,8	5 - 7	3,5	1,3	2,4	0,2	-
Fosfato	0,2 - 0,8	2,5 - 2,7	2,1	0,1		0,1	0,06
Potássio	7 - 7,2	-	17,4	7,3	6,1	-	1,9
Sódio	0,1 - 0,2	-	-	-	-	-	-
Cálcio	2 - 2,5	-	4,2	-	-	-	-
Sulfato	1,8 – 3	7,5 - 9	3,3	5,3	1,8	-	1,4
País da pesquisa	Índia	Índia	Índia	México	Brasil	Brasil	Brasil

*Exceto pH; 1- Banu *et al.* 2006; 2 - Acharya *et al.* 2008; 3 - Selvamurugan *et al.* 2012; 4 - España-Gamboa *et al.* 2012; 5 - Ribas *et al.* 2009; 6 - Peixoto *et al.* 2012; 7 - Mota *et al.* 2013

É interessante notar que nas pesquisas realizadas na Índia, conforme os dados da Tabela 2, o efluente se mostrou detentor de maior concentração de matéria orgânica e de nutrientes que no Brasil. Isso pode estar atrelado justamente ao fato de a Índia produzir mais açúcar do que etanol em suas usinas, ou seja, a vinhaça é originária predominantemente a partir de melaço o que influencia na sua composição (Tabela 1). Além disso, em algumas pesquisas listadas na Tabela 2, a vinhaça analisada pode ter sido diluída ao ser misturada com outros efluentes da indústria, como águas de lavagem e de aquecimento/resfriamento. A grande variabilidade das características da vinhaça é frequentemente apontada como fator de instabilidade na operação de reatores anaeróbios.

Ainda em relação à composição química da vinhaça, sabe-se que a maior fração dos compostos orgânicos é constituída por água, glicerina, álcoois superiores, aldeídos acéticos, furfural e ácidos orgânicos (como ácido acético e ácido succínico) (ESPAÑA-GAMBOA *et al.*, 2011; PARNAUDEAU *et al.* 2008; WILKIE *et al.*, 2000). Quando se deseja utilizar uma solução sintética de vinhaça para adaptação de inóculo, por exemplo, tais substâncias orgânicas devem estar presentes.

A vinhaça contém compostos fenólicos (ácidos tânico e úmicos) que são tóxicos às bactérias e, por isso, inibem a digestão. Ela também apresenta uma coloração escurecida

devido à presença de melanoidinas, provenientes da reação de Maillard entre açúcares (carboidratos) e proteínas (grupos amino) (PANT e ADHOLEYA, 2007). Segundo España-Gamboa *et al.* (2011), a melanoidina, que escurece a vinhaça é dificilmente degradada por tratamentos anaeróbicos, sendo necessário a combinação com outras técnicas de tratamentos aeróbico e/ ou físico-químico.

Como alternativa à fertirrigação, existem pesquisas que apontam para o aproveitamento da vinhaça na produção do polímero Poli-hidroxibutirato (PHB) (PRAMANIK *et al.*, 2012) ou hidrogênio (FERNANDES *et al.*, 2010), substrato para produção de algas (MARQUES *et al.*, 2013), evaporação ou bioconcentração para produção de ração animal (NAVARRO *et al.*, 2000; CARVALHO E SILVA, 2010; LAIME *et al.*, 2011), ou ainda, gaseificação para fins energéticos (MARIAS *et al.*, 2011).

Outros pesquisadores buscam soluções para o tratamento da vinhaça, no que diz respeito à redução de DBO, DQO e cor. Como processos físico-químicos, são citados floculação, coagulação, precipitação, sedimentação, adsorção, oxidação e ozonização. Como processo biológico a biodigestão anaeróbia aparece em destaque, apesar de haver pesquisa com fungos ou bactérias, para remoção de cor (PANT e ADHOLEYA, 2007; MOHANA *et al.*, 2007; CHEN *et al.*, 2008; SATYAWALI e BALAKRISHNAN, 2008; MOHANA *et al.*, 2009; FERREIRA *et al.*, 2010; SILES *et al.*, 2011; MARTINS *et al.*, 2013; SOUZA *et al.*, 2013). No entanto, é bem aceita a ideia de que um único processo não é capaz de solucionar o problema do tratamento da vinhaça, sendo comum a recomendação de várias etapas de tratamento. Os processos físico-químicos são normalmente apontados como etapa de pré-tratamento ou de polimento (tratamento final), enquanto os biológicos, particularmente o anaeróbico, figuram como etapa principal (PANT e ADHOLEYA, 2007; SATYAWALI e BALAKRISHNAN, 2008; ESPAÑA-GAMBOA *et al.*, 2011).

Pesquisas indicam que o tratamento anaeróbico é capaz de converter mais da metade da carga orgânica do efluente em biogás e que pode ser operado com sucesso mesmo com altas taxas de carga orgânica, sendo uma tecnologia relativamente simples e de baixo custo (WILKIE *et al.*, 2000; SATYAWALI e BALAKRISHNAN, 2008). Apesar disso, no Brasil, a biodigestão anaeróbia da vinhaça ainda não é amplamente utilizada, indicando que falta algum tipo de incentivo para essa prática, seja do ponto de vista econômico (retorno financeiro), político (legislação) ou operacional (tecnologia ainda não estabelecida).

3.3.2 Resíduos sólidos urbanos

Usualmente conhecido como lixo urbano, os resíduos sólidos urbanos (RSU) constituem outra fonte de biomassa com grande potencial energético cujo aproveitamento ainda é praticamente inexistente. De acordo com a PNRS (Lei 12.305/2010), os RSU são originários de atividades domésticas em residências urbanas (resíduos domiciliares) e de varrição e limpeza de vias públicas (resíduos de limpeza urbana). Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), em 2014 foram gerados quase 80 milhões de toneladas de RSU no Brasil, o que significa que cada brasileiro gerou em média quase 390 kg de resíduo ao longo do ano, ou seja, pouco mais de 1 kg por dia. Cerca de 90% dessa quantidade são coletadas de forma indiferenciada e destinadas para aterros (sanitário ou controlados) ou para lixões.

Os RSU encaminhados para esses aterros e lixões são compostos principalmente por papel, papelão, plástico, vidro, metal e matéria orgânica sendo que cada tipo de resíduo tem o seu potencial de reuso ou reciclagem. Atualmente, alguns setores industriais participam ativamente nas atividades de reciclagem do país, fazendo com que o alumínio, o papel, o plástico e o vidro tenham índices de reciclagem em torno de 35%, 45%, 21% e 20%, respectivamente. As latas se destacam no setor do alumínio com reciclagem em torno de 98%, e o PET no setor do plástico com quase 60% de reciclagem (ABRELPE, 2014).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) aponta para a valorização do sistema de separação na fonte e coleta seletiva dos resíduos, seguida do aproveitamento de cada uma de suas frações, sendo disposto em aterros apenas o que realmente não possa ser utilizado para outros fins. Muitas barreiras ainda precisam ser vencidas para a implantação efetiva dessa nova cultura de gestão dos RSU. Espera-se que, com o aprimoramento dessa política, os resíduos orgânicos possam ser separados dos demais, através da separação na fonte ou pela separação manual-mecânica em centrais de reciclagem. Dessa forma, o índice de reciclagem de materiais poderia ser aumentado e a fração orgânica dos RSU poderia ser disponibilizada para outros fins, juntamente com outras fontes de resíduos alimentares.

De acordo com relatório do IPEA (2012), estima-se que cerca de 50% dos RSU sejam compostos por matéria orgânica. Isso representa um montante de 40 milhões de toneladas de biomassa, dos quais menos de 2% são destinados à compostagem, existindo também algumas experiências de aproveitamento do biogás gerado durante a degradação desse resíduo em aterros sanitários. Se todo o resíduo fosse aproveitado para produção de energia por

biodigestão anaeróbia seguida da queima do biogás, seria possível produzir 1100 MW por ano no Brasil, considerando uma produção média de 120 m³ de biogás por tonelada de resíduo, poder calorífico do biogás de 4900 kcal.m⁻³ e rendimento da transformação da energia térmica para energia elétrica de 35%. Essa estimativa representa cerca de 1% de potencial de geração de energia elétrica instalada no país e é maior do que a estimativa realizada por Salomon e Lora (2009), que consideraram em seus cálculos o biogás sendo gerado no próprio aterro sanitário.

Outros estudos avaliam o potencial da combustão direta dos RSU, no entanto, a fração orgânica desse resíduo apresenta poder calorífico reduzido devido à grande quantidade de umidade da amostra. A quantidade de energia dispendida para evaporar a água do resíduo é maior do que a quantidade de energia liberada em sua queima, tornando o processo energeticamente desfavorável. Na Tabela 3 estão reunidas algumas das principais características da fração orgânica dos RSU ou de resíduos alimentares proveniente de outras fontes, como cantinas, restaurantes e feiras.

Tabela 3 - Característica de resíduos alimentares gerados em diferentes regiões do mundo.

Parâmetro	1	7	5	2	4	6	3	8
pH	5,2	-	4,0	4,1	-	4,2	-	-
DQO g.L ⁻¹	-	-	240	-	-	368,4	-	350
ST g.L ⁻¹	185	166,3	208	152	280	291	170-370	255
SV g.L ⁻¹	170	149,0	189	138	241	260	140-340	225
C % ms	46,5	48,2	-	-	-	-	42-52	
N	2,2 ^a	2,8 ^a	-	-	-	15,4 ^b	2,2-3,1a	7,8 ^b
C/N	21,1	17,4	-	11,4	-	-	15,5-20,5	-
País	China	China	Coréia do Sul	EUA	EUA	USA	Europa	Alemanha

DQO= Demanda química de oxigênio; ST = sólidos totais; SV = sólidos voláteis; C = Carbono; N= Nitrogênio; K = Potássio; 1- Zhang *et al.*, 2013; 2- Brown e Li, 2013; Davidsson *et al.*, 2007; 4- El-Mashad e Zhang, 2010; 5- Kim e Oh, 2011; 6- Li *et al.*, 2010; 7- Liu *et al.*, 2012; 8- Nayono *et al.*, 2010; ^aem %; ^bem g.L⁻¹
a = percentual e ms; b = NKT em g.L⁻¹

Além do baixo teor de sólidos totais (150 a 370 g.L⁻¹) é possível verificar que os resíduos alimentares são compostos em sua maior parte por sólidos voláteis (86 a 94%). Apresenta altos teores de DQO (240 a 370 g.L⁻¹), baixo pH (4,0 a 5,2) e uma relação C/N variando entre 11 e 21. Uma biomassa com relação C/N entre 25 e 40 seria considerada mais

adequada para o emprego de processos biológicos, por ser capaz de fornecer a proporção adequada desses constituintes para o consumo dos micro-organismos (WU *et al.*, 2010).

A seguir, são apresentados os princípios básicos da biodigestão e os fatores que influenciam o processo. Dessa forma é possível compreender melhor a biodigestão dos resíduos orgânicos e avaliar os parâmetros de operação do processo.

3.4 Biodigestão

O processo de biodigestão anaeróbia consiste na degradação de biomassa orgânica através de micro-organismos anaeróbios que geram biogás e biomassa digerida. A biomassa digerida possui carga orgânica substancialmente reduzida quando comparada à biomassa orgânica. Normalmente ela é rica em nutrientes, sendo comumente chamada de biofertilizante (LAMONICA, 2006).

3.4.1 Biogás

O biogás é uma mistura gasosa composta por CH_4 , CO_2 , O_2 , N_2 , H_2O e H_2S , sendo a maior parte composta de metano (50 a 80%) e dióxido de carbono (20 a 50%). Por ser uma mistura variável de diferentes gases, tem o poder calorífico e a densidade variando de acordo com a concentração relativa de cada um dos constituintes. Afirma-se que o poder calorífico do biogás depende da concentração de metano (CH_4). O metano puro em condições normais (pressão a 1,0 atm e temperatura de 0°C) possui poder calorífico de $9,9 \text{ kWh.m}^{-3}$, enquanto o biogás com concentração de metano variando entre 50% e 80% tem poder calorífico variando de 4,95 a $7,9 \text{ kWh.m}^{-3}$ (MAGALHÃES *et al.*, 2004).

Nos processos de conversão energética do biogás é comum o uso de sistemas de remoção de CO_2 para aumentar a concentração de metano, e conseqüentemente elevar o poder calorífico do biogás. Quando o objetivo é o emprego do biogás em motores de combustão interna, a remoção de CO_2 é fundamental. Além da necessidade de remover o CO_2 , dependendo do uso que será dado ao biogás, pode haver a necessidade de remover outras substâncias. Em função da presença de sulfeto de hidrogênio (H_2S), o biogás pode ser corrosivo, sendo capaz de atacar cobre, latão e aço, dependendo da concentração. Além do H_2S , o amoníaco e o vapor d'água (depois de condensados) podem ser corrosivos (CHEN *et al.*, 2008).

Existem diversas metodologias para remoção de H_2S como o uso de limalha de ferro oxidado que, ao entrar em contato com o H_2S , produz Fe_2O_3 . Já a remoção de CO_2 pode ser conseguida fazendo-o reagir com cal hidratado [$\text{Ca}(\text{OH})_2$] para produzir carbonato de cálcio (CaCO_3), seguida da lavagem do biogás com água sob pressão ou purificação por peneiras moleculares (CORTEZ *et al.*, 2007). Também é comum o uso de várias etapas em sequência para um tratamento mais rigoroso ou, até mesmo, o uso de micro-organismos como microalgas e cianobactérias. Converti *et al.* (2009), por exemplo, utilizaram a cianobactéria *Arthrospira platensis* como etapa de enriquecimento do biogás e obtiveram remoção de cerca de 95% de CO_2 de um biogás com composição inicial de 70,5 a 76% de metano e entre 13,2 e 19,5% de CO_2 . Esses micro-organismos são capazes de utilizar o CO_2 como fonte de carbono para o seu crescimento, no entanto, liberam oxigênio nesse processo. Devido a presença de oxigênio e dependendo do emprego almejado para o biogás, esse método de purificação não seria adequado.

Purificado ou não, o biogás gerado deve ser utilizado a fim de evitar a liberação de metano para a atmosfera, que provocaria um efeito estufa 21 vezes maior do que o provocado pelo CO_2 (CONVERTI *et al.*, 2009).

3.4.2 Fundamentos biológicos

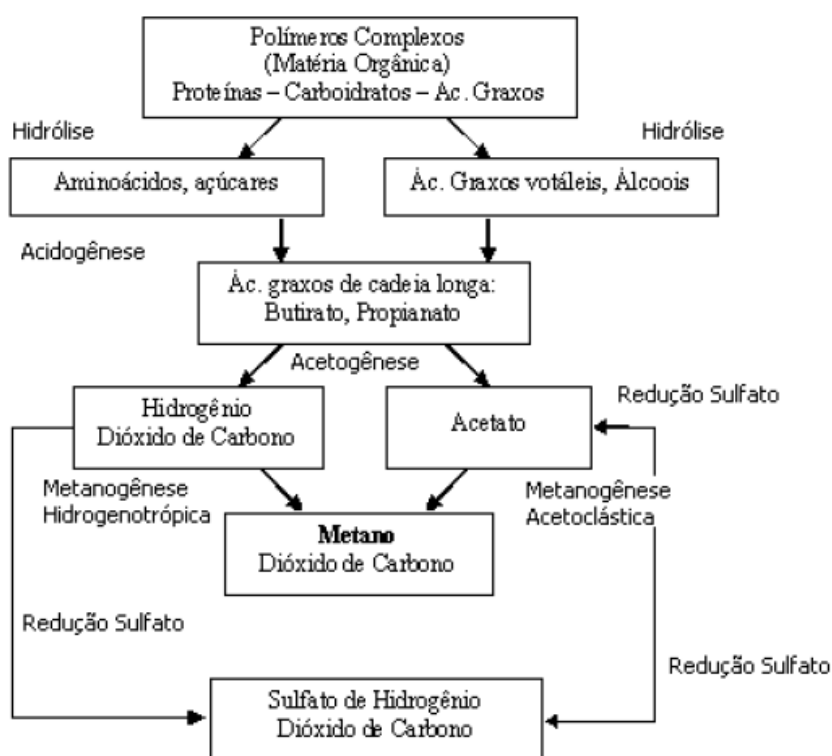
O processo anaeróbio de biodigestão é realizado por micro-organismos e desenvolve-se em etapas, cada uma comandada por classes de bactérias diferentes: a etapa acidogênica e a metanogênica. Na primeira etapa, os compostos orgânicos de cadeias complexas, como gorduras, carboidratos (celulose e amido) e proteínas, são hidrolisados por enzimas liberadas pelas bactérias até a formação de compostos de cadeias carbônicas menores, especialmente açúcares, aminoácidos e ácidos graxos de cadeia longa. Esses compostos de cadeias menores são então oxidados biologicamente e convertidos por meio de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias em ácidos orgânicos, como ácido acético (CH_3COOH), propiônico ($\text{CH}_3\text{-CH}_2\text{-COOH}$) e butanóico ($\text{CH}_3\text{-CH}_2\text{-CH}_2\text{-COOH}$), alcoóis, dióxido de carbono, hidrogênio molecular e amônia. A redução da carga orgânica do efluente processa-se nesta primeira fase, além de poder ser observado leve aumento da temperatura e diminuição do pH. É uma fase que tem cinética rápida, em que a assimilação da matéria em biomassa microbiana é grande (CORTEZ *et al.*, 2007).

A fase metanogênica, compostos simples como o dióxido de carbono, hidrogênio molecular, ácido acético e metanol, gerados na etapa anterior, são metabolizados pelas

bactérias metanogênicas, havendo produção de metano e dióxido de carbono. Esta é a etapa mais lenta do processo e, portanto controla as taxas de conversão, o que torna importante a manutenção de condições adequadas a fim de favorecê-la (CORTEZ *et. al.*, 2007). Além disso, as bactérias formadoras de ácidos são bastante resistentes e capazes de suportar súbitas mudanças das condições externas e de alimentação, ao contrário das bactérias metanogênicas, bastante suscetíveis a alterações nas condições de temperatura, pH e carga orgânica (FANG *et al.*, 1995; HUANG *et al.*, 2003).

A Figura 2 relaciona a fase de degradação da matéria orgânica com as etapas do processo de biodigestão.

Figura 2 – Etapas envolvidas na biodigestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Salomon e Lora (2009)

Um fato importante a se observar sobre a população de bactérias no biodigestor é que elas são interdependentes e simbióticas. As bactérias formadoras de ácido asseguram que o meio esteja livre de oxigênio e produzem substrato para as bactérias metanogênicas. As bactérias fermentativas excretam enzimas que atuam sobre as proteínas, liberando aminoácidos e amônia, fontes de nitrogênio utilizadas pelas bactérias metanogênicas. Estas, por sua vez, removem os produtos finais do metabolismo das primeiras e os convertem em

gases que escapam do sistema. Caso essa conversão não se processasse, haveria acúmulo de ácidos no biodigestor.

3.4.3 Parâmetros de operação

O bom andamento do processo da biodigestão e, conseqüentemente, a qualidade do biogás produzido são influenciados por uma série de parâmetros, como a natureza e concentração do substrato e do inóculo, pH, temperatura, fração C/N, tempo de retenção hidráulica, agitação do meio e tipo de reator (KHALID *et al.*, 2011). Por isso, esses parâmetros precisam ser observados e controlados no decorrer do processo. A seguir, é comentada a função e a importância de cada um desses parâmetros.

Composição e concentração do substrato

A produção de biogás será maior quanto mais elevado for o conteúdo de sólidos voláteis do resíduo a ser tratado, os quais representam a quantidade de sólidos orgânicos e a disponibilidade de nitratos, fosfatos e sulfatos. Da mesma forma, a produção de metano também tende a ser maior para resíduos com maior DBO (demanda bioquímica de oxigênio), visto que esse parâmetro é indicativo da biodegradabilidade da amostra avaliada.

Nutrientes essenciais, como o ferro, e os micronutrientes, como o níquel e o cobalto, têm efeitos positivos na produtividade de metano. A presença de nitrogênio sob a forma de proteína é favorável para o processo, pois a mineralização conduz à amônia, que é útil no estabelecimento da alcalinidade. Já o enxofre em grande quantidade aumenta a produção de H_2S . Alguns cátions, K^+ , Na^+ , Ca^{++} , amônia iônica NH_4^+ , Mg^{++} e o S atuam na fermentação de duas formas distintas, dependendo da sua concentração no meio: quando em pequenas quantidade estimulam o metabolismo celular, porém, quando em maiores quantidades, atuam como agentes inibidores do mesmo metabolismo. Cortez *et al.* (1996) comentaram que a relação de N/P ideal é 5, enquanto a C/P deve ser menor que 197:1 e C/N entre 30 e 43:1.

pH

O pH deve ser controlado, uma vez que as bactérias metanogênicas são sensíveis a presença de ácido. O pH do processo deve ser mantido entre 6 e 8, podendo ser considerado ótimo de 7 a 7,2 (CORTEZ *et al.*, 2007). Seu controle é função da concentração em ácidos

voláteis ionizados e da concentração de nitrogênio sob a forma de amônia, do acúmulo de bicarbonato e da fração de CO₂ na parte gasosa.

Inicialmente, as bactérias formadoras de ácidos fracionam a matéria orgânica e produzem ácidos voláteis, resultando no aumento da acidez do meio e redução do pH. Quando as bactérias metanogênicas começam a agir transformam os ácidos em metano, neutralizando o meio e elevando o pH. O teor de amônia atua elevando o pH, que aumenta quando as proteínas começam a ser digeridas. Já o bicarbonato atua estabilizando o pH, pois a concentração do íon bicarbonato é diretamente proporcional ao teor de dióxido de carbono e ao pH do meio. Ou seja, se as bactérias hidrolíticas e acidogênicas forem muito rápidas e produzirem mais alimentos do que as metanogênicas conseguem digerir, o dióxido de carbono liberado tornaria a concentração de bicarbonato maior, o que impediria a queda acentuada no pH, agindo como um tampão. Ao final do processo de degradação do material orgânico em um sistema fechado, o pH tende a se elevar e a produção de metano tem o seu pico.

Temperatura

A produtividade da biodigestão é profundamente afetada pela temperatura do sistema, pois, por se tratar de um processo biológico, é fundamental que os micro-organismos estejam adaptados as condições do meio. As bactérias podem ser classificadas de acordo com a faixa de temperatura que operam: abaixo de 20°C são chamadas psicrófilas, entre 20 a 45°C são mesófilas e acima de 45°C até 60°C são termófilas. Quando a temperatura é inferior a 10°C, ou ocorrem variações bruscas de temperatura (acima de 5°C), há inibição da atividade microbiológica (CHAE *et al.*, 2008; WARD *et al.*, 2008).

Respeitando-se a faixa de temperatura tolerável pelos micro-organismos, pode-se afirmar que temperaturas mais elevadas aceleram as reações biológicas. Isto tem reflexo direto no dimensionamento do reator, já que por se tornar mais eficiente, o tempo de retenção hidráulica é menor, reduzindo assim os custos de instalação. Admite-se como temperatura ótima para biodigestão anaeróbia, 35°C para a faixa mesofílica, e 55°C na faixa termofílica (WARD *et al.*, 2008).

A faixa termofílica pode alcançar taxas de conversão maiores, reduzindo o tempo de residência do resíduo no digestor e, conseqüentemente, permitindo o uso de reatores menores, o que reduz o custo inicial de implantação da unidade. Foi constatado que, na faixa de 55 a 70°C, a celulose e outros polímeros alcançam as maiores taxa de hidrólise (CORTEZ *et al.*, 2007). No entanto, segundo Qdais *et al.* (2010), nessa faixa de temperatura existe maior custo

de operação e requerimento estrutural e menor estabilidade no processo, devido à vulnerabilidade das bactérias, principalmente as metanogênicas, às variações de temperatura. A maior parte dos digestores trabalha na faixa mesofílica, por ser mais estável.

Fração C/N

A fração C/N deve estar na faixa de 25 a 30. C/N maiores indicam presença de matéria orgânica complexa, de difícil degradação (e que pode ser ajustada adicionando outro resíduo com alto conteúdo de nitrogênio). Sabe-se que os resíduos animais apresentam baixa fração C/N e por isso, muitas vezes, realiza-se a co-digestão desse material, juntamente com outro resíduo que apresente alta fração C/N, como por exemplo, resíduos agrícolas (palha de milho, aveia, trigo). O resíduo animal é capaz de oferecer vasta gama de nutrientes e capacidade de tamponamento, enquanto os vegetais, com alto teor de carbono são capazes de melhorar a relação C/N, diminuindo o risco de inibição do processo de biodigestão devido à amônia.

Tempo de retenção hidráulica

É o tempo em que o resíduo permanece em contato com a população microbiana no digestor para a produção de biogás, sendo um parâmetro importante no dimensionamento de um biodigestor (QDAIS *et al.*, 2010). Quanto maior o tempo de retenção, maior o tamanho do reator necessário para tratar determinada quantidade de resíduos, o que encarece o processo. Na otimização da biodigestão, procura-se diminuir o tempo de retenção, mantendo a eficiência do processo. O tempo de retenção hidráulica varia de alguns meses até apenas algumas horas, para reatores mais modernos.

Agitação

A agitação propicia um maior contato do substrato com as bactérias, distribuindo melhor o calor na biomassa e dando maior uniformidade aos produtos intermediários e finais da biodigestão, além de evitar a produção de incrustações que podem obstruir a parte superior do biodigestor. A obtenção de boas condições hidráulicas no digestor é um ponto fundamental para o sucesso da exploração a longo prazo. Nos digestores de fluxo ascendente, esse problema é muito menos grave, pois o movimento ascendente de resíduo e o seu menor teor

de sólidos são suficientes para assegurar as condições ideais de mistura. Cada tipo de reator possui seus parâmetros específicos para garantir uma boa operação.

3.4.4 Reatores

Os biodigestores podem ser classificados de acordo com o tipo de construção, modo de operação, forma de armazenamento do gás, fluxo das substâncias em fermentação, temperatura de operação, com ou sem agitação e com ou sem dispositivos para agregar a biomassa bacteriana. Diversos sistemas de biodigestores foram desenvolvidos, levando em consideração a aplicação, as questões de saneamento (redução da carga orgânica), determinação e atendimento a uma demanda energética (produção de metano), utilização do material biodegradado como fertilizante e o nível tecnológico (GRANATO, 2002). Dessa forma, ao escolher um reator, devem-se observar critérios como o tipo de resíduo a ser digerido, a eficiência do processo e a finalidade que se pretende com a construção do sistema.

Reatores tradicionais

O processo de biodigestão em reatores convencionais é relativamente lento, com tempos de retenção hidráulica de vários dias, ou até mesmo semanas. A redução do tempo de retenção pode ser obtida mantendo elevada a concentração de micro-organismos no interior do reator, o que pode ser conseguido por recirculação externa ou retenção interna dos micro-organismos. Existem vários modelos de reatores disponíveis dos quais alguns são bastante utilizados no processamento de dejetos animais; os biodigestores modelo Indiano e modelo Chinês são os mais conhecidos. Diversas configurações que surgiram da adaptação e aprimoramento desses reatores podem ser encontradas (KONDUSAMY e KALAMDHAD, 2014).

Reator UASB

Biodigestores de alta eficiência, geralmente com fluxo ascendente, podem alcançar o objetivo de maior produção de biogás. No caso da vinhaça, o reator que mais se adapta é o *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*, UASB (VON SPERLING, 2005). Seu princípio de funcionamento é bem simples: o substrato a ser tratado é bombeado de baixo para cima, através de uma densa camada de lodo, em condições anaeróbias, a uma velocidade de

ascensão que varia de 0,5 a 1,5 m.h⁻¹. Neste tipo de reator, a biomassa cresce dispersa no meio e, em contato com a matéria orgânica degradável, ocorre a formação do biogás (VON SPERLING, 2005). As cargas de DQO aplicadas costumam variar de 10 a 25 kg DQO por m³ de reator por dia.

O sucesso da operação do reator depende da formação e estabilização satisfatória da biomassa microbiana no início do processo, pois isso permite que a biomassa ativa fique no interior do reator independente da velocidade do fluxo, mantendo uma boa eficiência de conversão mesmo com taxas de alimentação relativamente elevadas. Os mecanismos de formação de uma biomassa microbiana estável ainda não são bem conhecidos, no entanto, com o aumento do emprego de biodigestores anaeróbios, a disponibilidade de lodo de alta qualidade para ser empregado em novas instalações é maior, reduzindo significativamente o tempo de início da operação.

Para reter a biomassa bacteriana no reator, existe um separador de três fases no topo. O efluente sai pela parte mais alta do reator, enquanto o lodo, por ser mais pesado, volta a se depositar no fundo. Como a entrada de matéria orgânica no reator é contínua, a biomassa cresce continuamente. Isso traz a necessidade de remoção periódica de parte da manta de lodo evitando-se, assim, que a biomassa venha a sair juntamente com o efluente. No entanto, a produção de lodo em reatores tipo UASB é muito baixa e de elevada qualidade, podendo ser simplesmente desidratado em leitos de secagem ou em equipamentos mecânicos. A retirada do lodo é feita na parte lateral do reator, próximo ao fundo, em diferentes níveis (VON SPERLING, 2005).

É importante lembrar que, por ser um processo anaeróbio, ocorre a formação de gases com odor desagradável (sulfurados). No entanto, se o projeto for bem elaborado e o reator bem vedado, incluindo a saída do efluente, a liberação destes odores é bastante minimizada. Segundo Von Sperling (2005), a eficiência de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do reator UASB situa-se em média em 70% (para esgoto sanitário).

3.5 Biodigestão de vinhaça proveniente da cana-de-açúcar

Atualmente, o tratamento anaeróbio da vinhaça é capaz de promover a redução de DQO de até 90% (PANT e ADHOLEYA 2007), mostrando-se eficaz na remoção de carga orgânica desse efluente. Segundo estes pesquisadores, o pH aumenta de 4,0 para 7,5 devido a conversão de ácidos orgânicos em CO₂ e CH₄ e de componentes básicos para carbonatos e

bicarbonatos, permitindo a aplicação da vinhaça biodigerida no solo com mais segurança. Em comparação com outros sistemas aeróbios, a biodigestão anaeróbia apresenta menor consumo de energia, menor produção de lodo e ainda torna possível aproveitar o biogás gerado (CORTEZ *et al.*, 2007; SALOMON e LORA, 2009). Como desvantagens, Cortez *et al.* (2007) citaram o maior tempo de retenção que em sistemas aeróbios, a produção de gases com odor desagradável e corrosivos e dificuldades de operação do sistema.

Em boa parte dos trabalhos encontrados, esforços são direcionados para alcançar alta carga orgânica volumétrica e baixo tempo de residência, ainda que o foco da pesquisa tenha sido estudar micro-organismos predominantes no processo ou efeito de agentes inibidores e/ou estimulantes na biodigestão. Isso mostra a preocupação em desenvolver pesquisas que possam ser aplicadas ao setor industrial. Apesar dos avanços, o volume dos reatores operados em escala laboratorial é muito pequeno e muitas vezes o efluente é diluído durante a realização dos experimentos, destoando das necessidades e realidade do setor industrial.

Para se ter uma ideia, considerando a média nacional, uma usina processa 8000 toneladas de cana por dia. Para calcular a quantidade de vinhaça gerada, pode-se fazer as seguintes considerações: para cada tonelada de cana são produzidos 85 L de etanol; metade da cana seja utilizada para produção de etanol; e 12 L de vinhaça sejam gerados a cada 1 L de etanol (CORTEZ *et al.*, 1992). Assim, para cada tonelada de cana são gerados 500 L de vinhaça, acumulando um total diário de 4000 m³ de vinhaça. Tomando o trabalho de Ribas *et al.* (2009) como exemplo (valores intermediários de DQO, COV e V_r), com as configurações apresentadas em seu estudo, o reator é capaz de tratar pouco menos de 0,5 L de vinhaça por dia. Para tratar todo o efluente, seria necessário um reator com tamanho na ordem de 30000 m³ (ou 100 reatores de 300 m³). Ainda que se tratasse de um projeto viável, não existiriam garantias de que o rendimento obtido no reator de 3,5 L fosse equivalente ao de um de 300 m³.

No trabalho de Chamy *et al.* (2007) foram testados reatores de bancada (5 L), em escala piloto (60 m³) e em grande escala (300 m³) para o tratamento de resíduos provenientes do processamento de uva no Chile. Todos os reatores conseguiram operar com altas eficiências de remoção de DQO (> 90%), no entanto foi possível operar os reatores em escala piloto com o dobro da carga orgânica volumétrica da utilizada no reator em grande escala. Outras pesquisas realizadas com diversos efluentes também são efetuadas com reatores em escala laboratorial de maiores dimensões (~20L) (SIMEONOV e QUEINNEC, 2006; THANIKAL *et al.*, 2007; VLYSSIDES *et al.*, 2010). A utilização de reatores maiores traz dificuldades como, por exemplo, o transporte e armazenamento de grandes volumes de

efluente, necessidade de laboratórios com área livre para a implantação do sistema e o uso de equipamentos mais robustos, como as bombas para alimentar o reator. A parceria com indústrias é essencial para a viabilidade de tais pesquisas, especialmente para reatores na escala piloto e industrial.

Alguns trabalhos mais antigos relatam o uso de reatores maiores para o tratamento da vinhaça da cana-de-açúcar, como o de Harada *et al.* (1996) com 140 L e o de Bories *et al.* (1988) com 10m³, nenhum deles realizado no Brasil. Dessa forma, encontram-se poucas pesquisas do processamento da vinhaça em reatores de escala piloto no Brasil divulgadas através da publicação de artigos científicos internacionais. Dentre os estudos realizados em escala laboratorial no país, a maioria utiliza volume máximo por volta de 20 L. A Tabela 4 mostra os resultados obtidos para a biodigestão da vinhaça produzida na Usina São Martinho (SP), indicando o aumento do pH, a redução da carga orgânica e a presença de nutrientes após o processo.

Tabela 4 - Características físico-químicas da vinhaça *in natura* e biodigerida, na Usina São Martinho.

Parâmetro	Vinhaça (antes da biodigestão)	Vinhaça (depois da biodigestão)
pH	4,0	6,9
DQO (mg.L ⁻¹)	29.000	9.000
N Total (mg.L ⁻¹)	550	600
N Amoniacal (m g.L ⁻¹)	40	220
Fósforo P2O5 (m g.L ⁻¹)	17	32
Sulfato (m g.L ⁻¹)	450	32
Potássio K2O (m g.L ⁻¹)	1.400	1.400

Fonte: Cortez *et al.* (1992).

De fato, segundo Salomon e Lora (2009), no Brasil existe uma única planta industrial de tratamento de vinhaça, na Usina São Martinho, localizada no estado de São Paulo, e que utiliza o biogás gerado no processo de secagem de levedura. No ano de 2012, outra empresa anunciou a implantação do processo na usina JB, localizada no estado de Pernambuco, mas não há pesquisas divulgadas a respeito.

Dentre as configurações anaeróbias mais utilizadas no tratamento da vinhaça, destacam-se os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB- *Upflow*

anaerobic sludge blanket reactor), sendo também muito utilizados os reatores de leito fixo e os reatores de leito fluidizado (ESPAÑA-GAMBOA *et al.*, 2011). O reator utilizado na Usina São Martinho é um projeto adaptado do modelo UASB. Na tabela 5 encontram-se resultados com biodigestão da vinhaça utilizando diversos tipos de reatores.

Tabela 5 - Reatores utilizados para o tratamento da vinhaça com seus respectivos parâmetros de operação.

Reator (Unidade)	V _R (L)	T (°C)	t _{inc} (dias)	Inóculo	COV _{máx} - $\left(\frac{\text{kg DQO}}{\text{m}^3 \cdot \text{dia}}\right)$	TRH (dias)	DQO _r (%)	OP (dias)	Referência
Semi Batelada	4	27 36	60	Lodo Planta de Biogás	39	2	70	270	Banu <i>et al.</i> 2006
Contínuo Leito Fixo Fluxo Ascendente	1	37	40	Lodo e Esterco	23	30 - 6	64	-	Acharya <i>et al.</i> 2008
Semi Batelada Leito Fixo	3,5	55	50	Lodo Granular *	6,6	1 - 6	78	391	Ribas <i>et al.</i> 2009
Semi Batelada Leito Fixo	3,5	35	21	Lodo Granular *	36	1	85	90	Doll e Foresti 2010
Batelada	1	25	0,4	-	-	-	75	-	Peixoto <i>et al.</i> 2012
Contínuo Fluxo Ascendente	8,8	35	-	Lodo Granular	43	-	86	217	Onodera <i>et al.</i> 2012
Contínuo UASB modificado	19,2	-	25	Lodo e Esterco	11,4	10	80	-	Selvamurugan <i>et al.</i> , 2012
Contínuo UASB	16,8	-	34	Lodo e Esterco	11,8	10	73	-	Selvamurugan <i>et al.</i> , 2012
Contínuo	24	19 - 27	57	Lodo de esgoto doméstic o	2,5	-	97	57	Mota <i>et al.</i> 2013

V_R= Volume de trabalho do reator; T = Temperatura; t_{inc}= tempo de incubação do lodo; COV= carga orgânica volumétrica; TRH= tempo de retenção hidráulica; DQO_r= % máximo de remoção da DQO (demanda química de oxigênio); OP = tempo de operação do reator.

UASB= *Upflow anaerobic sludge blanket reactor*- reator anaeróbico de fluxo ascendente e manta de lodo.

* Lodo Granular proveniente de reator UASB, mesofílico, de tratamento de águas residuais de abatedouro de ave.

Dentre os fatores que interferem na biodigestão da vinhaça e que podem ser aprimorados, através de pesquisas, podem-se destacar: temperatura, inóculo, pH, parâmetros de operação e eficiência (como tempo de detenção hidráulica, carga orgânica, remoção de DQO), partida e estabilidade do reator.

Temperatura

É comum encontrar na literatura a informação de que a faixa termofílica apresenta taxas de conversão maiores, como citado por Moraes *et al.* (2014). Assim, seria possível operar com menor tempo de residência e/ou com reatores menores, reduzindo os custos iniciais. Além disso, como a vinhaça sai das torres de destilação a uma temperatura de aproximadamente 85°C, existe o interesse de realizar a biodigestão na fase termofílica, aproveitando o calor inicial da vinhaça, utilizando apenas um isolamento térmico eficiente do reator. No entanto, Qdais *et al.* (2010) defenderam que nessa faixa de temperatura (~55°C) existe maior custo de operação, requerimento estrutural e menor estabilidade no processo, devido à vulnerabilidade das bactérias, principalmente as metanogênicas, às variações de temperatura.

Ribas *et al.* (2009) verificaram que, além da eficiência ser maior, o tempo de adaptação do inóculo é menor quando o reator é operado na fase mesofílica. Doll e Foresti (2010) obtiveram resultado similar e verificaram ainda que o reator na faixa termofílica apresentava forte instabilidade frente ao aumento da carga orgânica volumétrica (COV), atingindo valores máximos de 6,6 g.L⁻¹.dia⁻¹, enquanto nos reatores trabalhando na faixa mesofílica foi possível obter bons rendimentos mesmo com uma COV de até 36 g.L⁻¹.dia⁻¹. Doll e Foresti (2010) reconheceram também que na faixa mesofílica foi necessário uso de quantidades inferiores de agente neutralizador, no entanto, os autores comentam que como foi utilizado bicarbonato de sódio, as doses mais altas aplicadas ao reator na faixa termofílica podem ter gerado toxicidade aos micro-organismos, devido ao sódio. Além disso, o lodo utilizado nos experimentos foi proveniente de um reator a temperatura ambiente, o que favoreceu sua melhor adaptação à faixa mesofílica.

Inóculo

O tipo de inóculo utilizado, bem como o seu período de adaptação no reator é uma fase muito importante e pode ser determinante para um bom rendimento do processo. A vinhaça, por si só, não apresenta um grupo de organismos prontamente disponíveis para realizar a digestão de toda sua matéria orgânica. Por isso é necessário aclimatar bactérias provenientes de outros processos, ou seja, de outros reatores que já estejam operando em larga escala (PANT e ADHOLEYA, 2007). A adaptação do inóculo é feita principalmente em relação à temperatura de operação do reator e ao substrato utilizado.

pH

No início da biodigestão também deve ser ajustado o pH, podendo ser utilizado bicarbonato de sódio (RIBAS *et al.*, 2009; DOLL e FORESTI, 2010; MOTA *et al.*, 2013), ureia (BONCZ *et al.*, 2012), hidróxido de sódio (BANU *et al.*, 2006), ou ácido clorídrico (PEIXOTO *et al.*, 2012). Mota *et al.* (2013) não realizaram o controle do pH em seu experimento e atribuíram ao pH ácido a inibição da atividade metanogênica no reator. Já nos experimentos de Acharya *et al.* (2008) e Selvamurugan *et al.* (2012), apesar do pH inicial não ter sido ajustado, não foram relatados problemas e o efluente final apresentou pH acima de 7.

Parâmetros de operação e eficiência

Do ponto de vista da aplicação industrial, deseja-se que os micro-organismos sejam capazes não apenas de degradar a matéria orgânica, mas sim de degradar grande quantidade de matéria orgânica em pequena escala de tempo. Ou seja, além de eficiência, busca-se produtividade. Dessa forma, a carga orgânica inicialmente aplicada costuma ser baixa e vai sendo gradativamente aumentada, para que haja a adaptação. É importante que esse processo seja acompanhado. A avaliação do percentual de remoção de DQO permite saber o momento de aumentar a carga orgânica (quando a eficiência está alta) enquanto que o nível de ácidos voláteis pode indicar o bom equilíbrio entre os micro-organismos, pois altos níveis de ácidos voláteis indicam a predominância da fermentação ácida (BANU *et al.*, 2006).

De uma forma geral, a carga orgânica obtida em pesquisas para o tratamento da vinhaça (Tabela 5) está compatível com a encontrada para o tratamento de outros resíduos (Espanha-Gamboa *et al.*, 2011). Para o tratamento de todo o volume de vinhaça de uma usina, é possível que seja interessante trabalhar com eficiências de remoção menores, diminuindo o tempo de retenção hidráulica. Caso contrário, seria necessário o investimento na construção de reatores muito grande. Além disso, é interessante integrar a biodigestão anaeróbia a outras etapas de tratamento, como a secagem de levedura.

Ribas *et al.* (2009) alertaram que, quando o reator não é contínuo, a carga orgânica bruta aplicada para o efluente, e não apenas para sua carga orgânica volumétrica (COV), deve ser avaliada. Os autores observaram queda de remoção de DQO quando a COV foi mantida fixa e variou-se a carga orgânica inicial e o tempo de residência. Com a queda de eficiência, o nível de ácidos voláteis totais aumentou, confirmando o desequilíbrio do sistema. Ao contrário dos ácidos voláteis, a alcalinidade (bicarbonato) teve queda nesse momento. Para

prevenir o colapso do processo, a carga orgânica volumétrica foi reduzida e a eficiência do sistema foi aos poucos sendo reestabelecida.

Partida (*start-up*) e estabilidade do reator

Na fase de adaptação é comum adicionar nutrientes no reator, como pode ser verificado nos mais diversos experimentos (RIBAS *et al.*, 2009; DOLL e FORESTI, 2010; BONCZ *et al.*, 2012; PEIXOTO *et al.*, 2012). Além disso, para favorecer a adaptação, o substrato pode ser enriquecido com compostos orgânicos de fácil assimilação pelos micro-organismos ou até substituído por uma solução sintética (DOLL e FORESTI, 2010).

As populações de bactérias no biodigestor são interdependentes e simbióticas, podendo o desequilíbrio em qualquer uma das espécies comprometer todo o sistema. A vinhaça contém compostos fenólicos (ácidos tânico e úmicos), metais pesados, e altos níveis de sulfatos e potássio, que são tóxicos às bactérias e, por isso, inibem a digestão (WILKIE *et al.* 2000). Por definição, pode ser considerada um inibidor qualquer substância que cause variações indesejadas na população microbiana ou inibição ao crescimento bacteriano (CHEN *et al.*, 2008; ESPAÑA-GAMBOA *et al.*, 2011; SILES *et al.*, 2011).

Muitas pesquisas têm sido realizadas para identificar os mecanismos de inibição, bem como para controlar esses fatores. Chen *et al.* (2008) apresentaram uma ampla revisão a respeito. No entanto, devido à diferença entre os tipos de inóculos utilizados, a composição do efluente e as condições experimentais aplicadas, os resultados encontrados na literatura variam bastante. A complexidade do processo de digestão anaeróbia também é apontada como motivo para os resultados divergentes, pois mecanismos como sinergismo, antagonismo, aclimação e complexação podem afetar significativamente o processo (ESPAÑA-GAMBOA *et al.*, 2011).

Sharma e Singh (2001), estudando a suplementação com macro e micronutrientes, concluíram que a adição de Ca e P foram responsáveis pela diminuição da produção de gás e da eficiência de remoção de DQO, enquanto a adição de sais de ferro, níquel e cobalto foi capaz de favorecer o processo, nas condições avaliadas. Mais estudos a respeito dos agentes que inibem e dos que favorecem o processo da biodigestão da vinhaça proveniente da cana-de-açúcar poderiam trazer amadurecimento a essa tecnologia.

Apesar dos esforços já realizados, ainda existem lacunas do ponto de vista técnico, devido a falta de segurança da boa operação de plantas industriais de biodigestão com vinhaça, garantindo operação sem colapso do sistema. O motivo para não haver investimento

nessa área pode passar por razões políticas e econômicas. Ainda assim, alguns autores revelam os benefícios que poderiam ser gerados com a produção do biogás. Salomon e Lora (2009) estimaram o potencial como sendo de mais de 2,5 bilhões de m³ de biogás a cada colheita, enquanto Souza *et al.* (2012) estimam uma produção de 9 milhões de m³ de metano. Segundo seus dados, uma usina que processa 8000 t de cana por dia poderia produzir biogás suficiente para abastecer uma frota de mais de 150 ônibus. Os autores calculam que toda a frota de ônibus da cidade de São Paulo poderia ser alimentada pelo biogás gerado no estado.

Devido ao seu potencial combustível, o biogás também pode ser aplicado na geração de energia elétrica. Nas estimativas de Moraes *et al.* (2014), com o biogás gerado por uma única usina é possível suprir a demanda de uma cidade de aproximadamente 130 000 habitantes ou substituir cerca de 40% do fornecimento de diesel utilizado nas operações agrícolas e ainda produzir aproximadamente 14 MWh por ano. Também pode ser utilizada a estratégia de queimar o gás nas caldeiras, fazendo com que 12% do bagaço, que seria queimado, fosse disponibilizado para outros usos. A decisão do destino mais apropriado para bagaço e para o biogás gerado na biodigestão deve levar em conta a sazonalidade da produção desses resíduos.

Um fator que merece consideração no momento da escolha da tecnologia para geração de energia elétrica são os níveis de emissão no processo. De acordo com Cortez *et al.* (2007), a taxa de emissão de NOx em turbinas e microturbinas é significativamente menor em comparação a motores de combustão interna. Sendo assim, a vantagem no uso, principalmente de microturbinas, está vinculado ao ganho ambiental proporcionado pelas menores taxas de emissão de poluentes atmosféricos.

Vale a pena reforçar que são apenas estimativas preliminares. Existe pouca disponibilidade de dados para que cálculos mais precisos sejam realizados. Uma grande lacuna, por exemplo, é a produção volumétrica de biogás (ou de metano) que pode ser obtida a partir da biodigestão da matéria orgânica. Grande parte das pesquisas relata apenas as características do sistema (tipo de reator, do efluente DQO), os parâmetros de processo (COV e TRH) e a eficiência do tratamento. Apesar de indicarem que o biogás pode ser utilizado e até mesmo quantificar os componentes do biogás, existem poucas informações sobre a quantidade de biogás efetivamente gerada.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Nesse tópico encontram-se os procedimentos adotados durante a coleta, armazenamento e caracterização de amostras sólidas, líquidas e gasosas. São amostras das fontes de biomassa avaliadas (palma forrageira, vinhaça, resíduos alimentares), da fonte de micro-organismos utilizada para a biodigestão (lodo), amostragens de reatores no momento inicial e final dos experimentos e do biogás gerado.

Doze reatores em escala laboratorial, com capacidade de 2,7 L, foram utilizados para execução de cinco experimentos e um reator de 200 L foi utilizado para biodigestão de resíduos alimentares. A descrição dos reatores, da forma de operação e dos experimentos executados também é detalhada neste tópico.

4.1 Coleta, armazenamento e caracterização de amostras líquidas e sólidas

a) Palma Forrageira

Foram selecionadas para a coleta de palma forrageira as variedades Orelha de Elefante Mexicana e IPA Sertânia, também conhecida como palma baiana. De acordo com Vasconcelos *et al.* (2009) essas variedades são as mais recomendadas para plantio na região por apresentarem resistência à cochonilha do carmim, que se tornou uma praga da palma na região Nordeste do Brasil (Figura 3).

Figura 3- Cládodios de palma forrageira das variedades IPA Sertânia e Orelha de elefante.



A coleta dos cladódios de palma forrageira foi realizada na estação experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA) localizada no município de Caruaru. Os cladódios foram levados para o Laboratório de Energia da Biomassa, no DEN-UFPE, onde foram cortados e triturados sem adição de água, em um liquidificador industrial de alimentos (Camargo) com capacidade de 5 L, para serem utilizados nos experimentos e nas análises físico-químicas (Figura 4). Amostras trituradas foram armazenadas em geladeira a 10°C, por no máximo 48h, para usos posteriores.

Figura 4- Palma forrageira triturada em liquidificador industrial.



b) Vinhaça

Todas as amostras de vinhaça foram coletadas em duas indústrias localizadas do estado de Pernambuco: uma usina alcooleira situada no município de Escada, Zona da Mata Sul do estado, e uma usina sucroalcooleira situada no município de Goiana, Zona da Mata Norte. No momento da coleta foram registrados a localização da indústria e o período de moagem (início, meio ou fim da safra). As amostras foram transportadas para o laboratório de Energia da Biomassa (DEN-UFPE) em recipientes plásticos de 30 L (Figura 5). Alíquotas de 50 mL foram retiradas e armazenadas em geladeira a 10°C para análises posteriores. O restante da amostra foi armazenado em temperatura ambiente, por até 48h, até o momento da montagem dos experimentos.

Figura 5- Recipiente utilizado na coleta e transporte de amostras de vinhaça.



c) Resíduos Alimentares

A coleta de amostras de resíduos alimentares foi realizada com apoio de funcionários da UFPE e do restaurante universitário (RU) do *campus* Recife. Atualmente, os resíduos gerados no restaurante são separados em diversas frações, sendo as principais os resíduos sólidos prediais (plástico, papel, metal, vidro) e os resíduos sólidos orgânicos (peles e gorduras, óleo de fritura, cascas de verduras, sobra dos pratos). A separação e quantificação na fonte são muito importantes para o planejamento e execução de sistemas de aproveitamento de resíduos. Ambas vêm sendo implantadas e aprimoradas pela Prefeitura da Cidade Universitária (PCU-UFPE) através da Coordenação de Prevenção e Gerenciamento de Resíduos e Efluentes (COOPERE).

No presente trabalho, foram coletados como resíduos alimentares do RU a parcela dos resíduos sólidos orgânicos compostos por cascas de verduras e sobra dos pratos, na proporção de $\frac{1}{4}$ e $\frac{3}{4}$, respectivamente. Essa proporção foi determinada previamente pela quantificação de cada uma dessas frações durante um mês e teve o objetivo de garantir que a amostra retirada fosse representativa (Figura 6). Em todas as coletas, os resíduos alimentares foram armazenados em sacos plásticos de 20 L e levados para o Laboratório de Energia da Biomassa (DEN-UFPE).

Figura 6 - Segregação de resíduos alimentares gerados no *campus* Recife da UFPE.



No laboratório, a biomassa foi processada em um triturador de pia sem adição de água. Durante algumas coletas, o triturador de pia não estava disponível então a biomassa foi processada com adição de água em liquidificador industrial de alimentos (Camargo) com capacidade de 5 L. Será descrita a proporção de água e utilizada para cada tipo de resíduo e ensaio (Tabela 6). Após a trituração e homogeneização, a biomassa foi separada em sacolas individuais, cada uma contendo 2 kg de biomassa, e todas as sacolas foram congeladas em freezer horizontal por até 30 dias.

d) Lodo (inóculo)

Como fonte de micro-organismos para a biodigestão foi utilizado lodo proveniente de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente (RAFA) das Estações de Tratamento de Efluentes (ETE), da Mangueira e de Dancing Days, ambas localizadas no município de Recife. As coletas foram realizadas diretamente nas tubulações de descarga do lodo, em baldes de 20 L com tampa (Figura 7).

Figura 7 - Coleta de lodo em Estação de Tratamento de Efluentes.

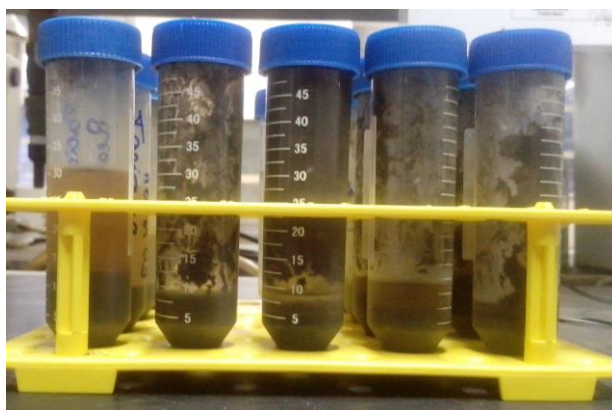


O material coletado foi levado para o Laboratório de Energia da Biomassa (DEN-UFPE), tendo sido armazenado em temperatura ambiente até o momento da montagem dos experimentos. O período de armazenamento do lodo foi de até seis meses e variou de acordo com a montagem de cada um dos experimentos.

e) Amostragem de reatores

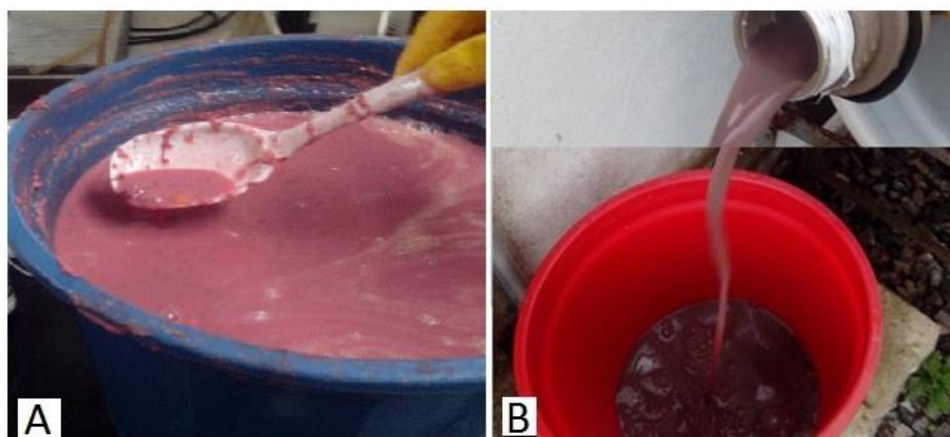
No momento da montagem dos experimentos foram coletadas amostras iniciais dos reatores, que consistiam na mistura de biomassa (vinhaça, resíduos alimentares ou palma forrageira), inóculo (lodo) e água. Ao final dos experimentos foram coletadas novas amostras do reator (mistura de biomassa biodigerida e lodo utilizado como inóculo). A amostragem foi realizada em frascos com capacidade para 50 mL, que foram submergidos no conteúdo do reator logo após sua agitação (Figura 8).

Figura 8 - Amostragem inicial e final dos reatores em escala piloto.



O reator em escala piloto foi operado de forma semi-contínua e por isso teve amostragem de cada fração de massa adicionada e retirada, que consistiram em amostras de resíduos alimentares, lodo e biomassa digerida (Figura 9). Todas as amostras foram armazenadas em geladeira a 10°C para posterior caracterização físico-química.

Figura 9 - Amostra inicial (A) e final (B) de reator para biodigestão de resíduos alimentares em escala piloto.



A caracterização de amostras de biomassa consistiu em análises de pH, umidade, sólidos totais, sólidos voláteis, cinzas e demanda química de oxigênio (DQO).

a) pH

Todas as análises de pH foram realizadas em pHmetro digital de bancada (Figura 10), com prévia homogeneização das amostras e sem o emprego de qualquer técnica de preparo, como decantação, extração ou diluição. As amostras foram analisadas em triplicata, seguindo os procedimentos do aparelho.

Figura 10 - pHmetro digital.



b) Sólidos totais e sólidos voláteis

Determinações de umidade, sólidos totais, sólidos voláteis e cinzas foram realizadas de acordo com métodos do Laboratório Nacional de Energia Renovável dos EUA (National Renewable Energy Laboratory - NREL). Para determinação de umidade e sólidos totais, amostras de 5 g de biomassa foram secas em estufa a 105°C por 24 h (SLUITER *et al.*, 2008a). Para determinação de sólidos voláteis e cinzas, a calcinação foi realizada em mufla durante 30 minutos a 300°C, seguida por mais 180 minutos a 600°C (SLUITER *et al.*, 2008b). Os resultados foram apresentados em g.Kg⁻¹ em relação a matéria fresca (MF). O teor de sólidos totais (ST) é frequentemente apresentado em valores percentuais e a conversão pode ser realizada de acordo com a Eq. 1.

$$\text{Eq.} \quad ST_{(\%) } = ST_{(g.kg^{-1})} \div 10 \quad (1)$$

Os sólidos voláteis (SV) também foram apresentados em matéria fresca (MF). Utilizando o valor de sólidos totais e a Eq. 2 é possível converter os resultados para valores percentuais em matéria seca (MS).

$$\text{Eq.} \quad SV_{(\%) \text{ em MS}} = SV_{(g.kg^{-1}) \text{ em MF}} \times 100 \div ST_{(g.kg)^{-1} \text{ em MF}} \quad (2)$$

c) DQO

As análises de DQO seguiram o método de refluxo fechado e titulometria descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), com adaptação do método de diluição das amostras. Esta diluição é necessária para substâncias com DQO acima de 600 mg.L⁻¹. A maior parte da biomassa apresentou consistência pastosa e alta DQO. Como a diluição foi necessária e, considerando a dificuldade de medir com precisão o volume de amostras pastosas, as diluições foram realizadas pesando determinada alíquota da biomassa e transferindo-a para um balão volumétrico, a fim de aferir o volume final.

A amostra diluída apresentou consistência semelhante à de esgotos com alto teor de sólidos sedimentáveis e a análise pôde ser feita seguindo a metodologia, tomando apenas o cuidado de homogeneizar bem as amostras diluídas antes de fazer as medidas de volume para análise. A necessidade de adaptação metodológica para análise de DQO de resíduos orgânicos foi comentada por Raposo *et al.* (2011), que ressaltaram ainda a importância desse parâmetro para o acompanhamento de reatores. Outros autores realizam o fracionamento da amostra antes da análise, quantificando a DQO total, conforme metodologia já citada, e a DQO solúvel, que consiste na DQO da amostra filtrada em membrana de 0,45 µm (SANCHÉZ *et al.* 2016). Dessa forma, a DQO solúvel é menor que a DQO total. Na presente pesquisa não houve o fracionamento das amostras.

4.2 Coleta, armazenamento e caracterização de amostras de biogás

O biogás gerado em reatores de escala laboratorial foi acumulado no próprio reator até o momento de quantificação e análise, realizadas diretamente na saída do reator. O biogás gerado no reator em escala piloto foi armazenado fora do reator, em colchão de ar com capacidade aproximada de 0,3 m³. Para análises laboratoriais, foi realizada coleta do biogás

através da transferência para colchões de menor capacidade, em torno de $0,01 \text{ m}^3$, com o auxílio de válvulas instaladas para este fim. Para esse tipo de amostra, as análises foram realizadas no máximo 24h após o armazenamento e coleta, para evitar perda de qualidade do biogás devido a vazamentos.

A caracterização de amostras de biogás foi realizada através de teste qualitativo ou por análise quantitativa, ambos com o objetivo de detectar a presença de metano. A análise da qualidade do biogás através do teste qualitativo ou quantitativo foi realizada de acordo com a disponibilidade de equipamentos durante os ensaios experimentais, tendo-se a preferência pela análise quantitativa.

a) Teste qualitativo

Realizado pelo teste da chama, consistiu na verificação da capacidade de queima do biogás através da ignição com um isqueiro. Resultado positivo foi caracterizado pela presença de chama azul ou transparente, confirmando a presença de metano no biogás, apesar de não ser possível identificar sua concentração (Figura 11). Resultado negativo foi atribuído a amostras que não demonstraram potencial de queima, não sendo possível, dessa forma, confirmar a presença de metano. O resultado negativo não significa necessariamente ausência de metano no biogás, e sim que, caso presente, encontra-se em pequenas quantidades.

Figura 11- Chama azul obtida através da queima do biogás, indicando resultado positivo para o teste qualitativo.

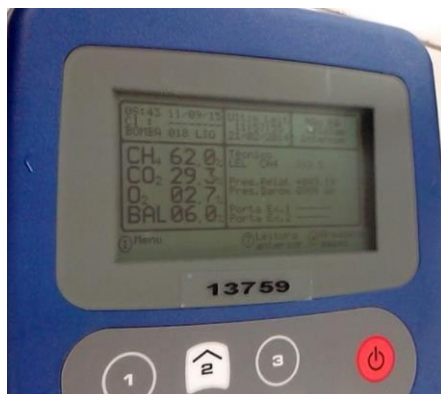


b) Análise quantitativa

Realizada pela determinação do percentual dos gases CH_4 , CO_2 e O_2 através do equipamento GEM 2000 (Figura 12), no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Engenharia Química (DEQ-UFPE). A frequência das análises qualitativas do biogás dependeu

da disponibilidade do equipamento e para os experimentos em escala laboratorial dependeu também da quantidade de biogás gerada nos reatores.

Figura 12 - Display do equipamento GEM 2000, utilizado para análise quantitativa do biogás.



Com o auxílio de mangueiras de silicone, foi possível acoplar o canal de entrada de biogás no equipamento GEM 2000 diretamente à válvula de saída de biogás dos reatores em escala laboratorial. O mesmo tipo de válvula foi instalado nos colchões de ar para coleta e transporte de amostras de biogás do reator piloto, o que permitiu seguir o mesmo procedimento de análise para todos os reatores. O fluxo inicial de biogás era responsável por expulsar o ar atmosférico contido no interior da mangueira no momento do acoplamento. Nos reatores de bancada, essa análise só foi realizada quando eles se encontravam com pressão relativa acima de $0,2 \text{ kgf.cm}^{-2}$, o suficiente para garantir a remoção do ar atmosférico contido na mangueira antes da leitura do biogás. Abaixo desse valor corria-se o risco de a pressão no interior do reator se igualar à pressão atmosférica antes da leitura. A partir deste momento, a sucção de biogás pelo equipamento gera vácuo no reator e ao invés de analisar o biogás contido em seu espaço livre, ocorre a sucção de biogás dissolvido na biomassa, ocasionando distorções nos resultados.

4.3 Descrição dos reatores em escala laboratorial

Cada reator foi composto por frasco de vidro de 2,7 L, com tampa de borracha confeccionada sob medida, e contendo uma abertura. Nesta abertura foi instalada válvula para controle de saída de gás e manômetro de 1 kgf.cm^{-2} , com escala de $0,02 \text{ kgf.cm}^{-2}$, para medição da pressão interna (Figura 13). Esse reator foi montado e utilizado anteriormente para estudos desenvolvidos por Medeiros *et al.* (2013a).

Figura 13 - Reator de bancada para experimentos de biodigestão anaeróbia.



Seu princípio de funcionamento consiste na adição de biomassa, de acordo com as condições estabelecidas no planejamento experimental, vedação do reator e acompanhamento da produção de biogás ao longo do período de incubação. É um reator operado por bateladas e que não permite a realização de análises da biomassa ao decorrer do experimento.

a) Vedação e verificação de vazamentos

Após adição da biomassa a ser digerida, cada reator foi fechado com auxílio de presilha metálica. Logo em seguida foi verificada a ocorrência de possíveis vazamentos. Com o objetivo de melhorar a vedação, pode-se utilizar veda rosca e cola de silicone entre a tampa e o recipiente de vidro. Este procedimento foi adotado em apenas um dos cinco experimentos realizados e tem o inconveniente de ser necessária a secagem do silicone antes da verificação de vazamentos.

A verificação consistiu em aplicar pressão de $0,3 \text{ kgf.cm}^{-2}$, mergulhar os reatores em balde com água, de forma a cobrir sua tampa, e observar durante um minuto se havia a liberação de bolhas de ar provenientes do reator. Transcorrido o tempo de observação, foi verificado também se houve diminuição da pressão indicada pelo monômetro. Não sendo identificado qualquer vazamento, o ar contido no interior do reator foi succionado por bomba à vácuo. Em caso de vazamento identificado, o reator foi aberto e o procedimento de vedação

realizado novamente, corrigindo as falhas encontradas. Em alguns casos, componentes com falhas foram substituídos.

b) Quantificação de biogás

Durante o período de incubação, a produção de biogás foi monitorada através da aferição da pressão interna do reator. A cada aferição, o gás contido no reator foi liberado para evitar que a alta pressão dentro do recipiente comprometesse a vedação do reator. No momento de alívio da pressão interna do reator, foram realizadas as análises de qualidade do biogás, descritas no item 4.2.

A conversão da pressão de biogás no interior dos reatores para volume de biogás produzido durante a biodigestão considerou o comportamento do biogás próximo ao ideal (CAETANO, 1985) e fez uso da equação de Clapeyron (equação geral dos gases perfeitos).

Eq.
$$\frac{V_0 P_0}{T_0} = \frac{V_1 P_1}{T_1} \quad (3)$$

Onde: V_0 = volume de biogás nas CNTP, em L;

P_0 = pressão atmosférica = 1 atm;

T_0 = temperatura nas CNTP = 273,15 K;

V_1 = volume do reator destinado para o biogás (*headspace*), em L;

P_1 = pressão do biogás no reator, em atm;

T_1 = temperatura do biogás no reator = temperatura da incubadora BOD, em K.

O biogás gerado através da biodigestão encontra-se saturado de vapor de água e a correção para volume de biogás seco foi realizada conforme equações propostas por Buck (1981), através da pressão parcial de vapor de água na atmosfera (P_w), resultando no volume de biogás seco em condições normais de temperatura e pressão (V_N).

Eq.
$$V_N = V_1 \left(1 - \frac{P_w}{P_{atm}} \right) \quad (4)$$

Neste caso, P_{atm} é dada em kPa, mesma unidade de P_w , calculado a partir da temperatura do biogás no reator, em °C.

Eq.
$$P_w = 0,61121 \times e^{\frac{17,502 \times T}{240,97 + T}} \quad (5)$$

O uso de vácuo no início do experimento implicou na necessidade de atingir a pressão atmosférica no reator antes de iniciar o monitoramento da sua pressão relativa. Durante este período não foi possível avaliar o comportamento da geração de biogás nos reatores.

c) Reator controle

O uso de reator controle, no qual houve incubação apenas de inóculo e água, foi realizado a fim de verificar se o biogás gerado foi proveniente apenas da degradação da biomassa ou também da biomassa orgânica residual do inóculo. Não foi realizado para todos os experimentos, tendo sido avaliado uma única vez para cada amostra de lodo proveniente de uma ETE diferente.

d) Reator branco

O uso de branco nos experimentos consistiu na incubação de reatores apenas com a biomassa a ser digerida. Foi realizado a fim de verificar se havia geração de biogás mesmo sem a adição de inóculo.

e) Desvio padrão

Os reatores foram montados em triplicata a fim de calcular o desvio padrão dos resultados obtidos para a quantificação do biogás. No entanto, nem sempre os experimentos foram finalizados em triplicata devido à perda de reatores, por vazamento não controlado ou quebra do recipiente de vidro ocasionada pela alta pressão interna. Nestes casos, todos os dados referentes aos reatores perdidos foram desconsiderados e a análise dos resultados foi realizada considerando-se apenas os reatores restantes. As demais análises foram realizadas sempre em triplicata: pH, sólidos totais, sólidos voláteis e DQO.

4.4 Ensaios de biodigestão anaeróbia em escala laboratorial

No total foram realizados cinco experimentos de biodigestão em escala laboratorial, diferenciando-se por: tipo de biomassa utilizada; quantidade de biomassa e inóculo; volume de espaço livre para acúmulo de biogás no reator (*headspace*); adição de água; neutralização

do pH inicial; número de repetições; uso de reator controle e/ou branco; coleta de amostras; análises realizadas; e tempo de monitoramento. A Tabela 6 reúne as principais características de cada um dos experimentos e os tópicos seguintes trazem a descrição de cada um deles.

Tabela 6 - Principais características dos experimentos de biodigestão anaeróbia, realizados em escala laboratorial.

Biomassa		Lodo		Água	Headspace ^{*1}	N ^{*2}	Tempo
Tipo	Quant.	ETE	Quant. (g)	(mL)	(mL)		(dias)
Palma ^{A, D}	400 g	DD	500	150	1700	2	85
Vinhaça ^{A,B,C,D}	550 mL	DD	500	0	1700	2	130
Vinhaça	50 mL	Mang	500	250	1900	3	46
RA ^D	100 g	DD	600	100	1900	3	136
RA ^B	100 g ^{*3}	Mang	600	100	1900	6	155

RA = Resíduos Alimentares;

ETE = Estação de Tratamento de Efluentes

^{*1}Headspace = espaço livre para acúmulo de biogás no reator; ^{*2}Número de repetições uteis, ou seja, a quantidade de reatores que foram monitorados até o fim do experimento para cada tratamento utilizado;

^{*3}Resíduo alimentar triturado com adição de água, na proporção de 2:1;

^ApH inicial dos reatores foi neutralizados com NaOH; ^BForam incubados reatores controle, que consistiram em reatores apenas com inóculo; ^CForam incubados reatores branco, que consistiram em reatores apenas com biomassa; ^DForam coletadas amostras dos reatores antes e após a biodigestão

4.4.1 Palma forrageira

A biodigestão da palma forrageira foi estudada através de experimento em escala laboratorial. Foram utilizadas duas variedades, Orelha de Elefante e IPA Sertânia, tendo sido montados dois reatores para cada variedade, totalizando quatro reatores.

Na montagem de cada reator foram adicionados 400 g de palma *in natura* triturada, 500 g de lodo proveniente da ETE Dancing Days e 150 mL de água destilada, totalizando 1000 mL depois da retirada de 50 g de amostra para análises. O pH inicial dos reatores foi neutralizado para 7,0 com NaOH e, após vedação, foram incubados em BOD à temperatura de 35°C, com teor de sólidos iniciais em torno de 8,5%. Neste experimento não foram utilizados reatores do tipo branco ou controle, mas foram coletadas amostras no início e no fim do experimento para quantificação dos teores de sólidos totais, sólidos voláteis, DQO e pH. O período de incubação e monitoramento foi de 85 dias e a caracterização do biogás foi realizada unicamente pelo teste qualitativo, descrito no item 4.2.

4.4.2 Vinhaça

A biodigestão de vinhaça foi estudada através de dois experimentos em escala laboratorial. No primeiro experimento foi avaliada a influência da temperatura, tendo sido testadas as faixas de temperatura ambiente ($\sim 25^{\circ}\text{C}$) e mesofílica (35°C) e no segundo experimento foi feita uma comparação entre duas unidades industriais.

4.4.2.1 Biodigestão de vinhaça: temperatura ambiente versus temperatura mesofílica

Amostra de vinhaça foi coletada em usina alcooleira, situada no município de Escada, Zona da Mata Sul de Pernambuco. Foram montados dois reatores para cada faixa de temperatura avaliada, totalizando quatro reatores. Os dois operados na faixa mesofílica foram incubados em BOD a 35°C enquanto os outros dois foram deixados fora da incubadora BOD, sujeitos as variações de temperatura do meio. Como o ensaio foi realizado na cidade de Recife, com temperatura média de 25°C e baixa amplitude térmica, este foi o valor considerado para os cálculos de produção de biogás.

Na montagem de cada reator foram adicionados 550 mL de vinhaça *in natura* e 500 g de lodo proveniente da ETE Dancing Days, totalizando 1000 mL depois da retirada de 50 g de amostra para análises. Ao ser misturado com a vinhaça, o lodo decanta em poucos segundos, podendo levar a coleta de amostra com menor teor de sólidos, ocasionando falha em coletar uma amostra homogênea e representativa do reator. Também foram incubados a 35°C reatores branco e controle, ambos em triplicata. O branco foi montado com apenas 500 mL de vinhaça e o controle com 500 g de lodo e 500 mL de água. Todos os reatores tiveram o pH inicial neutralizado com NaOH, baixo teor de sólidos totais (2,1%) e retirada de amostras para caracterização quanto aos teores de sólidos totais, sólidos voláteis, DQO e pH, no tempo inicial e final do experimento. O período de incubação e monitoramento foi de 130 dias e a caracterização do biogás foi realizada unicamente pelo teste qualitativo descrito no item 4.2.

4.4.2.2 Biodigestão de vinhaça: comparação entre duas unidades industriais

Neste ensaio, foi montado um experimento com amostra de vinhaça proveniente de usina sucroalcooleira, coletada no município de Goiana, localizada na Zona da Mata Norte de Pernambuco, e lodo da ETE Mangueira. Os resultados foram comparados com experimento realizado anteriormente com amostra de vinhaça proveniente de usina alcooleira, coletada no

município de Escada, Zona da Mata Sul de PE, e lodo da ETE Dancing Days. Os dois ensaios não foram operados sob as mesmas condições, tendo sido alterados a quantidade de vinhaça utilizada e o tempo de monitoramento da biodigestão.

Nesse experimento, a proporção entre o inóculo e a vinhaça foi determinada de acordo com trabalhos anteriores (SANTOS *et al.*, 2014) e teve como objetivo a obtenção de pH inicial entre 6,5 e 7,5, eliminando a necessidade de neutralização por adição de NaOH. Foram montados três reatores, cada um com 50 mL de vinhaça *in natura*, 500 g de lodo proveniente da ETE Mangueira e 250 mL de água, totalizando 800 mL. Não foram incubados reatores branco ou controle e também não foram coletadas amostras no início e fim do experimento, tendo sido caracterizadas apenas as amostras de lodo e vinhaça *in natura*. Os reatores foram incubados à temperatura de 35°C, monitorados por um período de 46 dias e o biogás gerado foi avaliado tanto pelo teste qualitativo quanto pela análise quantitativa.

Por volta da metade do tempo de monitoramento (após 24 dias) foi realizada a realimentação do reator, que consistiu na adição de 50 mL de vinhaça. Por esse motivo, os reatores foram abertos e após o fechamento foi necessário realizar novamente a vedação e verificação de vazamentos, de acordo com procedimento descrito no item 4.3.1.

4.4.3 Resíduos alimentares

Dois experimentos em escala laboratorial foram montados para estudo da biodigestão de resíduos alimentares. No primeiro, foram avaliados os efeitos de um pré-tratamento térmico sobre o comportamento do processo e no segundo experimento foi avaliado o potencial de aproveitamento energético de uma fração dos resíduos gerados no restaurante universitário da UFPE.

4.4.3.1 Biodigestão de resíduos alimentares: Influência de pré-tratamento térmico

A amostra de resíduos alimentares (RA) utilizada nesse experimento foi diluída com água destilada, na proporção de 1:1. Com uma fração dessa amostra, foi realizado pré-tratamento térmico que consistiu em acondicionar a amostra em frascos Erlenmeyer e autoclavar a 121°C por 30 minutos. A boca dos frascos foi vedada com o auxílio de papel alumínio e fita crepe para impedir perda de conteúdo para o meio. Ao fim do tratamento térmico, o resíduo foi resfriado e utilizado no experimento de biodigestão.

Foram montados três reatores para cada RA avaliado: o pré-tratado e o não pré-tratado, a partir de agora denominados de RA tratado e RA bruto, respectivamente. Na montagem de cada reator foram adicionados 200 g de resíduos alimentares (diluídos) e 600 g de lodo proveniente da ETE Dancing Days, totalizando 800 mL. Esta proporção foi utilizada a fim de obter pH inicial neutro sem a adição de qualquer reagente químico. Os seis reatores foram incubados em BOD a 35°C, com teor de sólidos iniciais em torno de 12% e não foram utilizados reatores branco ou controle.

Amostras para análises de sólidos totais, sólidos voláteis, DQO e pH foram coletadas apenas no fim do experimento e foram comparadas com valores iniciais estimados. O experimento foi monitorado durante 136 dias e, neste período, foi realizada caracterização do biogás tanto pelo teste qualitativo quanto pela análise quantitativa, descritos no item 4.2.2.

4.4.3.2 Biodigestão de resíduos alimentares: Potencial de produção de biogás a partir de resíduos coletados no restaurante universitário (RU) da UFPE

Nesse ensaio, as mesmas condições de montagem e operação foram aplicadas a seis reatores. Em cada reator foram adicionados 100 g de resíduos alimentares, 100 mL de água destilada e 600 g de lodo proveniente da ETE Mangueira, totalizando 800 mL. A proporção entre inóculo e biomassa foi utilizada a fim de obter pH inicial neutro sem a adição de qualquer reagente químico. Os reatores foram incubados em BOD à 35°C, juntamente com reatores controle, contendo 50 g de lodo e 500 mL de água. Não foram utilizados reatores como branco.

Amostras para análises de pH, sólidos totais, sólidos voláteis e DQO foram coletadas apenas no fim do experimento e foram comparadas com valores iniciais calculados à partir da caracterização do lodo e dos resíduos alimentares. O experimento foi monitorado por um período de 155 dias e a caracterização do biogás foi realizada unicamente pelo teste qualitativo, descrito no item 4.2.2.

Por volta da metade do tempo de monitoramento (após 85 dias) foi realizada a realimentação do reator, que consistiu na adição de 50 g de RA. Por esse motivo, os reatores foram abertos e após o fechamento foi necessário realizar novamente a vedação e verificação de vazamentos, de acordo com procedimento descrito no item 4.3.1.

4.4.4 Parâmetros de avaliação de resultados

Com os dados da caracterização da biomassa e o volume de biogás gerado, foi calculada a produção de biogás em função da quantidade de matéria orgânica adicionada (em termos de DQO ou sólidos voláteis). Esse resultado também foi apresentado em termos de período de incubação (dias). Nos ensaios que tiveram amostras coletadas antes e após a biodigestão (indicados na Tabela 6), foi verificada a variação entre o pH inicial e final e foram calculadas as eficiências de remoção de DQO e de sólidos voláteis.

4.5 Descrição do reator em escala piloto

A construção desse reator foi feita com: galão de plástico; tubos, conexões e válvulas hidráulicas de 50 mm para entrada e saída de biomassa; conexão metálica para saída do biogás; medidor de vazão de gás (marca LAO, modelo G1); material plástico inflável para armazenamento de biogás com capacidade aproximada de $0,3 \text{ m}^3$; mangueiras e braçadeiras para a passagem do biogás. A construção deste reator foi inspirada em trabalhos anteriores (REIS, 2012; METZ, 2013; NEVES, 2010) e a disposição de seus componentes podem ser visualizadas na Figura 14.

Figura 14 - Reator de 200 L utilizado no experimento de biodigestão de resíduos alimentares.



Seu princípio de funcionamento consistiu nas seguintes etapas: alimentação do reator com biomassa a ser digerida (entrada); retirada da biomassa biodigerida (saída); acompanhamento do medidor de vazão (saída do biogás); coleta de amostras de biogás e da entrada e saída de biomassa. Este reator não possui sistema de agitação nem de controle de temperatura, tendo sido construído para operação na forma semi-contínua.

Adiciona-se a biomassa a ser digerida (RA) na tubulação de alimentação do reator até preenchê-la completamente. Este procedimento foi realizado com auxílio de funil. Ao abrir a válvula de entrada, a biomassa contida na tubulação adentra no reator por ação da gravidade. Retira-se a biomassa digerida na extremidade oposta da alimentação, abrindo-se a válvula de saída. Por ação da gravidade, o líquido contido acima do nível da válvula escoava para fora do reator e, ao mesmo tempo, ar atmosférico entra no reator.

A alimentação foi responsável por provocar, ainda que em baixo nível, turbilhamento e mistura da biomassa contida no interior do reator com o lodo. Desta forma, logo após a alimentação do reator não deve ser realizada a retirada de biomassa digerida, a fim de evitar perda de inóculo (lodo). Para o caso da realização de ambos os procedimentos no mesmo dia (alimentação com RA e retirada de biomassa digerida), recomenda-se que a retirada de material seja realizada antes da alimentação.

O biogás gerado no reator segue para o armazenamento, passando pelo medidor de vazão modelo G1 (marca LAO), que contabiliza esse fluxo. O monitoramento da produção de biogás foi realizado pela anotação periódica dos valores indicados no medidor de vazão. O biogás armazenado pode ser utilizado para análise de composição, testes de conversão de energia ou descartado.

4.6 Ensaio de biodigestão em escala piloto

Para avaliar a operação do processo de biodigestão de resíduos alimentares em maior escala, na qual fenômenos como transferência de calor e massa se tornam mais importantes, foi operado um reator em escala piloto com capacidade de 200 L. No total, o reator foi operado por cerca de um ano, dividido entre o período de partida (*start-up*), com operação em batelada e batelada alimentada, e o período de operação semi-contínua.

A produção de biogás foi quantificada pela aferição do medidor de vazão e sua qualidade avaliada através do teste qualitativo e de análises quantitativas, realizadas de acordo com metodologia descrita no item 4.2.2.

Durante todo o período de operação do reator, a vazão mínima de alimentação foi de 1 kg por semana e a máxima foi de 48 kg por semana. Da mesma forma a frequência de alimentação variou de 1 a 3 vezes por semana. Cada alimentação e retirada de resíduo biodigerido foi pesada e amostras coletadas para análise, totalizando mais de cem amostras, analisadas sempre em triplicata, quanto aos teores de pH, sólidos totais, sólidos voláteis e DQO.

4.6.1 Partida do reator (*Start-up*)

A operação do reator foi iniciada com a adição de 4 L de resíduos alimentares diluídos com água e 42L de inóculo. Para alimentação, realizava-se o descongelamento, diluição e ajuste do pH com NaOH de amostras de resíduos alimentares previamente trituradas e armazenadas em *freezer*. Com o objetivo de propiciar a aclimação do inóculo, após a primeira alimentação com RA, o reator foi monitorado por 45 dias funcionando como um reator em batelada. Após essa fase, deu-se início à alimentação do reator em batelada alimentada, com adição periódica de RA diluído e aumento gradativo da carga orgânica, conforme indicado na Tabela 7.

Tabela 7 - Frequência de alimentação e carga orgânica utilizada durante as fases de *start-up* do reator de 200 L para biodigestão anaeróbia de resíduos alimentares.

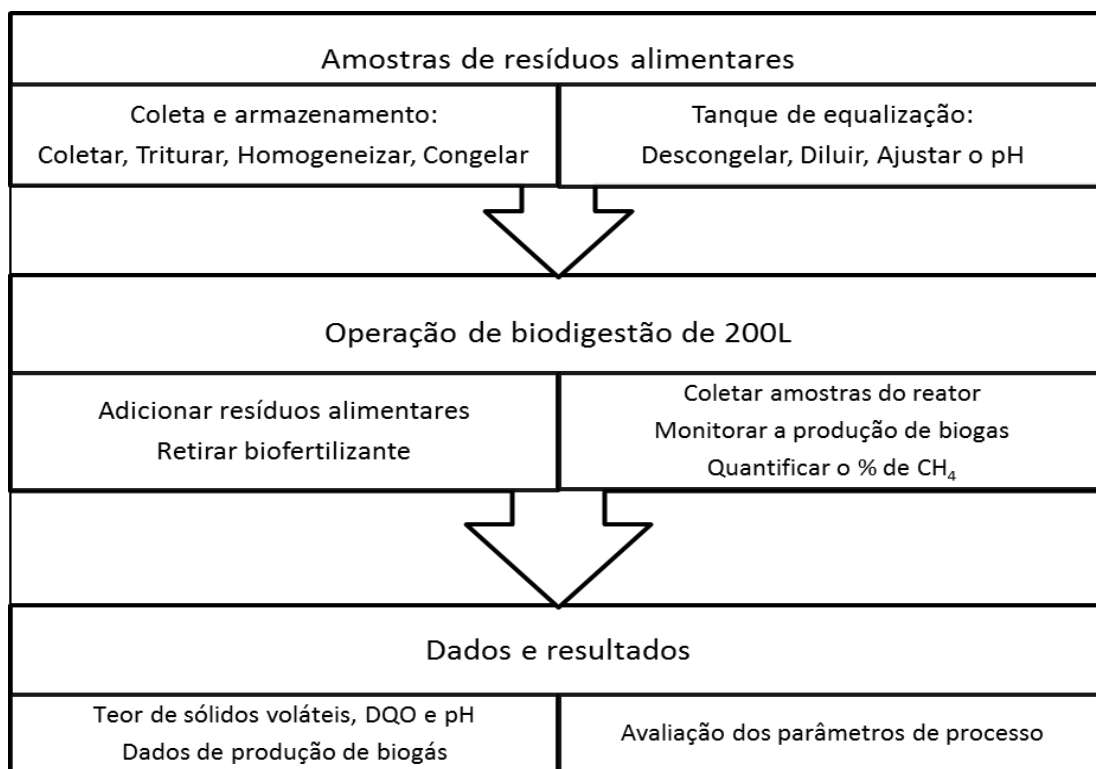
Fase	Período (dias)	Intervalo de tempo (dias)	Frequência de alimentação	Carga orgânica $\text{kg}_{\text{SV}}.\text{dia}^{-1}$	Carga orgânica $\text{kg}_{\text{DQO}}.\text{dia}^{-1}$
I	0 a 45	45	1 única vez	0,0024	0,0021
II	46 a 135	90	1x por semana	0,022	0,021
III	136 a 210	75	2x por semana	0,075	0,072

Além disso, na fase II foi realizado o tratamento térmico dos resíduos alimentares (30 minutos na autoclave a 121°C). Apesar de não aumentar o potencial de produção de biogás, esse tratamento é capaz de promover maior estabilidade no reator (QIAO *et al.*, 2011; CARLSSON *et al.*, 2012; ARIUNBAATAR *et al.*, 2014).

4.6.2 Operação de reator semi-contínuo

Após o preenchimento do volume útil do reator, ele passou a ser operado de forma semi-contínua, quando além da alimentação do reator retirava-se o resíduo biodigerido. Todas as entradas e saídas de biomassa do reator foram pesadas com auxílio de balde e balança portátil. A Figura 15 resume as etapas de operação do reator.

Figura 15 - Esquema de operação do biodigestor de 200 L.



Logo após o início da retirada do material digerido, foi adicionada nova carga de lodo, sendo esta de 8 L, totalizando 50 L de lodo adicionados ao reator, o que representa 25% do seu volume total (200 L). A Tabela 8 sintetiza informações a respeito da frequência de alimentação e carga orgânica durante a operação como reator semi-contínuo.

Tabela 8 - Frequência de alimentação durante as fases operação semi-contínua de reator de 200L para biodigestão anaeróbia de resíduos alimentares.

Fase	Período (dias)	Intervalo de tempo (dias)	Frequência de alimentação com RA	Frequência de retirada de biofertilizante	Carga orgânica $\text{kg}_{\text{SV}} \cdot \text{dia}^{-1}$	Carga orgânica $\text{Kg}_{\text{DQO}} \cdot \text{dia}^{-1}$
IV	211 a 265	55	2x por semana	1 x por mês	0,145	0,141
V	266 a 310	55	2x por semana	2 x por mês	0,110	0,109
VI	311 a 345	35	1 única vez	1 única vez	0,014	0,014
VII	346 a 385	50	3x por semana	4 x por mês	0,810	0,883

Como o volume do reator foi de $0,2 \text{ m}^3$, a carga orgânica volumétrica foi calculada dividindo o valor da carga orgânica por 0,2.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados foram divididos em dois tópicos principais, de acordo com a escala dos reatores utilizados. Além da produção de biogás foram obtidos dados de caracterização da biomassa e das fases inicial e final dos ensaios de biodigestão.

5.1 Experimentos em escala laboratorial

A seguir encontram-se os resultados de biodigestão em escala laboratorial para cada uma das três fontes de biomassa avaliadas.

5.1.1 Biodigestão de palma forrageira: potencial de produção de biogás

O pH das amostras de palma forrageira foi 4,0, sendo um valor inferior à média reportada para as variedades cultivadas na mesma região, que é 4,6 (SANTOS *et al.*, 2016). Esta diferença pode estar relacionada à variedade da planta mas também ao período de coleta das amostras. De acordo com o trabalho de Medeiros *et al.* (2013b), o pH de uma mesma variedade pode variar de 3,9 a 5,2 dependendo do horário da coleta e da estação climática. No presente estudo, as amostras foram coletadas no período seco, justamente o período relatado por propiciar valores mais baixos de pH. Recomenda-se, sempre que possível, coletar as amostras em período chuvoso e no final da tarde quando o pH da biomassa é mais elevado, a fim de diminuir os custos com a neutralização.

As amostras *in natura* de palma forrageira utilizadas na montagem do experimento continham teor de sólidos totais da ordem de 5% (MF), sendo o restante da biomassa constituída por água. O alto percentual de umidade na palma forrageira é um dado conhecido e reforça o intuito de utilizar via química ou biológica para o aproveitamento energético desta biomassa, visto que os processos térmicos não são vantajosos para uma biomassa com percentual de umidade tão elevado (YANG *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2016).

Dos sólidos totais, a maior parte foi quantificada como sólidos voláteis, representando 85% da matéria seca. Apesar de apresentar maior desvio padrão, o resultado das análises de DQO apresentou resultado similar, indicando alto teor de matéria orgânica do material. O alto desvio padrão obtido para a DQO está relacionado às características da palma forrageira que, depois de triturada e diluída em água, apresenta consistência gelatinosa e uma fração

insolúvel, o que impede a coleta de uma alíquota homogênea e representativa. Sánchez *et al.* (2016), analisando amostras de palma cultivadas na Espanha, encontraram valores semelhantes aos dessa pesquisa.

A Tabela 9 resume as características da biomassa de palma forrageira, do lodo e de amostras retiradas dos reatores no início e no fim da biodigestão.

Tabela 9 - Caracterização de amostras de palma forrageira, inóculo e dos reatores no início e fim dos ensaios de biodigestão.

Amostra			pH	Sólidos totais em MF g.kg^{-1}	Sólidos voláteis em MF g.kg^{-1}	DQO em MF g.L^{-1}
Palma	ORE	<i>In natura</i>	$3,99 \pm 0,01$	$60,2 \pm 4,2$	$52,5 \pm 3,8$	$52,2 \pm 10,0$
Palma	IPA	<i>In natura</i>	$4,16 \pm 0,05$	$47,0 \pm 1,3$	$37,8 \pm 1,3$	$42,2 \pm 17,5$
Lodo	ETE	DD	$7,21 \pm 0,04$	$134,8 \pm 3,8$	$43,3 \pm 1,5$	$36,5 \pm 8,2$
Reator	ORE	Início	$7,1 \pm 0,5^*$	$82,8 \pm 2,4$	$39,3 \pm 1,2$	$40,5 \pm 3,5$
Reator	ORE	Fim	$7,9 \pm 0,2$	$43,5 \pm 10,0$	$14,7 \pm 3,4$	$21,0 \pm 4,7$
Reator	IPA	Início	$7,1 \pm 0,4^*$	$86,6 \pm 8,5$	$40,3 \pm 1,1$	$32,5 \pm 1,6$
Reator	IPA	Fim	$7,8 \pm 0,03$	$56,0 \pm 2,2$	$19,1 \pm 1,1$	$29,5 \pm 2,9$

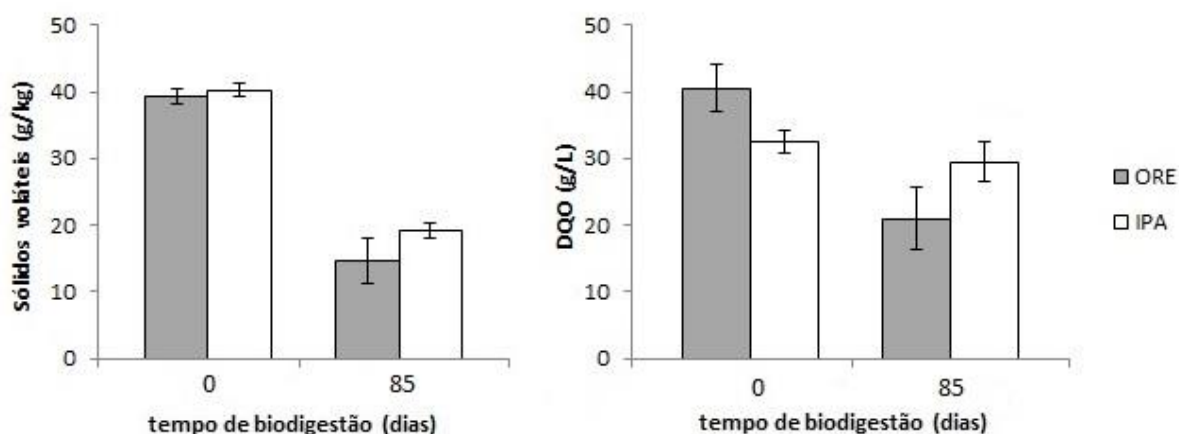
ORE = Orelha de Elefante; IPA = IPA Sertânia; ETE = Estação de Tratamento de Efluentes; DD = Dancing Days; MF= matéria fresca; * após neutralização

A análise do lodo revelou teor de sólidos voláteis em torno de 30% em base seca, bem menor que o da palma (85%). Apesar disso, os dois materiais apresentam semelhante teor de matéria orgânica, em base fresca. Isso acontece porque o teor de sólidos totais do lodo é maior que o da palma. Ainda que possuam teor de matéria orgânica semelhante, são biomassas completamente distintas em sua composição e distribuição de componentes. A fração orgânica do lodo é rica em micro-organismos e seus compostos orgânicos encontram-se na formação da célula e suas estruturas biológicas, enquanto na palma esta fração é organizada principalmente na forma de polímeros, constituídos de açúcares e ácidos orgânicos. O alto teor de material inerte presente no lodo pode ser resultante do acúmulo nos reatores onde as amostras foram coletadas e na palma o teor de material inerte se deve aos nutrientes encontrados na planta e a cristais de oxalato de cálcio presentes em grande quantidade nessa biomassa (SANTOS *et al.*, 2016).

Após misturar palma forrageira, lodo e água, o pH resultante foi baixo ($4,8 \pm 0,1$ e $5,2 \pm 0,2$ para as variedades ORE e IPA, respectivamente) e por esse motivo todos os reatores

foram neutralizados com a adição de NaOH. O valor inicial do experimento foi considerado o pH resultante da neutralização ($7,1 \pm 0,5$ para todos os reatores). Finalizado o experimento, este valor subiu para 7,8, sendo um incremento comum nas etapas finais da biodigestão, quando ocorre o consumo das substâncias ácidas liberadas pela etapa de acidogênese. A análise de DQO e sólidos voláteis revelou redução nesses parâmetros, indicando consumo de matéria orgânica. A eficiência de redução de sólidos voláteis atingiu 62,2% para a variedade ORE e 52,6% para a IPA. Em termos de DQO, foram obtidas reduções de 48,1% para a variedade ORE e apenas 9,3% para a variedade IPA (Figura 16).

Figura 16 - Teor de DQO e de sólidos voláteis nos momentos iniciais e finais da biodigestão de palma forrageira a 35°C.



ORE= variedade Orelha de Elefante; IPA= variedade IPA Sertânia

Enquanto as análises de sólidos voláteis indicaram eficiência de remoção acima de 50% para ambas as variedades, as análises de DQO indicaram eficiência inferior a 50%, especialmente para a variedade orelha de elefante. Essa discrepância pode estar associada a imprecisões analíticas na análise de DQO. Nenhum dos parâmetros, isoladamente, é capaz de avaliar integralmente o processo de biodigestão e devem ser considerados em conjunto com outros dados, como produção de biogás.

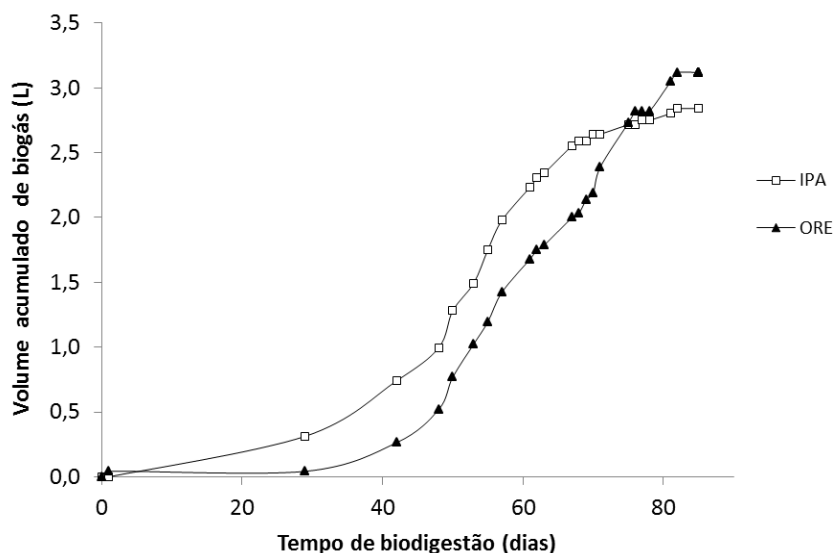
Houve diferenças entre as variedades, com maior redução de matéria orgânica, tanto em termos de DQO quanto de sólidos voláteis para a variedade ORE (Figura 16). Sabe-se que diferentes variedades de palma forrageira podem apresentar composição bastante distinta em termos da proporção de seus principais constituintes (SANTOS *et al.*, 2016). Desta forma, é possível que a variedade ORE apresente maior teor de componentes mais facilmente degradados, quando comparada à IPA.

Ao fim do experimento, restando ainda ao menos 40% de matéria orgânica para ser digerida, em um primeiro momento é possível concluir que boa parte da biomassa de palma forrageira não foi digerida. No entanto, deve-se observar que o teor de matéria orgânica final do reator se deve à soma da biomassa residual de palma forrageira e da biomassa do lodo, e que foram usadas grandes quantidades de lodo. De fato, cerca de metade da matéria orgânica inicial contida no reator foi proveniente do lodo.

O aumento de pH e a redução de matéria orgânica são indícios da conversão de matéria orgânica, mas a quantidade de biogás produzido é o parâmetro mais valioso para cálculo de rendimento e conversão do processo. Neste ensaio, só foi possível observar a produção de biogás a partir de 30 dias de incubação dos reatores, devido à realização de vácuo nos reatores. Ensaios BMP realizados por Sánchez *et al.* (2016) tiveram pico máximo de produção logo na primeira semana de incubação, indicando curto período de aclimação dos micro-organismos. As condições experimentais aplicadas no presente experimento podem ser otimizadas a fim de verificar o processo de biodigestão também nas suas fases iniciais, substituindo a aplicação de vácuo pela adição de atmosfera inerte.

A produção total de biogás seco, obtida depois de transcorridos 85 dias de operação dos reatores (Figura 17), foi de 3,1 L de para a variedade Orelha de Elefante (ORE) e 2,8 L para a variedade IPA Sertânia (IPA), considerando as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP).

Figura 17 - Comportamento da geração de biogás na biodigestão de palma forrageira das variedades IPA Sertânia (IPA) e Orelha de Elefante (ORE), realizadas a 35°C em escala de bancada.



Através do teste qualitativo do biogás foi constatado que uma semana após o início de sua produção (por volta de 35 dias de experimento) foi possível observar chama azul ao queimar o biogás, indicando a presença de metano. Esse comportamento se manteve até o fim do experimento, demonstrando a continuidade de produção de biogás rico em metano.

Ao final do experimento foram calculados os parâmetros de eficiência dos ensaios de biodigestão de palma forrageira, que relacionam a produção de biogás ao tempo e à quantidade de biomassa utilizada, expressa em termos de sólidos voláteis (Tabela 10).

Tabela 10 - Parâmetros de eficiência da biodigestão de palma forrageira, realizada durante 85 dias, a 35°C em escala laboratorial.

VAR	Red. DQO	Red. Sólidos voláteis	Prod. de biogás $\frac{\text{m}^3_{\text{biogás}}}{\text{kgSV}_{\text{palma}}}$	Prod. de biogás $\frac{\text{L}_{\text{biogás}}}{\text{dia.kgSV}_{\text{palma}}}$	V _N L
	%	%			
ORE	48,1	62,6	0,147	1,73	3,1
IPA	9,3	52,6	0,185	2,18	2,8

VAR= Variedade; ORE = Orelha de Elefante; IPA = IPA Sertânia; Red.= Redução; Prod.= Produção; V_N = Volume de biogás seco produzido nas CNTP.

Os resultados obtidos estão bem abaixo dos reportados por OBACH e LEMUS (2006), que reportaram valores de 0,5 m³ de biogás por quilograma de sólidos voláteis. Estudando o potencial da co-digestão de tomate residual (maduro demais) e palma forrageira através de ensaios BMP, Sanchez *et al.* (2016) perceberam que quanto maior a fração de palma no reator menor foi o potencial de produção de biogás. Ainda assim, conseguiram obter quantidade de biogás 50% superior à obtida na presente pesquisa. Deve-se ressaltar que os reatores de 2,7 L utilizados representam escala e condições experimentais diferente das utilizadas nos ensaios BMP estudados pelos outros autores.

Existem poucos trabalhos com dados de biodigestão de palma forrageira para produção de biogás; a maioria deles tem enfoque em seu aproveitamento energético e a partir da fermentação para produção de etanol (KULOYO *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2016; SOUZA FILHO *et al.*, 2017; STINTZING e CARLE, 2005; YANG *et al.*, 2015).

Em um contexto regional, considerando a produtividade média da palma no semiárido pernambucano de 74 t.ha⁻¹ de biomassa fresca (MENEZES *et al.*, 2005), seria possível produzir 560 m³ de biogás por hectare de palma, o equivalente a 448 L de etanol (1 m³ de biogás equivale a 0,8 L de etanol). A cana-de-açúcar, cultivada na zona da mata do estado,

tem produtividade de $52,5 \text{ t.ha}^{-1}$ (CONAB, 2015), o suficiente para produzir quase 4500 L de etanol, através da fermentação do caldo. A proposta de aproveitamento energético da palma forrageira e da cana-de-açúcar apresentam diferenças nas regiões de cultivo, processos industriais, histórico, contexto social e outros fatores que limitam o confronto direto, mas fazendo uma comparação rústica, a palma forrageira apresentaria um potencial energético de apenas 10% do apresentado pela cana-de-açúcar. Caso fosse considerado neste cálculo o potencial energético proveniente do bagaço da cana-de-açúcar, a palma forrageira se mostraria ainda menos competitiva.

5.1.2 Biodigestão de vinhaça: temperatura ambiente *versus* temperatura mesofílica

A vinhaça foi coletada em uma usina alcooleira situada no município de Escada, Zona da Mata Sul de PE, e apresentou pH 3,6. Este valor baixo é considerado um aspecto negativo para a biodigestão, por não ser adequado aos micro-organismos. No entanto, o pH pode ser ajustado com adição de uma base ou os micro-organismos podem ser adaptados para apresentar melhor rendimento em condições ácidas (CHEN *et al.*, 2008).

O teor de sólidos totais da vinhaça foi 1,3%. Este valor está abaixo da média encontrada para usinas indianas, mas dentro dos padrões encontrados para as usinas brasileiras (Tabela 2). Vale ressaltar que não se tratava de uma amostra diluída com águas residuais da unidade e que a usina já se encontrava em final de safra, processando diariamente uma quantidade de cana-de-açúcar menor que o seu potencial, o que pode causar dificuldades operacionais na usina e mudança nas características de seus efluentes. Apesar do baixo teor de sólidos, devido às substâncias presentes, a vinhaça apresentou coloração escura (marrom) e forte odor característico. O teor de sólidos voláteis foi de quase 70% (MS), representando em apenas metade do valor da DQO.

O lodo, coletado na Estação de Tratamento de Efluentes Dancing Days (ETE DD) e utilizado como inóculo, apresentou características bem distintas da vinhaça, com 14% de sólidos totais (MF) e 32% de sólidos voláteis (MS). A Tabela 11 contém os dados de caracterização de vinhaça, lodo e de amostras dos reatores no momento inicial e final da biodigestão.

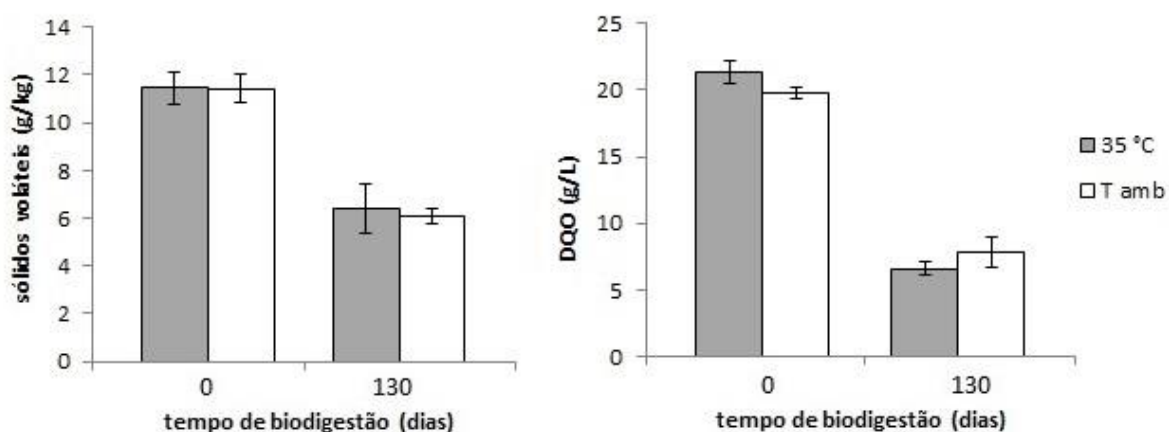
Tabela 11 - Caracterização de amostras de vinhaça, lodo e dos reatores de biodigestão no início e no fim do experimento.

Amostra			pH	Sólidos totais em MF (g.kg ⁻¹)	Sólidos voláteis em MF (g.kg ⁻¹)	DQO em MF (g.L ⁻¹)
Vinhaça	<i>in natura</i>		3,63 ± 0,02	13,4 ± 0,2	9,3 ± 0,2	18,2 ± 0,7
Lodo	ETE	DD	6,92 ± 0,02	137,9 ± 0,6	44,2 ± 0,4	34,0 ± 4,5
Reator	35°C	início	6,99 ± 0,01*	21,6 ± 0,4	11,4 ± 0,7	21,3 ± 0,5
Reator	35°C	Fim	7,8 ± 0,5	19,1 ± 3,5	6,4 ± 1,0	6,6 ± 0,5
Reator	25°C	Início	7,04 ± 0,01*	21,7 ± 0,7	11,4 ± 0,6	19,8 ± 0,4
Reator	25°C	Fim	7,87 ± 0,05	17,0 ± 0,1	6,1 ± 0,3	7,9 ± 1,2

ETE= Estação de Tratamento de Efluentes; DD = Dancing Days;* após neutralização

Após misturar vinhaça e lodo, o pH dos reatores ficou em torno de 5,9 e por isso foi neutralizado com NaOH. Finalizado o experimento, após 130 dias de monitoramento, houve aumento do pH e redução da ordem de 65% dos teores de DQO e 45% de sólidos voláteis (MS). Na Figura 18 é possível observar que as análises de DQO e de sólidos voláteis não apontaram diferença significativa entre as temperaturas avaliadas, indicando eficiência semelhante para ambos os experimentos.

Figura 18 - Teor de DQO e de sólidos voláteis nos momentos iniciais e finais da biodigestão de vinhaça sob duas condições de temperatura.

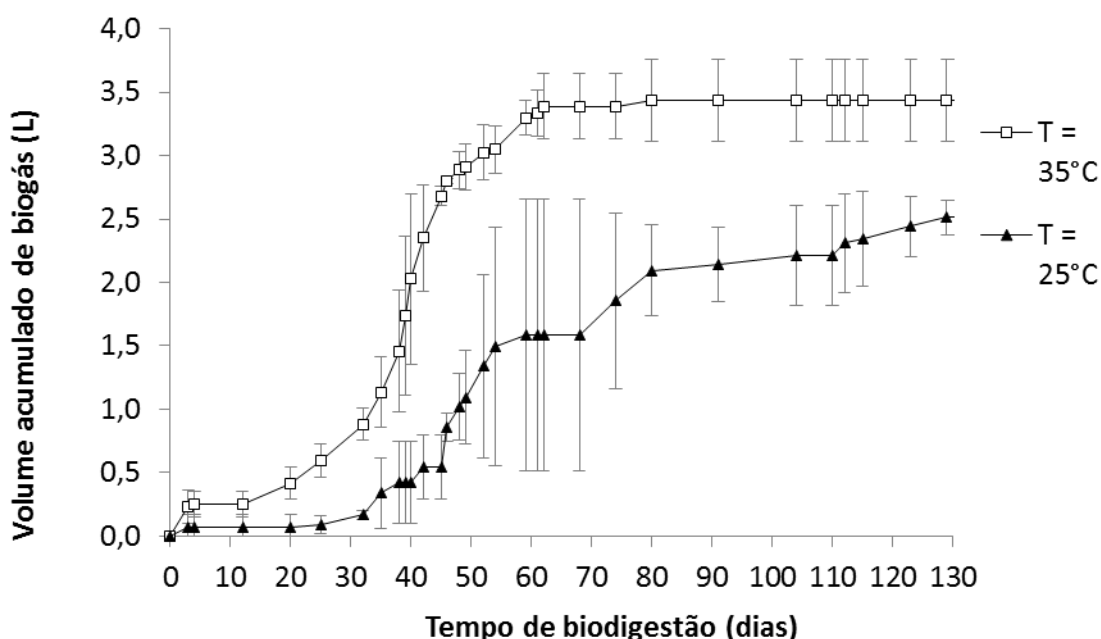


Houve redução nos parâmetros DQO e sólidos voláteis após a biodigestão, no entanto, a eficiência de remoção foi menor do que a alcançada em outras pesquisas, que apontam

valores acima de 80% (DOLL e FORESTI, 2010; MOTA *et al.*, 2013; ONODERA *et al.* 2012; PANT e ADHOLEYA 2007; SELVAMURUGAN *et al.*, 2012). Vale ressaltar que, devido à grande quantidade de lodo utilizada, a análise de amostras do reator não representa diretamente a vinhaça, e sim uma mistura de lodo e vinhaça. Para que a amostragem fosse representativa apenas da vinhaça em sua fase inicial e final (biodigerida) seria necessário separar o lodo antes das análises.

Não foram coletadas amostras no decorrer da biodigestão, mas acredita-se que na metade do período de monitoramento (após 65 dias) a maior parte da matéria orgânica facilmente degradável já havia sido consumida, pois nesse período a produção diária de biogás caiu e a produção acumulada aproximou-se do valor obtido no final do experimento (130 dias), especialmente para os reatores incubados a 35°C (Figura 19).

Figura 19 - Comportamento da biodigestão de vinhaça, em escala de bancada, avaliada em diferentes temperaturas.



Os reatores operados a 35°C apresentaram maior produção de biogás, com resultado 27% superior ao obtido a 25°C, ainda que as análises de DQO e de sólidos voláteis não tenham apontado diferença significativa entre as temperaturas avaliadas. Estudos que objetivem quantificar a queda de produção utilizando temperatura inferior à faixa mesofílica são importantes, pois trazem dados que auxiliam à tomada de decisões em uma indústria. O controle de temperatura representa um custo e é necessário avaliar se proporciona aumento na eficiência suficiente para justificar o investimento. Além disso, o estudo na temperatura mais

baixa permitiu verificar que nessas condições houve maior variabilidade entre as repetições e lentidão na estabilização. Ou seja, por um longo período de tempo foi observada geração de biogás em pequenas quantidades, até o encerramento do ensaio. Segundo Moraes *et al.* (2014) é possível alcançar produtividades mais altas na faixa termofílica (55°C), mas essa condição de temperatura os autores fizeram ressalva para a instabilidade do processo (QDAIS *et al.*, 2010; DOLL e FORESTI, 2010). A análise da produtividade deve estar atrelada, portanto, a outros fatores, como estabilidade, custo, e tempo.

Os reatores incubados apenas com lodo (controle) não produziram quantidade de biogás suficiente para atingir pressão acima da atmosférica e ter seus valores quantificados. O uso de vácuo no início do experimento não permitiu avaliar a geração de biogás a partir da biodigestão do lodo. Nos reatores incubados somente com vinhaça (branco) foi possível detectar grande produção de biogás logo no início do experimento, pois no quarto dia foi quantificada pressão relativa no reator. Isso indica que a vinhaça tem potencial para gerar grandes biogás em poucos dias, mesmo sem o uso de inóculo. O biogás gerado, no entanto, não apresentou resultado positivo para o teste da chama, indicando baixa concentração de metano e também não houve continuidade na produção de biogás durante os dias seguintes.

Os demais reatores avaliados na presente pesquisa demoraram quase 30 dias para que se pudesse observar o início da produção de biogás de forma expressiva. A aplicação de vácuo na fase de montagem do reator fez com que fosse necessário esse intervalo de tempo para atingir a pressão atmosférica e só então fosse observado o aumento de pressão nos reatores. O uso de atmosfera inerte em substituição a bomba à vácuo para retirada do ar seria uma boa alternativa para este experimento, tornando possível o melhor acompanhamento das fases iniciais de produção de biogás.

Caso o experimento fosse encerrado logo após o início da queda na produção diária de biogás, o tempo de residência seria em torno de 60 dias. Outras pesquisas também trabalham com valores dessa ordem, variando de 20 a 60 dias (ACHARYA *et al.*, 2008; BANU *et al.*, 2006; DOLL e FORESTI, 2010; MOTA *et al.*, 2013; RIBAS *et al.*, 2009; SELVAMURUGAN *et al.*, 2012). No entanto, reatores mais modernos conseguem operar com boa produtividade e tempo de residência de apenas algumas horas (PEIXOTO *et al.*, 2012). Períodos menores de biodigestão ocasionariam queda na produção e na eficiência de remoção de matéria orgânica.

Adicionalmente, existe um intervalo de tempo entre o estímulo (oferta de matéria orgânica) e o resultado esperado (produção de biogás), devido à fase de aclimação dos micro-organismos. O uso de micro-organismos adaptados às condições experimentais também

é responsável por favorecer o processo, assim como adição de nutrientes e realização de pré-tratamento da vinhaça, favorecendo a hidrólise de matéria orgânica complexa e melhor disponibilizando seus constituintes, através de moléculas prontamente consumíveis. Essas medidas podem contribuir para a diminuição do tempo de residência.

Através do teste qualitativo do biogás foi constatado que dez dias após o início de sua produção (por volta de 40 dias de experimento) foi possível observar chama azul ao queimar o biogás, indicando a presença de metano. Esse comportamento manteve-se até o fim do experimento, demonstrando estabilidade em produzir biogás rico em metano.

Parâmetros de eficiência dos ensaios de biodigestão de vinhaça, que relacionam a produção de biogás ao tempo e à quantidade de biomassa utilizada, foram calculados para o período final do experimento (130 dias) e para o período de início da queda na produção diária de biogás (65 dias), ambos em termos de sólidos voláteis (Tabela 12).

Tabela 12 - Parâmetros de eficiência da biodigestão de vinhaça, em escala de bancada, avaliada em diferentes temperaturas.

Temp	Red. DQO	Red. Sólidos voláteis	Prod. de biogás $\frac{\text{m}^3_{\text{biogás}}}{\text{kgSV}_{\text{vin}}}$	Prod. de biogás $\frac{\text{L}_{\text{biogás}}}{\text{dia.kgSV}_{\text{vin}}}$	Prod. de biogás L	Tempo de prod. Dias
35°C	n.a.	n.a.	0,696	10,71	3,39	65
25°C	n.a.	n.a.	0,326	5,02	1,59	65
35°C	69,0	44,0	0,704	5,42	3,43	130
25°C	60,3	46,6	0,515	3,96	2,51	130

Temp= Temperatura; Red.= Redução; Prod.= Produção; n.a.= não avaliado

A biodigestão de vinhaça a 35°C resultou em maior produção de biogás, principalmente considerando o período de incubação de 65 dias, resultando em valor semelhante ao apontado por SALOMON e LORA (2009) que foi de 0,71 m³ de biogás por quilograma de sólidos voláteis. A comparação com outras pesquisas é dificultada, pois a maioria exprime seus resultados em função da quantidade de biogás produzida por DQO ou sólidos voláteis removidos. De uma forma geral, os valores obtidos para biodigestão de vinhaça foram superiores a várias outras fontes de biomassa ricas em matéria orgânica, como esterco, batata, resíduo de indústria de leite e de queijo, comida de cachorro e resíduos alimentares, perdendo apenas para a biodigestão de sorvete (CABBAL *et al.*, 2013; LABATUT, *et al.*, 2011).

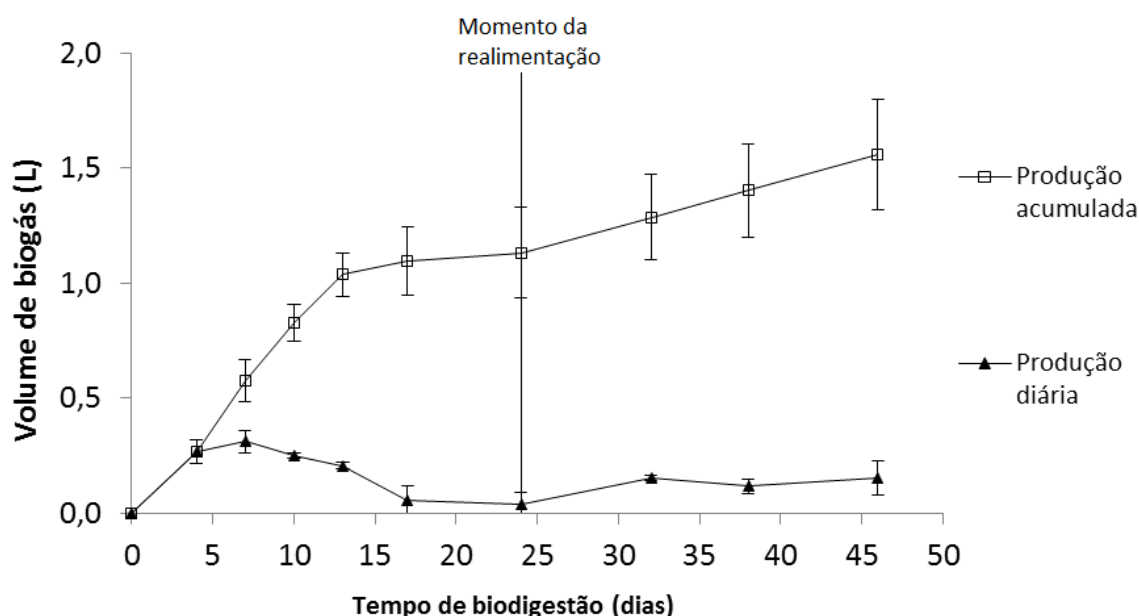
5.1.3 Biodigestão de vinhaça: comparação entre duas unidades industriais

A amostra de vinhaça coletada em usina sucroalcooleira apresentou pH 4,3, 1,7% de sólidos totais, 73% de sólidos voláteis (MS), 12,7 g.Kg⁻¹ de sólidos voláteis (MF) e 48,8 g.L⁻¹ de DQO. Esses valores estão dentro do esperado para amostras provenientes de usinas brasileiras (RIBAS *et al.*, 2009; PEIXOTO *et al.*, 2012; MOTA *et al.*, 2013). Em usinas indianas é comum encontrar DQO acima de 100 g.L⁻¹, o que representa uma grande diferença para a vinhaça gerada no Brasil (16,6 a 51 g.L⁻¹) e, consequentemente, para a amostra utilizada na presente pesquisa. (BANU *et al.*, 2006; ACHARYA *et al.*, 2008; SELVAMURUGAN *et al.*, 2012). Portanto, comparações entre pesquisas realizadas em diferentes regiões devem ser feitas com cautela.

A amostra de lodo apresentou pH 6,8, 21,1% de sólidos totais, 32,2% de sólidos voláteis, 68,1 g.Kg⁻¹ de sólidos voláteis (MF) e 13,9 g.L⁻¹ de DQO. Devido à proporção de lodo e vinhaça utilizada, a maior parte dos sólidos voláteis no início do reator (95%) foi proveniente do lodo, o que dificultaria a percepção de redução no teor de sólidos voláteis devido ao consumo de matéria orgânica proveniente da vinhaça. Assim sendo, não foram realizadas análises de amostras dos reatores no início e no fim do experimento.

O experimento foi operado por 45 dias, e foi dividido em duas fases (Figura 20): antes da realimentação do reator (0 a 24 dias); após a realimentação do reator (25 a 46 dias).

Figura 20 - Comportamento da biodigestão em escala de bancada de amostra de vinhaça coletada em indústria sucroalcooleira.



Na primeira fase, a produção de biogás teve início logo nos primeiros dias de experimento, tendo atingido rapidamente a produção diária máxima, após sete dias de incubação (Figura 20). Em seguida, ocorreu queda gradual na geração de biogás, até o fim da primeira fase (24 dias). Acredita-se que a pequena quantidade de vinhaça utilizada (50 mL de vinhaça para 500 mL de lodo) tendo favorecido a rápida assimilação de matéria orgânica pelos micro-organismos. Neste intervalo, houve um período de nove dias em que a pressão do manômetro foi monitorada, mas a válvula de saída biogás não foi aberta. O objetivo foi acumular maior quantidade de biogás para realizar sua análise quantitativa. Não é possível afirmar se o aumento da pressão interna do reator influenciou na produção de biogás durante esse intervalo.

A produção média acumulada na primeira fase do experimento foi de 1,1 L de biogás seco nas CNTP, com teor médio de metano de 53%. Ou seja, foram produzidos 583 mL de metano a partir de 50 mL de vinhaça, resultando em produtividade de 11,66 litros de metano por litro de vinhaça. A análise do biogás indicou também a presença de 0,8% de O₂, revelando que apesar do reator não estar completamente anaeróbico, continha baixa concentração de oxigênio. A carga orgânica utilizada foi de 3 g_{DQO}.L⁻¹ resultando em produção de 458 mL_{biogás}.g_{DQO}⁻¹, o equivalente a 243 mL_{CH₄}.g_{DQO}⁻¹. Acredita-se que a produção de metano pode ser aumentada com o uso de reatores mais eficientes, pré-tratamento da vinhaça e lodo de melhor qualidade (maior atividade metanogênica).

O percentual de redução de DQO não foi avaliado, mas em experimento realizado por Siles *et al.* (2010), que obteve produção de biogás semelhante (250 mL_{CH₄}.g_{DQO}⁻¹), foi relatada redução de 80% de DQO. Os pesquisadores utilizaram etapas de aclimatação do inóculo (adição de biomassa sintética e aumento gradual da carga orgânica) e lodo granular, que pode ser separado da biomassa digerida com mais facilidade, propiciando a análise química de cada fração isoladamente.

Algumas pesquisas relatam produção de biogás superior, mas utilizaram vinhaça proveniente de outras fontes de biomassa. É o caso do estudo realizado por Jiménez *et al.* (2003), que obtiveram 305 mL_{CH₄}.g_{DQO}⁻¹ à partir de amostras de vinhaça proveniente da beterraba e pré-tratadas pela fermentação com *Penicillium decumbens* (sem o pré-tratamento o resultado foi 35% inferior). Ainda assim, o valor obtido foi menor que a produção teórica de metano, estimada em 350 mL.g_{DQO}⁻¹.

A segunda fase do ensaio teve início após o declínio da produção de biogás. Neste momento, concluiu-se que a fonte de biomassa utilizada poderia já ter sido completamente consumida e por isso foi realizada a realimentação, com nova adição de vinhaça. O pH foi

aferido durante a abertura dos reatores e constatou-se que houve acréscimo de 6,5 para 6,9, durante a fase inicial de biodigestão.

Acrescidos os 50 mL de vinhaça, a produção de biogás reiniciou-se após alguns dias; no entanto, em quantidades menores que as registradas na primeira fase, atingindo 0,4 L de biogás seco e nas CNTP no período. O teste qualitativo foi realizado nesse período e indicou presença de metano. A produção total, somada as duas fases, foi de 1,56 L, o que representou 8,3 litros de metano por litro de vinhaça. Não foi possível afirmar o que levou a duas fases de operação com cinéticas distintas.

A biodigestão é um processo suscetível à interferência de uma série de fatores, dentre eles: temperatura, nutrientes, qualidade da matéria orgânica e do inóculo. Nem sempre os experimentos apresentam reprodutibilidade, sendo difícil identificar exatamente o que levou à falha ou à queda de produção em um sistema. Quando o delineamento experimental é diferente, esta comparação fica ainda mais complicada. Os resultados obtidos nesse experimento foram comparados com os apresentados no item 5.1.2 a fim de verificar a existência de concordância entre dados de biodigestão de vinhaça obtidos através de ensaios distintos, no entanto, com o mesmo tipo de reator. A Tabela 13 sintetiza os resultados obtidos.

Tabela 13 - Parâmetros de eficiência da biodigestão de vinhaça a 35°C com amostras provenientes de unidades industriais distintas.

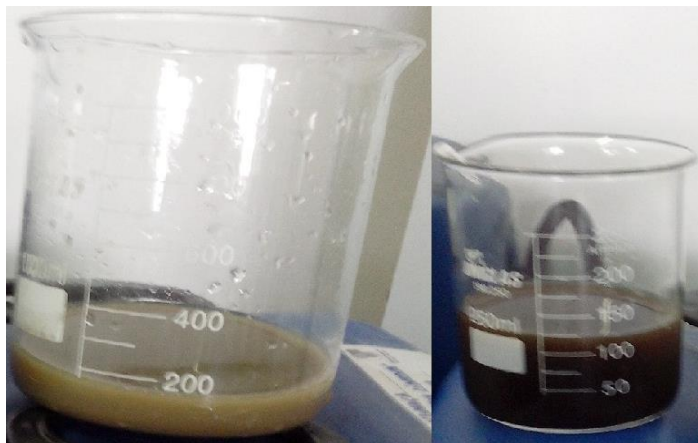
Amostra	Prod. de biogás $\frac{\text{m}^3_{\text{biogás}}}{\text{kg}_{\text{DQO-vin}}}$	Prod. de biogás $\frac{\text{L}_{\text{biogás}}}{\text{dia.kg}_{\text{DQO-vin}}}$	Prod. de biogás $\frac{\text{m}^3_{\text{biogás}}}{\text{kg}_{\text{SV-vin}}}$	Prod. de biogás $\frac{\text{L}_{\text{biogás}}}{\text{dia.kg}_{\text{SV-vin}}}$	Prod. de biogás L	Qtd de vin mL	Temp o de prod. Dias
1- Alcool.	0,451	18,8	1,732	72,17	1,1	50	24
1- Alcool.	0,320	6,96	1,228	26,70	1,56	100	46
2- Sucroal.	0,294	6,39	0,575	12,50	2,8	525*	46
2- Sucroal.	0,356	5,48	0,697	10,72	3,4	525*	65

Alcool= Indústria Alcooleira; Sucroal = Indústria sucroalcooleira; Produ= produção; Qtd= quantidade; Vin = vinhaça; DQO = Demanda Química de oxigênio; SV = Sólidos voláteis*quantidade inicial de vinhaça estimada após coleta de amostra do reator para análises.

A amostra 1 foi coletada em usina alcooleira enquanto a 2 em usina sucroalcooleira e apresentaram características distintas que puderam ser identificadas ainda no momento da coleta, como o cheiro e a cor (Figura 21). A amostra 1 apresentou menor pH, teor de sólidos voláteis e DQO. Cortez *et al.* (1996) já haviam relatado valores de pH e DQO inferiores para

vinhaça proveniente de caldo de cana e valores superiores para vinhaça proveniente de melaço ou de uma mistura de caldo e melaço.

Figura 21 - Amostras de vinhaça coletas em diferentes usinas de processamento de cana-de-açúcar.



Avaliando a produção de biogás após 46 dias de incubação, para ambos os experimentos, verificou-se que o primeiro (usina alcooleira) produziu quase duas vezes mais biogás, quando se poderia esperar um valor cinco vezes maior, considerando as quantidades de vinhaça utilizadas. Levando em consideração as características das amostras, a produção obtida foi semelhante quando avaliada em termos de DQO ($0,320$ e $0,294 \text{ m}^3_{\text{biogás}}/\text{kg}_{\text{DQO}}$ para os experimentos 1 e 2, respectivamente), mas teve a mesma proporção já observada em termos de volume de biogás quando avaliada em termos de sólidos voláteis. Dessa forma, a comparação entre diferentes ensaios pode levar a conclusões desencontradas, de acordo com o parâmetro de estudo avaliado. Isso ressalta a importância de acompanhar e relatar os experimentos, sempre que possível, a partir de parâmetros distintos. Devido às dificuldades analíticas de coleta de amostra homogênea para análise de DQO e pela concordância entre os demais parâmetros (geração volumétrica de biogás e produção em função dos sólidos voláteis adicionados), a avaliação dos resultados foi feita em termos de sólidos voláteis.

5.1.4 Biodigestão de resíduos alimentares: Influência de pré-tratamento térmico

A amostra de resíduos alimentares utilizada nesse experimento apresentou: pH 4,6; 21,8% de sólidos totais; 93,8% de sólidos voláteis (MS); $204,5 \text{ g.Kg}^{-1}$ de sólidos voláteis (MF); e $163,8 \text{ g.L}^{-1}$ de DQO. Esses valores estão dentro do esperado, considerando resíduos alimentares gerados em diferentes regiões do mundo (BROWN e LI, 2013; DAVIDSSON *et*

al., 2007; EL-MASHAD e ZHANG, 2010; KIM e OH, 2011; LI *et al.*, 2010; LIU *et al.*, 2012; NAYONO *et al.*, 2010; ZHANG *et al.*, 2013). O lodo utilizado em todos os reatores deste ensaio apresentou os seguintes valores: pH 6,8; 18,8% de sólidos totais; 29,9% de sólidos voláteis (MS); 56,2 g.kg⁻¹ de sólidos voláteis (MF); e 34,0 g.L⁻¹ de DQO.

Depois de triturados, os resíduos alimentares *in natura* foram diluídos para análise de DQO, mas não formaram uma solução homogênea, sendo possível observar pedaços de comida em suspensão. Assim sendo, a análise foi feita com a fração solúvel (não foi realizada filtração) e apresentou valores de desvio padrão em torno de 8% do resultado. Outras pesquisas apresentam desvio padrão da DQO na ordem de 10%, indicando frequência de variação em torno da média para essa análise aplicada a resíduos alimentares (KIM e OH, 2011; LI *et al.*, 2010). A Tabela 14 resume a características das amostras analisadas neste ensaio.

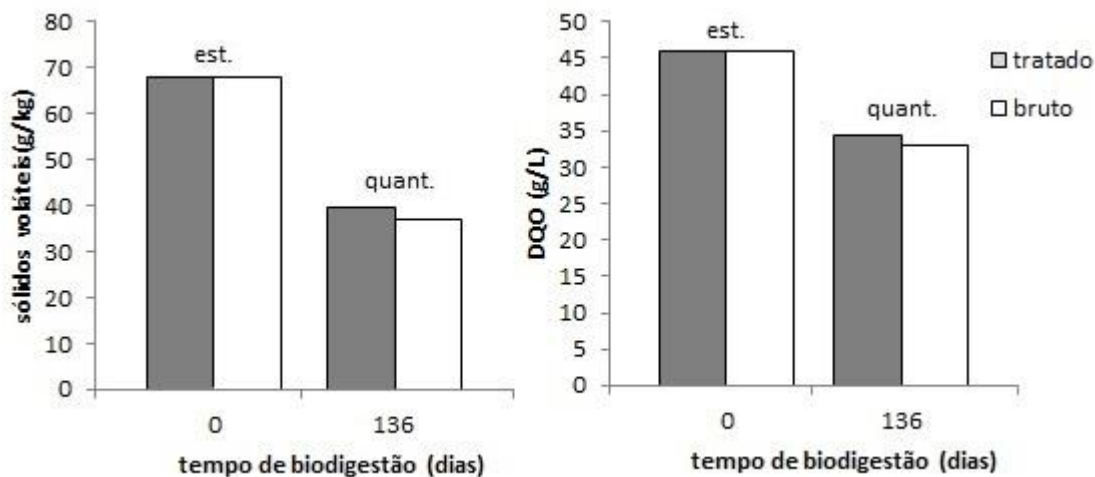
Tabela 14 - Caracterização de amostras de resíduos alimentares (RA), de lodo e de amostra dos reatores de biodigestão no início dos experimentos realizados em escala de bancada a 35°C.

Amostra		pH	Sólidos totais g.kg ⁻¹	Sólidos voláteis g.kg ⁻¹	DQO g.L ⁻¹
RA	<i>in natura</i>	4,63 ± 0,02	217,9 ± 1,4	204,5 ± 1,2	163,8 ± 7,7
Lodo	ETE-DD	6,85 ± 0,03	187,8 ± 3,4	56,2 ± 0,8	34,0 ± 4,5
RA bruto	Início	6,75 ± 0,02	n.a.	n.a.	n.a.
RA bruto	Fim	7,90 ± 0,01	115,6 ± 2,4	37,1 ± 1,1	33,1 ± 1,9
RA tratado	Início	6,85 ± 0,01	n.a.	n.a.	n.a.
RA tratado	Fim	7,87 ± 0,01	130,7 ± 0,6	39,4 ± 0,4	34,3 ± 1,8

RA = resíduos alimentares; DD= Dancing Days; n.a.= não avaliado

Com a proporção dos constituintes adicionados ao reator, o pH médio inicial foi 6,8, sem adição de base, e subiu para 7,9 ao final do experimento, não sendo constatada diferença entre os tratamentos avaliados. Da mesma forma, os teores finais de sólidos voláteis e DQO foram semelhantes para a biodigestão com RA tratado e com RA bruto. Como não foram analisadas amostras dos reatores no início do experimento, os valores de sólidos voláteis e DQO foram estimados através da caracterização de cada fração de biomassa adicionada ao reator, bem como sua quantidade (Figura 22).

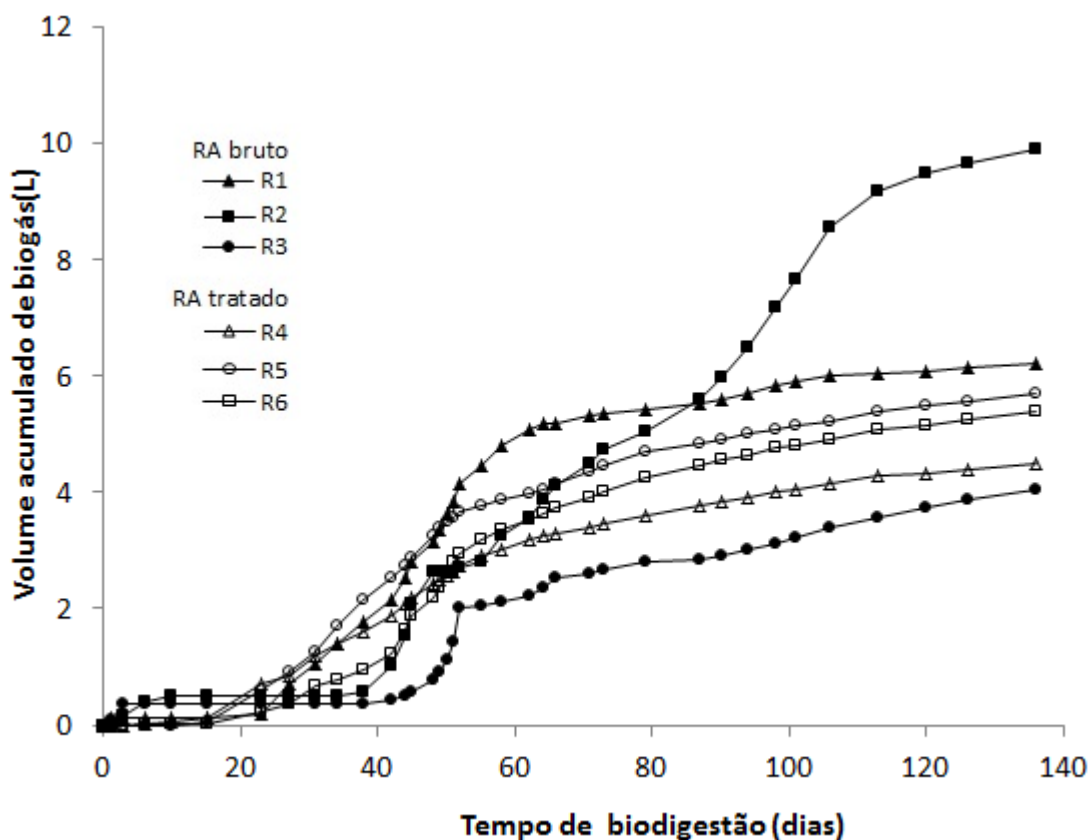
Figura 22 - Comparação entre teores de sólidos voláteis e de DQO estimados no início e quantificados no final do ensaio de biodigestão com amostra de resíduos alimentares tratada (com tratamento térmico) e bruta (sem tratamento térmico).



O percentual de reduções de sólidos voláteis e de DQO foram 45% e 30%, respectivamente, para a biodigestão de RA bruto. Os resultados com RA tratado indicaram redução ligeiramente inferior. Deve-se ressaltar que para esse cálculo foram utilizadas estimativas dos valores iniciais de DQO e sólidos voláteis e que nem sempre essas estimativas apresentam concordância com os valores quantificados a partir de amostragem dos reatores no momento inicial do experimento. Considerando os resultados analíticos no momento final do experimento, se pode afirmar que não houve diferença nos valores finais de DQO e sólidos voláteis entre a biodigestão com RA tratado e com RA bruto. Em concordância com este resultado, também não houve diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos no que diz respeito à produção de biogás (Figura 23).

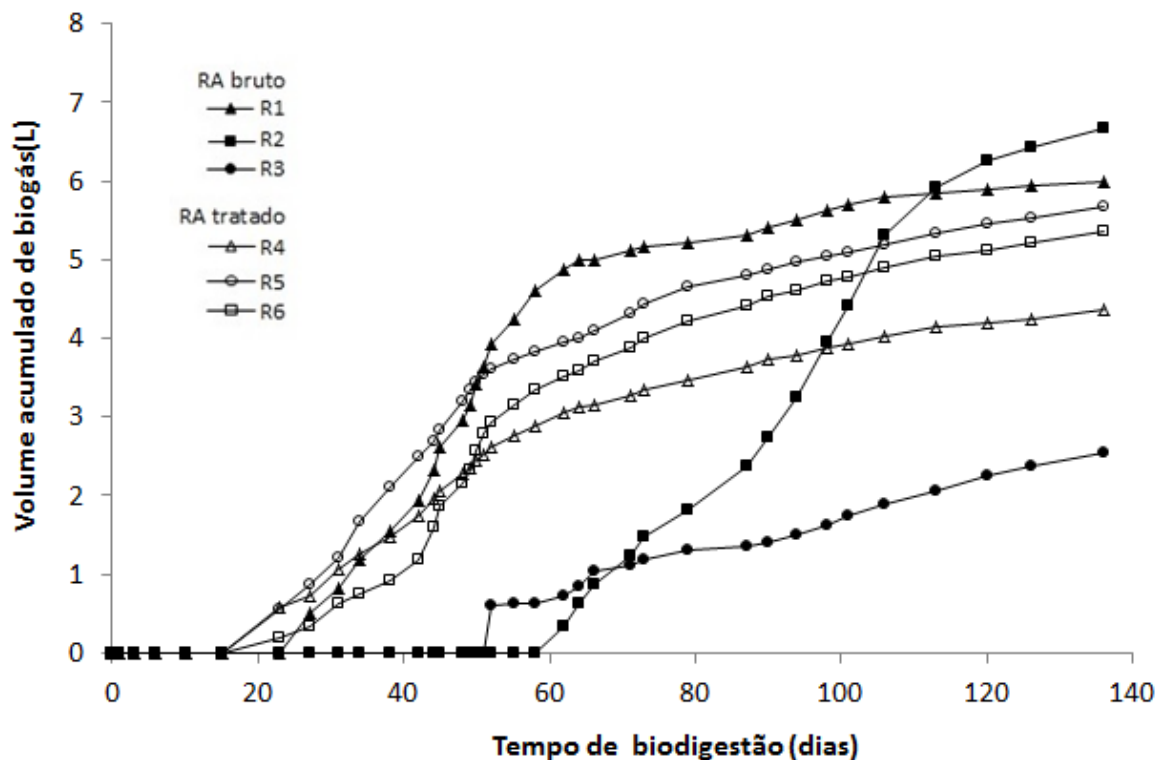
O comportamento de um dos reatores (R2) destoou dos demais. Ele atingiu uma produção total de 10,5 L de biogás, porém a presença de metano só foi detectada após 62 dias de experimento e 3,8 L de biogás gerados. Desconsiderando a produção nesta fase, ainda seriam contabilizados 6,7 L de biogás, que apesar de estar compatível com a produção dos demais reatores, ainda seria a mais alta. Uma hipótese admissível é que, após um longo período de aclimação dos micro-organismos, a produção de metano tenha sido maximizada ou que o reator tenha produzido a mesma quantidade de metano que os demais, no entanto, em um intervalo de tempo maior, o que seria um aspecto negativo. Entretanto, resultados de DQO e sólidos voláteis não apontam diferenças entre este reator e os demais.

Figura 23 - Comportamento da biodigestão de resíduos alimentares (RA) em escala de bancada, com amostras tratada (com tratamento térmico) e bruta (sem tratamento térmico).



Análises quantitativas não foram realizadas em todas as amostras de biogás, e dessa forma não foi possível calcular a produção de metano para cada reator. No entanto, os testes qualitativos foram realizados durante todo o experimento. Comparando as duas formas de avaliação do biogás, constatou-se que amostras com teor de metano abaixo de 45% apresentaram resultado negativo no teste qualitativo. Enquanto isso, as amostras com resultado positivo para a presença de metano foram quantificadas com teor variando de 45% a 75%. Apesar de somar para a produção total, o biogás com baixo teor de metano é indesejável, pois costuma conter grandes quantidades de substâncias corrosivas, que danificam equipamentos, apresentam odor desagradável e implicam em maior custo de purificação. Por esses motivos, foi realizada a estimativa da produção de biogás rico em metano, contabilizando a produção de biogás do reator apenas quando o resultado do teste qualitativo foi positivo, indicando a presença de ao menos 45% de metano. O resultado dessa estimativa encontra-se na Figura 24.

Figura 24 - Comportamento estimado da geração de biogás com teor de metano acima de 45% a partir da biodigestão de resíduos alimentares (RA) em escala de bancada, com amostras tratada (com tratamento térmico) e bruta (sem tratamento térmico).



Analisando a Figura 24, foi realçada a hipótese de produção tardia de biogás rico em metano para o reator R2, inclusive, com outro reator alimentado com RA bruto apresentando semelhante retardo. Além disso, verifica-se que o reator R1, alimentado com RA bruto, apresentou comportamento semelhante aos alimentados com RA tratado, inclusive do ponto de vista da produção de metano. Outro aspecto relevante que foi ressaltado nas Figuras 23 e 24 diz respeito à reprodutibilidade, estabilidade e rapidez na geração de metano a partir dos reatores alimentados com RA tratado.

A concepção de erro experimental devido à falha na vedação desses reatores pode ser afastada porque o biogás foi produzido, armazenado e quantificado no reator, sendo que os testes indicaram baixo teor de metano. Mesmo os reatores com produção baixa ou nula no início do ensaio, após alguns dias, passaram a produzir biogás sem que qualquer ajuste tivesse sido realizado. Por fim, os resultados de análises quantitativas do biogás indicaram percentual de oxigênio semelhante para todos os reatores, em torno de 1%. Caso algum reator estivesse sujeito às condições aeróbicas do meio atmosférico, isso teria sido detectado através da grande concentração de oxigênio. Isso não exclui a possibilidade de falha parcial na vedação, com

perda de pequenas quantidades de biogás, especialmente nos momentos de maior pressão interna dos reatores.

Como não houve indícios de falha no experimento é possível reafirmar a hipótese de que o tratamento térmico avaliado implicou em maior reprodutibilidade dos resultados sem, contudo, maximizar a produção de biogás. Resultados semelhantes foram reportados por outros pesquisadores (QIAO *et al.*, 2011. SHAHRIARI *et al.*, 2012). A atuação do tratamento se deu exclusivamente nos resíduos e teve como objetivo tornar sua fração orgânica mais acessível, antecipando, em partes, a etapa de hidrólise. As etapas seguintes da conversão de matéria orgânica em biogás foram realizadas durante o período de incubação dos reatores. Para as amostras que não passaram pelo tratamento térmico, todas as etapas de biodigestão foram realizadas nos reatores, inclusive a hidrólise inicial de seus constituintes, retardando o processo em duas das três amostras avaliadas. Após o início da produção de metano, todos os reatores foram capazes de produzir biogás de boa qualidade, atingindo 70% de metano.

Aperfeiçoando a hidrólise com o tratamento térmico, a biodigestão transcorreu com mais agilidade, indício de ser esta uma etapa limitante do processo. Caso o pH tivesse sido monitorado no decorrer do experimento seria possível inferir a respeito da etapa de acidogênese. O acompanhamento dos teores de sólidos totais, sólidos voláteis e DQO também poderiam contribuir para esta avaliação.

Em prejuízo ao pré-tratamento, sabe-se que quanto mais etapas mais caro um processo se torna, pois adiciona equipamentos e mão de obra a uma unidade industrial. Além disso, o tratamento térmico possui custo de manutenção elevado, devido ao consumo energético para atingir a temperatura desejada. Ainda que a energia de aquecimento seja proveniente de outro processo, essa etapa representa um custo que não se justifica através do ganho de produtividade. Apesar disso, a rapidez na produção de metano pode representar ganhos financeiros, por diminuir o tempo de residência nos reatores, e a garantia de estabilidade também, por evitar paradas no processo. Recomenda-se avaliação detalhada envolvendo os custos e os benefícios de inserir uma etapa de tratamento dos resíduos previamente a sua biodigestão.

A Tabela 15 reúne dados da produção de biogás obtidos no experimento considerando dois períodos de biodigestão: o total e os 70 dias iniciais, que mais se aproxima do tempo de residência utilizado industrialmente e quando ocorre o pico máximo de produção de biogás.

Tabela 15 - Resultados da produção de biogás a partir da biodigestão de resíduos alimentares com e sem etapa de pré-tratamento do resíduo.

RA	Período de incubação (dias)	Volume biogás total (L)	Volume biogás rico em metano* (L)	Prod. de biogás $\frac{\text{m}^3_{\text{biogás}}}{\text{kgSV}_{\text{RA}}}$	Prod. de biogás $\frac{\text{L}_{\text{biogás}}}{\text{dia.kgSV}_{\text{RA}}}$
Tratado	136	5,2 ± 0,6	5,1 ± 0,7	0,271	1,99
Bruto	136	6,7 ± 3,0**	5,1 ± 2,2	0,349	2,57
Tratado	70	3,9 ± 0,5	3,8 ± 0,5	0,203	2,90
Bruto	70	4,1 ± 1,4	2,5 ± 2,3	0,214	3,06

RA= Resíduos Alimentares; Tratado = RA após tratamento térmico; Bruto = RA sem passar por tratamento térmico; *Rico em metano consistiu na fração cujo teste qualitativo foi positivo; **5,1 L, desconsiderando o reator R2

Para os cálculos de produção de biogás em função da biomassa utilizada, foi considerada adição de 100 g de RA *in natura* com as características descritas na Tabela 14. Esse valor decorre da adição de 200 g de RA diluídos com água na proporção de 1:1. Considerando a geração de biogás rico em metano no período de 70 dias, cujas análises indicaram concentração média de 65%, a produção estimada de metano foi de 130 mL/g_{SV} e de 82 mL/g_{SV} para a biodigestão de RA tratado e bruto, respectivamente. São valores inferiores ao potencial estimado em ensaios BMP, que variam em torno de 300 a 400 mL/g_{SV} (CABBAI *et al.*, 2013; DHAMODHARAN e KALAMDHAD, 2014; LABATUT, *et al.*, 2011; QIAO *et al.*, 2011. SHAHRIARI *et al.*, 2012). No entanto, deve-se ressaltar que ensaios BMP são realizados com condições ideais e alguns estudos com reatores de maior porte foram realizados fazendo uso de dispositivos para otimizar o processo, como controle digestão em múltiplos estágios, agitação mecânica e seleção de micro-organismos.

5.1.5 Biodigestão de resíduos alimentares: Potencial de produção de biogás a partir de resíduos coletados no restaurante universitário (RU) da UFPE

As amostras foram caracterizadas quanto ao teor de sólidos totais, sólidos voláteis, DQO e pH (Tabela 16). O teor de sólidos (totais e voláteis) da amostra de resíduos alimentares 1 apresentou valores inferiores aos das demais amostras porque foi triturada com adição de água, ou seja, é uma amostra diluída. De uma forma geral, os resultados são condizentes com os encontrados na literatura (BROWN e LI, 2013; DAVIDSSON *et al.*,

2007; EL-MASHAD e ZHANG, 2010; KIM e OH, 2011; LI *et al.*, 2010; LIU *et al.*, 2012; NAYONO *et al.*, 2010; ZHANG *et al.*, 2013).

Tabela 16 - Caracterização de resíduos alimentares e do inóculo utilizados no ensaio de biodigestão em escala laboratorial.

Amostra – Local de coleta	pH	Sólidos totais g.kg ⁻¹	Sólidos voláteis g.kg ⁻¹	DQO g.L ⁻¹
RA – 1ª alimentação	4,8	113,5 ± 3,5	106,9 ± 3,8	n.a.
RA – 2ª alimentação	4,5	245,5 ± 1,3	225,3 ± 0,6	n.a.
Lodo - ETE Mangueira	7,1	211,2 ± 1,0	68,1 ± 0,6	13,9 ± 1,2

RA = Resíduos alimentares; RU = Restaurante universitário; n.a.= não avaliado

Após misturar resíduos alimentares, lodo e água, o pH resultante foi $6,6 \pm 0,1$, valor próximo da neutralidade e indicado para biodigestão. Finalizado o experimento, o pH subiu para $7,67 \pm 0,09$, indicando provável estabilidade do processo.

Após 85 dias de monitoramento a produção de biogás diminuiu significativamente, motivo pelo qual, neste momento, foi realizada a realimentação dos reatores. Após a adição de RA, a produção de biogás foi acompanhada por mais 70 dias, totalizando 155 dias de experimento; no entanto, a produção neste período foi quase nula e os dados foram desconsiderados.

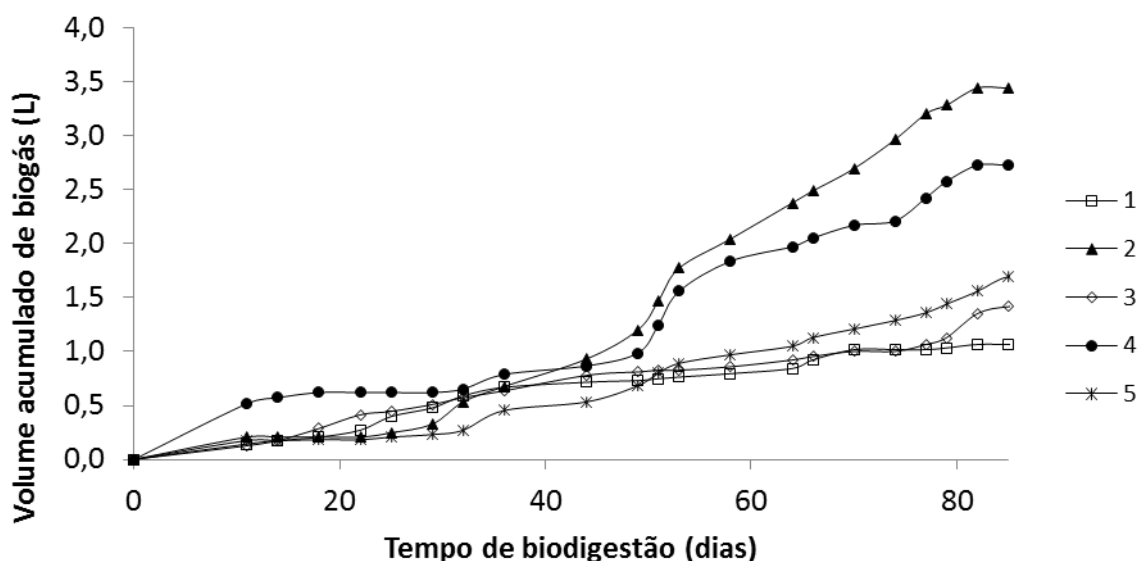
Um dos reatores apresentou vazamento e sua produção de biogás não pôde ser avaliada. Apesar da variação na produção de biogás na primeira fase do ensaio (antes da realimentação), na segunda fase (após a realimentação) praticamente não houve produção de biogás. Acredita-se que pode ter ocorrido algum tipo de inibição da biodigestão. Um material pode ser considerado inibidor quando ele causa variações indesejadas na população microbiana ou inibição do crescimento bacteriano (CHEN *et al.*, 2008; ESPAÑA-GAMBOA *et al.*, 2011; SILES *et al.*, 2011). Já se sabe que uma grande variedade de substâncias inibidoras são a causa primária para a falha do processo de biodigestão, como amônia, potássio, compostos fenólicos, sulfetos, metais pesados, etc.

Muitas pesquisas têm sido realizadas para identificar os mecanismos de inibição, bem como para controlar esses fatores. No entanto, devido à diferença entre os tipos de inóculo utilizado, a composição do efluente e as condições experimentais aplicadas, os resultados encontrados na literatura variam bastante (CHEN *et al.*, 2008). A complexidade do processo de digestão anaeróbia também é apontada como motivo para os resultados divergentes, pois

mecanismos como sinergismo, antagonismo, aclimatação e complexação podem afetar significativamente o processo (ESPAÑA-GAMBOA *et al.*, 2011).

O gráfico da Figura 25 apresenta os resultados desconsiderando o reator que apresentou vazamento e considerando apenas a primeira fase do experimento, ou seja, o período inicial de 85 dias de operação decorrido antes da realimentação dos reatores.

Figura 25 - Comportamento da biodigestão de resíduos alimentares coletados no restaurante universitário (RU) da UFPE, avaliado em cinco reatores operados sob as mesmas condições.



O teste da chama realizado no biogás obtido nos primeiros dias de ensaio teve resultado negativo, indicando biogás com baixa concentração de metano (< 45%). Decorridos cerca de 30 dias de incubação, teve início a produção de biogás com metano. O tempo de início de produção de biogás varia com a fonte de inóculo e a fonte de biomassa utilizada. É possível notar que existe um período de adaptação dos micro-organismos presentes no lodo utilizado.

A produção total de biogás foi de 2,2 L. Os reatores podem ser divididos em dois grupos: o primeiro com produção média de 1,5 L de biogás e o segundo de 3,3 L. Não foi possível saber o que levou à diferença de produção entre os reatores. O percentual de sólidos totais, sólidos voláteis e DQO final foi semelhante em todas as amostras, com valores de 1,6%, 55,2% (MS) e 9,5 g/L (MF), respectivamente, não indicando qualquer tendência de comportamento que justifique as diferenças na produção de biogás dos reatores.

Considerando a produção média de 2,2 L por reator, foi obtida uma produtividade de biogás de 0,207 m³ de biogás por quilograma de sólidos voláteis adicionados no reator. Vale

ressaltar que este valor é da mesma ordem do obtido no experimento anterior e que encontra-se abaixo da média obtida em outras pesquisas (CABBAI *et al.*, 2013; DHAMODHARAN e KALAMDHAD, 2014; LABATUT, *et al.*, 2011; QIAO *et al.*, 2011. SHAHRIARI *et al.*, 2012).

Estimativas iniciais revelaram a geração de resíduos alimentares no RU-UFPE variando em torno de uma tonelada por dia. Com esses dados, calcula-se possível produzir 45 m³ de biogás por dia, o equivalente, do ponto de vista energético, a 36 L de etanol (1 m³ de biogás equivale a 0,8 L de etanol). Assim sendo, mesmo utilizando um valor potencial de produção de biogás abaixo da média obtida em outros trabalhos, é possível implementar o aproveitamento energético dessa fonte de biomassa na UFPE, promovendo além de ganho energético, melhor gerenciamento deste tipo de resíduos.

5.2 Experimento em escala piloto

Os resultados foram divididos nas seguintes etapas: caracterização da biomassa; partida do reator (*start-up*); operação de reator semi-contínuo.

5.2.1 Caracterização da biomassa

Para a execução desse experimento foram realizadas doze coletas de resíduos alimentares no RU-UFPE. A síntese dos resultados de caracterização encontra-se na Tabela 17.

Tabela 17 - Caracterização de resíduos alimentares utilizados na biodigestão em escala piloto.

Parâmetro	pH
pH	4,5 ± 0,3
Sólidos totais (%)	23,2 ± 1,9
Sólidos voláteis (%)	92,8 ± 1,3
Sólidos totais (g.kg ⁻¹)	231,7 ± 19,5
Sólidos voláteis (g.kg ⁻¹)	214,9 ± 14,7
DQO (g.L ⁻¹)	129,2 ± 48,9

Apesar da quantidade de amostras coletadas, o pH apresentou pequena variação, com valor médio de 4,5. Da mesma forma, o percentual de sólidos totais e sólidos voláteis

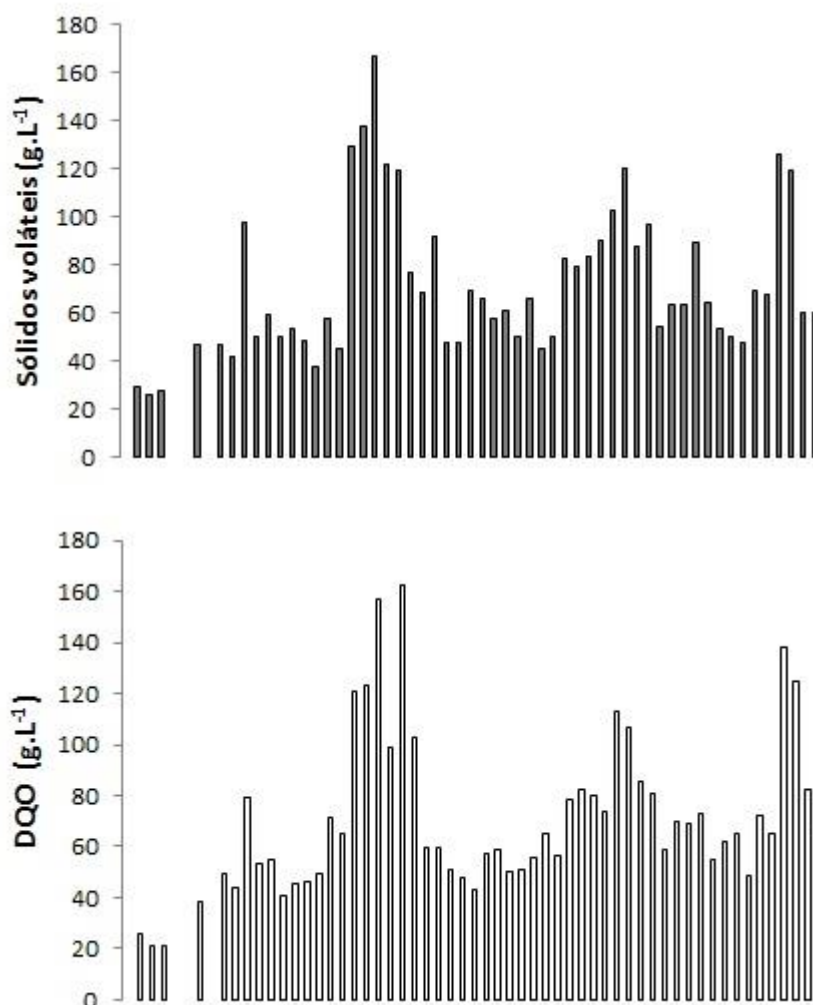
apresentou estabilidade nos valores, o que é muito positivo para a operação de biodigestores por facilitar o controle do processo. Apenas a DQO apresentou variações significativas nos resultados. Dificuldades analíticas no processo de diluição das amostras podem ter resultados em frações não homogêneas, o que contribui para o aumento no erro experimental. Os valores (Tabela 17) estão de acordo com o encontrado na literatura, ainda que façam referência a amostras analisadas em diversos países, com cultura e hábitos alimentares diferentes (BROWN e LI, 2013; DAVIDSSON *et al.*, 2007; EL-MASHAD e ZHANG, 2010; KIM e OH, 2011; LI *et al.*, 2010; LIU *et al.*, 2012; NAYONO *et al.*, 2010; ZHANG *et al.*, 2013).

A carga de sólidos do reator é um parâmetro importante para a biodigestão. A caracterização das amostras indicou que o teor de sólidos totais da biomassa de resíduos alimentares ficou na faixa de 25%, considerada por Jha *et al.* (2011) uma alta carga de sólidos. Isso trás a necessidade de adição de água para diminuir a carga de sólidos ou o emprego de reatores especiais, adaptados para operar com altas concentrações de sólidos (JHA *et al.*, 2011). O uso de grandes quantidades de água em processos industriais é visto com cautela por ser um recurso cada vez mais escasso. Por outro lado, o uso dessas fontes de biomassa em processos térmicos não é recomendado justamente por conter alto percentual de umidade ($> 50\%$). Talvez por esses motivos pesquisadores se dediquem ao estudo de reatores com alta concentração de sólidos (KHALID *et al.*, 2011; KIM e OH., 2011; LI *et al.*, 2011).

Além da quantidade de sólidos, sua qualidade é importante na avaliação da degradabilidade da biomassa. A maior parte dos sólidos presentes é composta por sólidos voláteis, na proporção de até 95%. Isso enfatiza que esta biomassa é constituída essencialmente por matéria orgânica, que pode ser utilizados para a produção de biogás através da biodigestão anaeróbia.

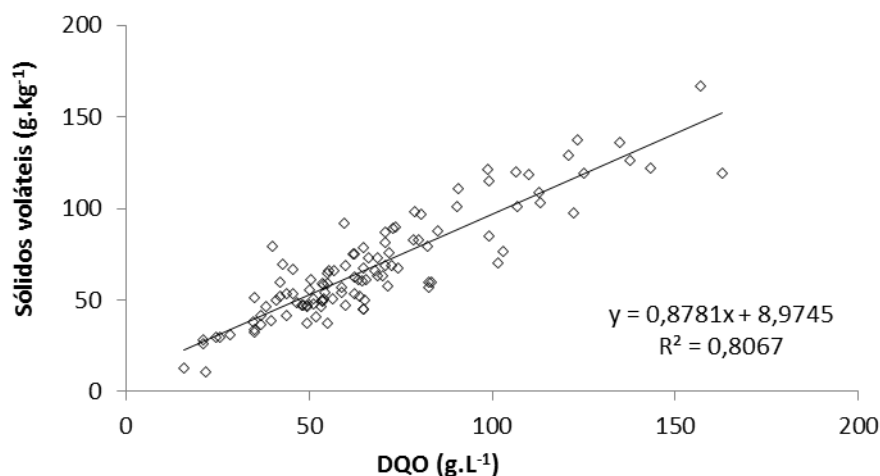
A alimentação do reator foi realizada com resíduos alimentares diluídos com água, na maioria das vezes com proporção de 1:1. O teor de sólidos voláteis da grande maioria das amostras ficou na faixa de 40 a 60 g.L⁻¹, tendo atingido valores de até 160 g.L⁻¹ em alguns casos, conforme pode ser observado na Figura 26. Comportamento semelhante foi verificado para a DQO.

Figura 26 - Caracterização de diversas amostras de resíduos alimentes (RA) utilizados na alimentação de biodigestor em escala piloto, em termos de sólidos voláteis e DQO.



Os teores de DQO e sólidos voláteis são os principais parâmetros utilizados para acompanhar a carga orgânica de biodigestores e por isso foram avaliadas para todas as amostras coletadas durante a alimentação do reator. Foi possível observar uma correlação positiva e significativa entre ambas as variáveis, o que traz a possibilidade de estimar uma delas a partir da outra. Na Figura 27 esta correlação foi indicada por uma reta com coeficiente de correlação de 0,8. Este valor é baixo para correlação de amostras homogêneas, como amostras líquidas, mas é uma boa correlação para amostras sólidas e pastosas, caso dos resíduos alimentares.

Figura 27 - Correlação entre teor de sólidos voláteis e DQO, avaliada em amostras de resíduos alimentares do RU- UFPE.

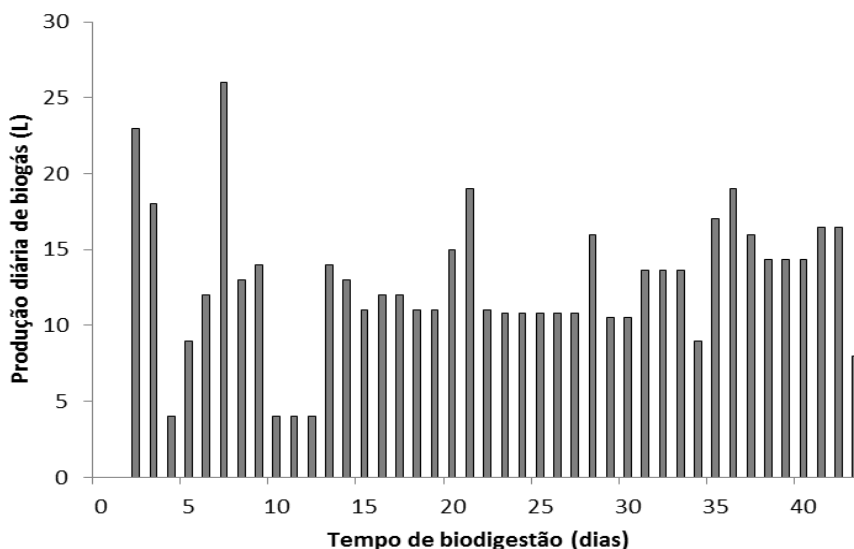


A análise de DQO para esse tipo de biomassa (RA) gera maior dispersão dos resultados devido às dificuldades analíticas ocasionadas na diluição, no entanto, apresenta resultado mais rápido. A análise de sólidos voláteis requer maior intervalo de tempo entre a preparação de cadinhos, remoção de umidade e calcinação. Ambas as análises necessitam de equipamentos específicos: mufla para sólidos voláteis e chapa aquecedora para DQO. Adicionalmente, a análise de DQO faz uso de reagentes químicos. A escolha entre uma das análises (DQO ou sólidos voláteis) a ser realizada varia muito de acordo com a disponibilidade de equipamentos, necessidade de precisão e agilidade na entrega do resultado.

5.2.2 Partida do reator (*Start-up*)

Conforme descrito na metodologia, a partida do reator foi dividida em três fases (Tabela 7). A primeira delas teve carga orgânica baixa, com adição de resíduos alimentares (RA) uma única vez em intervalo de 45 dias com o intuito apenas de fornecer matéria orgânica e tempo para estabilização do inóculo. Na Figura 28 pode-se observar a geração de biogás nesse período, que foi resultante do consumo de matéria orgânica presente no RA e também de matéria orgânica residual do lodo.

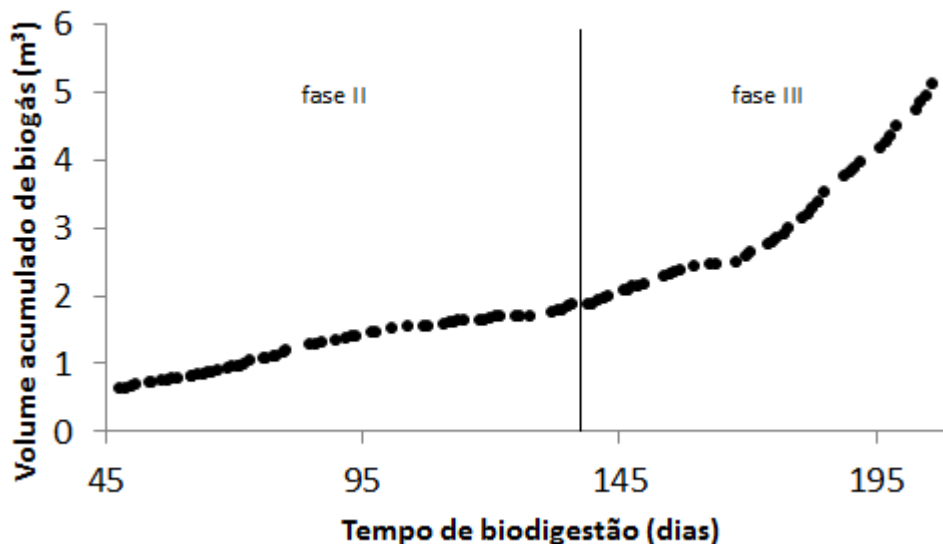
Figura 28 - Produção diária de biogás durante a partida do reator: fase I- estabilização do lodo.



A fase I pode ser avaliada com um experimento de biodigestão de RA em reator batelada, pois não houve entrada e saída de biomassa durante o período de incubação. No entanto, devido à grande fração de lodo, não foi possível relacionar a produção de biogás exclusivamente aos RA. Através do teste qualitativo, foi detectada a presença de metano nas amostras de biogás a partir de dez dias de experimento. Esse momento coincide com a diminuição do volume gerado de biogás. O comportamento está de acordo com o esperado: grande quantidade de biogás com baixa concentração de metano no início da incubação; queda na produção de biogás; início da geração de biogás com teor de metano acima de 45%.

Na fase II de partida do reator teve início a operação por batelada alimentada. A carga orgânica aplicada foi de $0,1 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{dia}^{-1}\text{m}^{-3}_{\text{reator}}$ e resultou na produção de $1,33 \text{ m}^3$ de biogás. Na fase III de *start-up*, a carga orgânica foi aumentada para $0,4 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{dia}^{-1}\text{m}^{-3}_{\text{reator}}$, com produção de $3,74 \text{ m}^3$ de biogás. Na Figura 29 é possível observar a variação de comportamento na produção de biogás ocasionada pelo aumento da carga de RA aplicada.

Figura 29 - Produção acumulada de biogás durante duas fases II e II de partida de reator anaeróbio para biodigestão de resíduos alimentares.

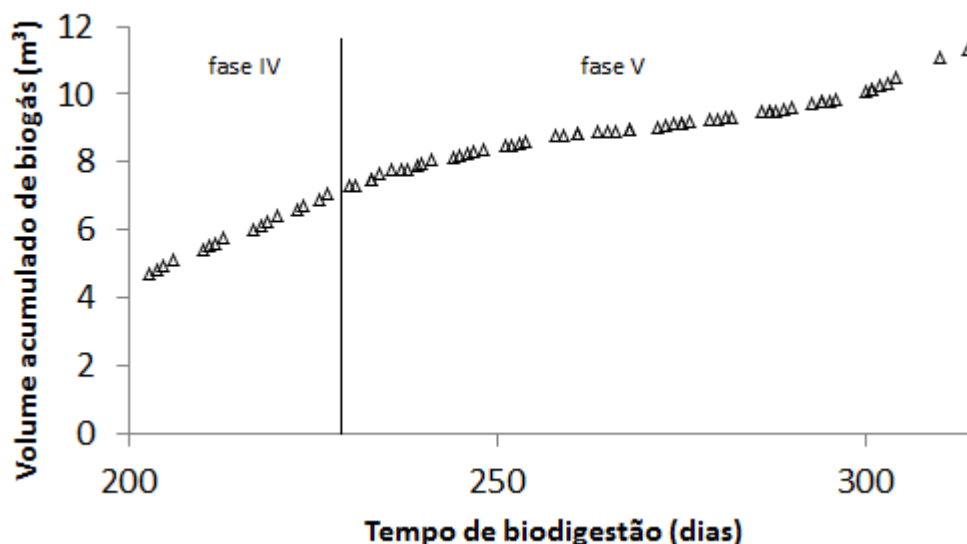


A fase III de partida do reator foi encerrada quando o volume útil do reator foi atingido (180 L). Adição de biomassa acima deste volume poderia fazer com que o nível no reator se aproximasse do orifício de saída do biogás, causando entupimentos. Nesse momento, então, foi realizada a primeira retirada de biofertilizante, dando início ao período de biodigestão com o reator semi-contínuo.

5.2.3 Operação de reator semi-contínuo

Esta etapa de operação foi dividida em quatro fases (IV, V, VI, VII), de acordo com o comportamento apresentado pelo reator. A divisão das fases pode ser encontrada na Tabela 8. A fase IV teve início a partir da retirada de biofertilizante e aumento da carga orgânica de alimentação. Na verdade o aumento gradual foi aplicado desde a partida do reator e manteve-se nessa etapa. A fase V foi caracterizada pela queda de produção de biogás, seguida pela recuperação obtida através da adição de lodo, ajuste de pH e redução da alimentação. A fase VI corresponde ao período de produção residual de biogás mediante parada de alimentação. Por fim, a fase VII corresponde à operação do reator em elevada carga orgânica e que resultou em falha do biodigestor. Na Figura 30 é possível observar a perda de produtividade ainda durante a fase IV e a sua recuperação no final da fase V.

Figura 30 - Produção acumulada de biogás durante duas fases de operação semi-contínua de reator anaeróbio para biodigestão de resíduos alimentares.



Durante alguns meses o reator manteve-se estável e respondeu positivamente ao aumento da carga orgânica de alimentação. Apesar do acréscimo na produção de biogás não ter sido da mesma ordem do aumento da carga orgânica, não foi observada queda na produção. A gradativa redução na produção de biogás foi observada ainda durante a fase A de operação semi-contínua e pode estar relacionada a vários fatores, dentre eles: aumento da carga orgânica aplicada; perda de inóculo durante a retirada de biofertilizantes; e adição de algum agente inibidor presente nos RA. É possível, ainda, que tenha ocorrido uma combinação de fatores indesejados.

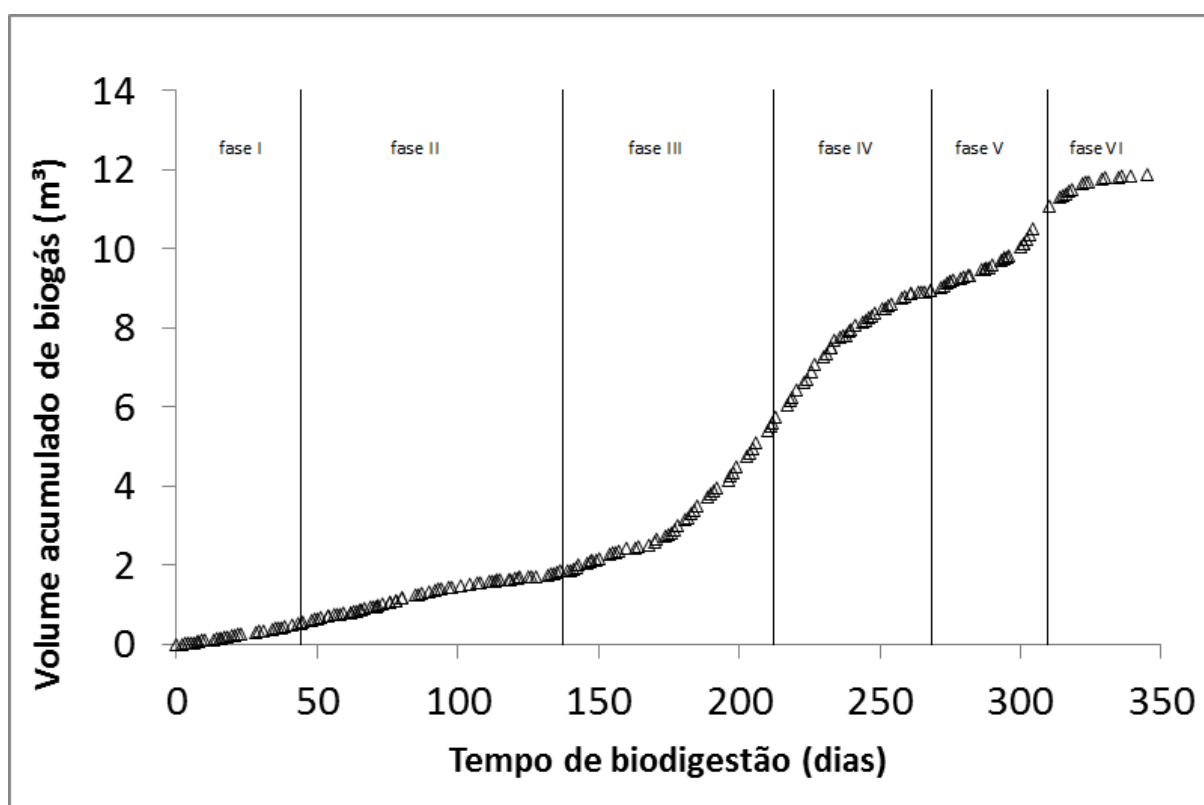
Inicialmente, o biofertilizante foi retirado após a alimentação do reator e apresentou coloração escurecida, típica do lodo. O procedimento foi, então, invertido, garantindo não haver mistura no reator devido ao leve turbilhamento que ocorre durante sua alimentação. Entretanto, continuou havendo entrada de ar no reator durante a retirada de biofertilizante. O período de queda de geração de gás coincide com a adição de resíduos alimentares contendo peles e gordura animal, que podem ter gerado compostos de difícil degradação e alterado a sinergia dos micro-organismos dentro do reator. Através da análise de pH do biofertilizante, foi observada a acidificação do meio.

As ações tomadas para re-estabilizar a produção do reator marcam o fim da fase A e foram: redução da carga orgânica da alimentação; adição de inóculo (8 L de lodo); correção

da alimentação para pH básico, com adição de agente neutralizante. As medidas tomadas surtiram o efeito, no entanto, de forma lenta e gradativa.

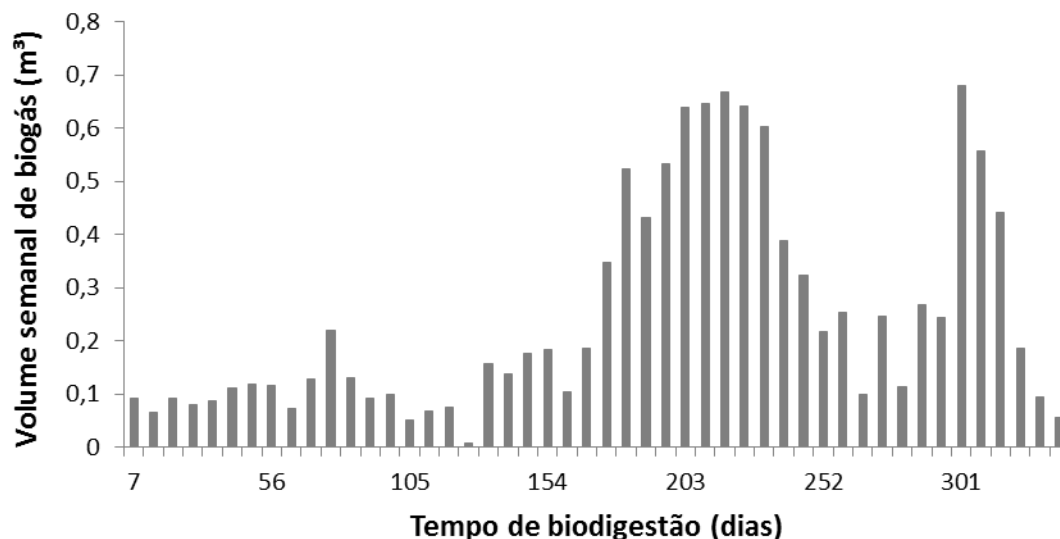
A fase C iniciou-se com a súbita interrupção da alimentação do reator, que respondeu com queda brusca na produção de biogás. Apesar do tempo de detenção elevado, esse resultado indica que a produção de biogás seria fruto de alimentação recente. A Figura 31 representa o acompanhamento da produção acumulada de biogás durante todo o período de operação, sendo possível identificar as variações ocorridas devido às mudanças nas condições de operação do reator.

Figura 31 - Produção de biogás pela biodigestão de resíduos alimentares em reator de escala piloto, sob diferentes fases de operação.



A produtividade média alcançada durante a estabilidade do sistema no período de batelada alimentada e de operação semi-contínua foi de $46,5 \text{ m}^3_{\text{biogás}}/\text{m}^3_{\text{RA}}$ e $11,4 \text{ m}^3_{\text{biogás}}/\text{m}^3_{\text{RA}}$, respectivamente. A produção diária de biogás foi semelhante nos dois períodos, no entanto, como no segundo a carga orgânica utilizada foi maior, houve queda na produtividade. Na Figura 32, estão os resultados do acompanhamento diário de biogás, representado por barras que agregam o resultado de 1 semana.

Figura 32 - Produção de biogás durante a biodigestão de resíduos alimentares em reator de 200 L sob diferentes condições de operação.



Dessa forma, é possível visualizar: pequena produção inicial, decorrente da baixa carga orgânica (até 130 dias); variação da produção de biogás durante aumento da carga orgânica, ainda na fase de partida do reator (até 210 dias); estagnação do volume de biogás produzido durante o aumento da carga orgânica, na operação semi-contínua (até 230); queda gradativa na produção de biogás, seguida de lenta recuperação (até 300 dias); queda na produção em decorrência da ausência de alimentação do reator (até 340 dias). Durante todo o experimento, o teste qualitativo apresentou resultado positivo, indicando a presença de metano. Análises quantitativas corroboraram estes resultados e indicaram média de 57,6% de metano no biogás, tendo sido obtido teor máximo de 65%.

6 CONCLUSÕES

Em reatores de bancada operados a 35°C, a produção de biogás a partir da biomassa de palma forrageira ocorreu de forma lenta, estendeu-se por grande período de tempo, e atingiu valores de quase $0,2 \text{ m}^3_{\text{biogás}}/\text{kg}_{\text{SVpalma}}$. Recomenda-se o estudo de uma etapa de pré-tratamento da biomassa, por meio de hidrólise térmica, química ou enzimática, a fim de melhor disponibilizar seus constituintes para a biodigestão.

A biodigestão de vinhaça em reatores de bancada, incubados a 35°C resultou em produção 27% superior à obtida com reatores a 25°C, confirmando a importância do controle da temperatura do processo. Além disso, o aumento da temperatura favoreceu a reprodutibilidade dos resultados.

O pré-tratamento térmico (121 °C por 30 min) de resíduos alimentares previamente à sua biodigestão anaeróbia em reatores de bancada resultou em maior estabilidade na produção de biogás e rapidez no início da produção de metano, apesar de não implicar em acréscimo na produção de biogás. Assim sendo, o tratamento pode ser indicado na partida de reatores e em momentos de instabilidade do processo, porém se faz necessária a realização de estudos de viabilidade.

A biodigestão em batelada em reatores de bancada através das análises de DQO e sólidos voláteis nem sempre mostrou-se adequada, pois o uso de grandes proporções de inóculo dificulta a avaliação de tais parâmetros em relação à fonte de biomassa estudada.

A biodigestão de resíduos alimentares em reator com capacidade de 200 L apresentou maior produtividade na geração de biogás quando operado por batelada alimentada do que quando operado na forma semi-contínua. Com carga orgânica de $0,075 \text{ kg}_{\text{SV}}.\text{dia}^{-1}$ atingiu valores de $46,5 \text{ m}^3_{\text{biogás}}/\text{m}^3_{\text{RA}}$. A operação como reator semi-contínuo resultou em queda de 75% na produtividade, apesar da carga orgânica utilizada ter sido o dobro. O reator entrou em colapso durante a operação semi-contínua, mas foi possível recuperar sua estabilidade com adição de lodo e de agente neutralizante. A recuperação da produção de biogás foi lenta e gradativa.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Estudar o pré-tratamento da biomassa de palma forrageira, através de processos de hidrólise térmica, química ou enzimática.
- Realizar ensaios em BMP para a palma forrageira, a fim de avaliar seu potencial de produção de biogás.
- Comparar a diferença de produção de biogás em reatores com controle para a temperatura mais baixa ou monitoramento contínuo da temperatura.
- Ajustar o procedimento de biodigestão com os reatores em escala laboratorial utilizando atmosfera inerte em vez de vácuo no momento da montagem do experimento, a fim de permitir a avaliação do início da produção de biogás.
- Realizar testes com amostras de vinhaça coletada em diferentes unidades industriais, aplicando iguais condições experimentais, tais como: quantidade de inóculo, carga orgânica, teor de sólidos, neutralização do pH e temperatura.
- Construir reator piloto para biodigestão de resíduos alimentares provenientes do RU- UFPE fazendo uso de dispositivos para melhorar sua eficiência, tais como: agitação, controle automatizado de temperatura e pH e melhoramento do sistema de remoção do material biodigerido a fim de evitar perda de inóculo.

REFERÊNCIAS

ABRELPE- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**: 2014. São Paulo: ABRELPE, 2014.

ACHARYA, B. K.; MOHANA, S.; MADAMWAR, D. Anaerobic treatment of distillery spent wash – A study on upflow anaerobic fixed film bioreactor. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4621-4626, 2008.

APHA- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: APHA, 2005.

ARIUNBAATAR, J.; PANICO, A.; ESPOSITO, G.; PIROZZI, F.; LENS, P. N. L. Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. **Applied Energy**, v. 123, p. 143-156, 2014.

BANU, J. R.; KALIAPPAN, S.; RAJKUMAR, M.; BECK, D. Treatment of spent wash in anaerobic mesophilic suspended growth reactor (AMSGR). **Journal of Environmental Biology**, v. 27, n. 1, p. 111-117, 2006.

BONCZ, M. A.; FORMAGINI, E. L.; SANTOS, L.; MARQUES, R. D. PAUL, P. L. Application of urea dosing for alkalinity supply during anaerobic digestion of vinasse. **Water Science & Technology**, v. 66.11, p. 2453-2460, 2012.

BORIES, A.; RAYNAL, J.; BAZILE, F. Anaerobic digestion of high-strength distillery wastewater (cane molasses stillage) in a fixed-film reactor. **Biological Wastes**, v. 23, p. 251-267, 1988.

BRASIL. Lei 12.305/2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS. Disponível em: <http://www.agopa.com.br/NetManager/documentos/politica_nacional_de_residuos.pdf>. Acessado em: 4 de janeiro de 2015

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

BUCK, A. L. New equations for computing vapor pressure and enhancement factor. **Journal of Applied Meteorology**, v. 20, n. 12, p. 1527-1532, 1981.

CABBAI, V.; BALLICO, M. ANEGGI, E.; GOI, D. BMP tests of sources selected OFMSW to evaluate organic codigestion with sewage sludge. **Waste Management**, v. 33. p. 1626-1632, 2013.

CAETANO, L. **Proposições de um sistema modificado para quantificação de biogás**. Botucatu: Faculdade de Ciências Agrônômicas Universidade Estadual Paulista Botucatu, 1985, 75 p.

CARLSSON, M.; LAGERKVIST, A.; MORGAN-SAGASTUME, F. The effects of substrate pre-treatment on anaerobic digestion systems: A review. **Waste Management**, v. 32, p. 1634-1650, 2012.

CARVALHO, T. C.; SILVA, C. L. Redução da quantidade de vinhaça através da evaporação. In: Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 6, **Periódicos Eletrônicos**, 2010.

CHAE, K. J.; JANG, A.; YIM, S. K.; KIM, 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, p. 1- 6, 2008.

CHAMY, R.; PIZARRO, C.; VIVANCO, E.; SCHIAPPACASSE, M. C.; JEISON, D.; POIRRIER, P.; RUIZ-FILIPPO, G. Selected experiences in Chile for the application of UASB technology for vinasse treatment. **Water Science & Technology**, v. 56, n. 2, p. 39-48, 2007.

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

CHRISTOFOLETTI, C. A.; ESCHER, J. P.; CORREIA, J. E.; MARINHO, J. F. U.; FONTANETTI, C. S. Sugarcane vinasse: Environmental implications of its use. **Waste Management**, v. 33, p. 2752-2761, 2013.

CONAB- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar**, v. 2, n. 1, Brasília: CONAB, 2015.

CONVERTI, A.; OLIVEIRA, R. P. S.; TORRES, B. R.; LODI, A.; ZILLI, M. Biogas production and valorization by means of a two-step biological process. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5771-5776, 2009.

CORTEZ, L.; MAGALHÃES, P.; HAPPI, J. Principais subprodutos da agroindústria canavieira e sua valorização. **Revista Brasileira de Energia**, v. 2, n. 2, 1992.

CORTEZ, L. A. B.; FREIRE, W. J.; ROSILLO-CALLE, F. Biodigestion of vinasse in Brazil. **Internacional Sugar Journal**, v. 100, n. 1196, p. 403-413, 1996.

CORTEZ, L. A. B.; SILVA, A.; LUCAS JUNIOR, J.; JORDAN, R. A.; CASTRO, L. R. Biodigestão de efluentes. In: CORTEZ, L. A. B.; LORA, E. S. (Coord.). **Biomassa para energia**. Campinas: Editora da UNICAMP, cap. 15, p. 493-529, 2007.

DAVIDSSON, A.; GRUVBERGER, C.; CHRISTENSEN, T. H.; HANSEN, T. L.; JANSEN, J. C. Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 27, p. 406-414, 2007.

DOLL, M. M. R.; FORESTI, E. Efeito do bicarbonato de sódio no tratamento de vinhaça em AnSBBR operado a 55 e 35°C. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 3, p. 275-282, 2010.

EL-MASHAD, H. M.; ZHANG, R. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4012-4028, 2010.

EMBRAPA- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA, 627 p. 2009.

EPE- EMPRESA DE PESQUISAS ENERGÉTICAS (Brasil). **Balanco Energetico Nacional 2015**: Ano base 2014. Rio de Janeiro: EPE, 2015.

ESPAÑA-GAMBOA, E.; CORTÉS, J. M.; PEREZ, L. B.; MALDONADO, J. D.; ZARATE, G. H.; GAVIRIA, L. A. Vinasse: characterization and treatments. **Waste Management e Research**, v. 29, n. 12, p. 1235-1250, 2011.

ESPAÑA-GAMBOA, E.; CORTÉS, J. M.; ZÁRATE, G. H.; MALDONADO, J. A. D.; GAVIRIA, L. M. A. Methane production by treating vinasses from hydrous ethanol using a modified UASB reactor. **Biotechnology for Biofuels**, v. 82, n. 5, p. 1-9, 2012.

FANG, H. H. P.; CHUI, H. K.; LI, Y. Y. Anaerobic degradation of butyrate in a UASB reactor. **Bioresource Technology**, v. 51, p. 75-81, 1995.

FERNANDES, B. S.; PEIXOTO, G.; ALBRECHT, F. R.; AGUILA, N. K. S.; ZAIAT, M. Potential to produce biohydrogen from various wastewaters. **Energy for Sustainable Development**, v. 14, p. 143-148, 2010.

FERREIRA, L. F.; AGUIAR, M.; POMPEU, G.; MESSIAS, T. G.; MONTEIRO, R. R. Selection of vinasse degrading microorganisms. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 26, p. 1613-1621, 2010.

GRANATO, E. F.; SILVA, C. L. Geração de energia elétrica a partir do resíduo vinhaça. In: Encontro de Energia no Meio Rural, 4., **Anais...**, 2002.

GUNKEL, G.; KOSMOL, J.; SOBRAL, M.; ROHN, H.; MONTENEGRO, S. AURELIANO, J. Sugar cane industry as a source of water pollution – case study on the situation in Ipojuca river, Pernambuco, Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 180, p. 261-269, 2007.

HARADA, H.; UEMURA, S.; CHEN, A. C.; JAYADEVAN, J. Treatment of a recalcitrant distillery wastewater by a thermophilic UASB reactor. **Bioresource Technology**, v. 55, p. 215-221, 1996.

HUANG, J. S.; JIH, C. G.; LIN, S. D.; TING, W. H. Process kinetics of UASB reactors treating non-inhibitory substrate. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 78, p. 762-772, 2003.

IPEA- INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos**: Relatório de Pesquisa. Brasília: IPEA, 2012.

JHA, A. K.; LI, J.; NIES, L.; ZHANG L. Research advances in dry anaerobic digestion process of solid organic wastes. **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 65, p. 14242-14253, 2011.

JIMÉNEZ, A. M.; BORKA, R.; MARTÍN, A. Aerobic-anaerobic biodegradation of beet molasses alcoholic fermentation wastewater. **Process Biochemistry**, v. 38, p. 1275-1284, 2003.

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

KIM, D.-H.; OH, A.-E. Continuous high-solids anaerobic co-digestion of organic solid wastes under mesophilic conditions. **Waste Management**, v. 31, p. 1943-1948, 2011.

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

KULOYO, O. O.; PREEZ, J. C.; GARCÍA-APARECIDO, M. P.; KILIAN, S. G.; STEYN, L.; GÖRGENS, J. *Opuntia ficus-indica* cladodes as feedstock for ethanol production by *Kluyveromyces marxianus* and *Saccharomyces cerevisiae*. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 30, p. 3173-3183, 2014.

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

LAIME, E. M. O.; FERNANDES, P. D.; OLIVEIRA, D. C. S.; FFEIRE, E. A. Possibilidades tecnológicas para a destinação da vinhaça: uma revisão. **Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas**, v. 5, p. 16–29, 2011.

LAMONICA, H.M, Potencial de geração de excedentes de energia elétrica a partir da biodigestão da vinhaça. In: AGRENERGD, **Anais...**, 2006, Campinas.

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, 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, p. 821-826, 2011.

LIU, X.; GAO, X.; WANG, W.; ZHENG, L.; ZHOU, Y.; SUN, Y. Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: focusing on biogas production and GHG reduction. **Renewable Energy**, v. 44, p. 463-469, 2012.

LIMA JÚNIOR, C.; SAMPAIO, E. V. S. B.; LIMA, R. L. F. A.; MENEZES, R. S. C. Potencial de aproveitamento energético de fontes de biomassa no nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 7, n. 2, p. 207-221, 2014.

MAGALHÃES, E. A.; SOUZA, S. N. M.; AFONSO, A. D. L.; RICIERI, R. P. Confecção e avaliação de um sistema de remoção de CO₂ contido no biogás. **Acta Scientiarum Technology**, v. 26, n. 1, p. 11-19, 2004.

MARIAS, F.; LETELLIER, S.; CEZAC, P.; SERIN, J. P. Energetic analysis of gasification of aqueous biomass in supercritical water. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, p. 59-73, 2011.

MARQUES, S. S. I.; NASCIMENTO, I. A.; ALMEIDA, P. F.; CHINALIA, F. A. Growth of *Chlorella vulgaris* on sugarcane vinasse: the effect of anaerobic digestion pretreatment. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 171, p. 1933-1943, 2013.

MARTINS, R. C.; PINTO, F. L.; CASTRO-SILVA, S.; QUINTA-FERREIRA, R. M. Flocculation, ozonation, and Fenton's process in the treatment of distillery effluents. **Journal of Environmental Engineering**, v. 139, p. 110-116, 2013.

MEDEIROS, N. V. S.; MENEZES, R. S. C.; CARVALHO, A. L.; QUEIROZ, R. O.; CARVALHO, E. X. Análise de reator anaeróbico de bancada para biodigestão controlada em laboratório. In: XIII Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão da Universidade Federal Rural de Pernambuco (XIII JEPEX), 2013, Recife. **anais**, 2013a.

MEDEIROS, N. V. S.; DUTRA, E. D.; SANTOS, T. N.; Estudo da cinética do pH da palma forrageira (*Opuntia ficus-indica* e *Nopalea cochenilifera*) visando à produção de bioenergia. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental e Sustentabilidade (CONGESTAS 2013), João Pessoa. **Anais...** 2013b.

MEDEIROS, N. V. S. **Avaliação do potencial de aproveitamento energético da biomassa de palma forrageira**. Recife: UFPE, 2014.

MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H.; SOUZA, F.J. Produtividade de palma em propriedades rurais. In: MENEZES, R.S.C.; SIMÕES, D.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.(Ed.) **A palma no nordeste do Brasil. Conhecimento atual e novas perspectivas de uso**. Editora Universitária da UFPE. Recife, 2005.

MENEZES, R. S. C.; DUTRA, E. D.; SANTOS, T. N.; SILVA, A. B.; ALBUQUERQUE, D. A. R.; GONDIM, L. A. P.; PRADO, A. G.; SILVA, F. T.; SANTOS, D. C.; ABREU, C. A. M.; JUNIOR, M. A. M.; SIMÕES, D. A. Potencial de produção de biocombustíveis a partir da biomassa de palma. In: Congresso Brasileiro de Palma e Outras Cactáceas, 2., 2011, Garanhuns. **Anais...** 2011.

METZ, H. L. **Construção de um biodigestor caseiro para demonstração de produção de biogás e biofertilizantes em escolas situadas em meios urbanos**. 2013. 39p. Monografia (Especialização em Forma Alternativas de Energia)- Universidade Federal de Lavras, Lavras.

MOHANA, S.; DESAI, C.; MADAMWAR, D. Biodegradation and decolourization of anaerobically treated distillery spent wash by a novel bacterial consortium. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 333-339, 2007.

MOHANA, S.; ACHARYA, B. K.; MADAMWAR, D. Distillery spent wash: Treatment technologies and potential applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, p. 12-25, 2009.

MORAES, B. S.; JUNQUEIRA, T. L.; PAVANELLO, L. G.; CAVALETT, O.; MANTELATTO, P. E.; BONOMI, A.; ZAIAT, M. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane biorefineries in Brazil from energy, environmental, and economic perspectives: Profit or expense? **Applied Energy**, v. 113, p. 825-835, 2014.

MOTA, V. T.; SANTOS, F. S.; AMARAL, M. C. S. Two-stage anaerobic membrane bioreactor for the treatment of sugarcane vinasse: Assessment on biological activity and filtration performance. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 494-503, 2013.

NAVARRO, A. R.; DEPÚLVEDA, M. C.; RUBIO, M. C. Bio-concentration of vinasse from the alcoholic fermentation of sugar cane molasses. **Waste Management**, n. 20, p. 581-585, 2000.

NAYONO, S. E.; GALLERT, C.; WINTER, J. Co-digestion of press water and food waste in a biowaste digester for improvement of biogas production. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 6987-6993, 2010.

NEVES, V. L. V. **Construção de biodigestor para produção de biogás a partir da fermentação de esterco bovino**. 2010. 55p. Monografia (Graduação em Tecnologia em Biocombustíveis)- Faculdade de Tecnologia de Araçatuba. FATEC, Araçatuba.

OBACH, J. E.; LEMUS, M. P. Bioenergy generation using *Opuntia ficus-indica* in arid and semi-arid zones of developing countries. In: Symposium Biomass and Waste Energy, **Internacional Waste Working Group**, Venice, 2006.

PANT, D.; ADHOLEYA, A. Biological approaches for treatment of distillery wastewater: A review. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 2321-2334, 2007.

PARNAUDEAU, V.; CONDOM, N.; OLIVER, R.; CAZEVIEILLE, P. RECOUS, S. Vinasse organic matter quality and mineralization potential, as influenced by raw material, fermentation and concentration processes. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 1553-1562, 2008.

PEIXOTO, G.; PANTOJA-FILHO, J. L. R.; AGNELLI, J. A. B.; BARBOZA, M.; ZAIAT, M. Hydrogen and methane production, energy recovery, and organic matter removal from effluents in a two-stage fermentative process. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 168, p. 651-671, 2012.

PIACENTE, F. J.; PIACENTE, E. A. **Desenvolvimento sustentável na agroindústria canavieira: uma discussão sobre resíduos.** Disponível em: <<http://www.cori.unicamp.br/IAU/completos/Desenvolvimento%20Sustentavel%20Agroindustria%20Canavieira%20uma%20discussao%20sobre%20os%20residuos.doc>>. Acesso em: 15/05/2012

PRAMANIK, A.; MITRA, A.; ARUMUGAM, M.; BHATTACHARYYA, A.; SADHUKHAN, S.; RAY, A.; HALDAR, S.; MUKHOPADHYAY, U. K.; MUKHERJEE, J. Utilization of vinasse for the production of polyhydroxybutyrate by *Haloarcularia marismortui*. **Folia Microbiologica**, v. 57, p. 71-79, 2012.

QDAIS, H. A.; HANI, K. B.; SHATNAWI, N. Modeling and optimization of biogas production from a waste digester using artificial neural network and genetic algorithm. **Resource, Conservation and Recycling**, v. 54, p- 359-363, 2010.

QIAO, W.; YAN, X.; YE, J.; SUN, Y.; WANG, W.; ZHANG, Z. Evaluation of biogas production from different biomass wastes with/without hydrothermal pretreatment. **Renewable Energy**, v. 36, p. 3313-3318, 2011.

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

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

RIBAS, M. M. F.; CHINALIA, F. A.; POZZI, E.; FORESTI, E. Microbial succession within an anaerobic sequencing batch biofilm reactor (ASBBR) treating cane vinasse at 55°C. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 4, p. 1027-1036, 2009.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, p. 1101-1107, 2009.

SÁNCHEZ, F.; SÁNCHEZ J.; MIGUEL, G. S. Biomass resource to hybridize CSP with biomethane: potential of horticultural residues and drought-tolerant crops. **Procedia Computer Science**, v. 83, p. 1102-1109, 2016.

SANTOS, T. N.; MEDEIROS, N. V. S.; MENEZES, R. S. C. Proporção de inóculo para biodigestão anaeróbia de vinhaça- adequação de pH. **Ciência & Tecnologia: Fatec-JB, Jaboticabal**, v. 6, p. 73-78, 2014. Suplemento.

SANTOS, T. N.; DUTRA, E. D.; PRADO, A. G.; LEITE, F. C. B.; SOUZA, R. F. R.; SANTOS, D. C.; ABREU, C. A. M.; SIMÕES, D. A.; MORAIS JR, M. A.; MENEZES, R. S. C. Potential for biofuels from the biomass of prickly pear cladodes: Challenges for bioethanol and biogas production in dry areas. **Biomass and Bioenergy**, v. 85, p. 215-222, 2016.

SATYAWALI, Y.; BALAKRISHNAN, M. Wastewater treatment in molasses-based alcohol distilleries for COD and color removal: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 86, p. 481-497, 2008.

SELVANUMRUGAN, M.; DORAISAMY, P.; MAHESWARI, M.; NANDAKUMAR, N. B. Comparative study on startup performance of UAHR and UASB reactors in anaerobic treatment of distillery spentwash. **International Journal of Environmental Research**, v. 6, n. 1, p. 235-244, 2012.

SHAHRIARI, H. WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K. J. Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. **Waste Management**, v. 32, p. 41-52, 2012.

SHARMA J.; SINGH, R. Effect os nutrients supplementation on anaerobic sludge development and activity for treating distillery effluent. **Bioresource Technology**, v. 79, p. 203-206, 2001

SILES, J. A.; GARCÍA-GARCÍA, I.; MARTÍN, A.; MARTÍN, M. A. Integrated ozonation and biomethanization treatments of vinasse derived from ethanol manufacturing. **Journal of Hazardous Materials**, v. 188, p. 247-253, 2011.

SILVA, M. A. S.; BRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 108-114, 2007.

SILVA, S. P. R; PALHA, M. L. A. P. F. **Inventário da biomassa produtora de biogás de Pernambuco**. Recife: Gráfica e Copiadora Nacional, 2016. 125 p.

SIMEONOV, I.; QUEINNEC, I. Linearizing control of the anaerobic digestion with addition of acetate (control of the anaerobic digestion). **Control Engineering Practice**, v. 14, p. 799-810, 2006.

SLUITER, A.; HAMES, B.; HYMAN, D.; PAYNE, C.; RUIZ, R.; SCARLATA, C.; SLUITER, J.; TEMPLETON, D.; WOLFE, J. **Determination of total solids in biomass and total dissolved solids in liquid process samples**. Golden, CO: Laboratory Analytical Protocol (LAP), National Renewable Energy Laboratory (NREL), 2008a.

SLUITER, A.; HAMES, B.; RUIZ, R.; SCARLATA, C.; SLUITER, J.; TEMPLETON, D. **Determination of ash in biomass**. Golden, CO: Laboratory Analytical Protocol (LAP), National Renewable Energy Laboratory (NREL), 2008b.

SOUZA, S. N. M.; BORSOI, A.; SANTOS, R. F.; SECCO, D.; FRIGO, E. P.; SILVA, M. J. Production potential of biogas in sugar and ethanol plants for use in urban buses in Brazil. **Journal of Food, Agriculture & Environment**, v. 10, n. 1, p. 908-910, 2012.

SOUZA, R. P.; GIRARDI, F.; SANTANA, V. S.; FERNANDES-MACHADO, N. R. C.; GIMENES, M. L. Vinasse treatment using a vegetable-tannin coagulant and photocatalysis. **Acta Scientiarum Technology**, v. 35, n. 1, p. 89-95, 2013.

SOUZA FILHO, P. F.; RIBEIRO, V. T.; SANTOS, E. S.; MACEDO, G. R. Simultaneous saccharification and fermentation of cactus pear biomass- evaluation of using different pretreatments. **Industrial Crops and Products**, v. 89, p. 425-433, 2016.

STINTZING, F. C.; CARLE, R. Cactus stems (*Opuntia* spp.): A review on their chemistry, technology, and uses. **Molecular Nutrition and Food Research**, v. 49, p. 175-194, 2005.

SZYMANSKI, M. S. E.; BALBINOT, R.; NAGEL, W. Biodigestão anaeróbia da vinhaça: aproveitamento energético do biogás e obtenção de créditos de carbono- estudo de caso. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 31, n.4, p. 901-912, 2010.

THANIKAL, J. V.; TORRIJOS, M.; HABOUZIT, F.; MOLETTA, R. Treatment of distillery vinasse in a high rate anaerobic reactor using low density polyethylene supports. **Water Science & Technology**, v. 56, n. 2, p. 17-24, 2007.

VASCONCELOS, A. G. V.; LIRA, M. A.; CAVALCANTI, V. L. B.; SANTOS, M. V. F.; WILLADINO, L. Seleção de clones de palma forrageira resistentes à cochonilha-do-carmim (*Dactylopius* sp). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, n. 5, p. 827-831, 2009.

VLASSIDES, A.; BARAMPOUTI, E. M.; MAI, S.; STAMATOGLU, A.; TSIMAS, E. Alternative biological systems for the treatment of vinasse from wine. **Water Science & Technology**, v. 62, n. 12, p. 2899-2904, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª edição. Belo Horizonte (MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

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

WILKIE, A. C.; RIEDESEL, K. J.; OWENS, J. M. Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. **Biomass and Bioenergy**, v. 19, p. 63-102, 2000.

WU, X.; YAO, W.; ZHU, J.; MILLER, C. Biogas and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4042-4047, 2010.

YANG, L.; LU, M.; CARL, S.; MAYER, J. A.; CUSHMAN, J. C.; TIAN, E.; LIN, H. Biomass characterization of *Agave* and *Opuntia* as potential biofuel feedstocks. **Biomass and Bioenergy**, v. 76, p. 43-53, 2015.

ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 190, p. 170-176, 2013.